



UNIVERSIDAD  
POLITECNICA  
DE VALENCIA

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS AGRÓNOMOS**

DPTO. DE INGENIERÍA RURAL Y AGROALIMENTARIA

**TESIS DOCTORAL**

ANÁLISIS Y SISTEMATIZACIÓN DE LA SEGURIDAD  
MEDIOAMBIENTAL DE LOS VERTEDEROS CONTROLADOS  
DE RESIDUOS URBANOS Y ASIMILABLES.  
APLICACIÓN A LAS BALSAS DE LIXIVIADOS

**Presentada por:**

FRANCISCO J. COLOMER MENDOZA

**Dirigida por:**

D. ANTONIO GALLARDO IZQUIERDO

D. ANDRÉS FERRER GISBERT

**VALENCIA, JULIO de 2006**

*A Sofia*

## **AGRADECIMIENTOS**

Quisiera, en primer lugar, agradecer a mis padres, Vicente y Emilia, su empeño y dedicación en motivarme, desde pequeño, para conseguir una titulación universitaria, gracias a la cual soy ingeniero agrónomo.

En segundo lugar, agradecer a todos los amigos/as y compañeros/as que, de una forma u otra, han colaborado en llevar a término esta Tesis, sobre todo a mis directores; Antonio y Andrés.

Agradecer a mi hija Sofía, a quien está dedicada la Tesis, ya que su gestación fue simultánea a gran parte del tiempo dedicado en estos trabajos y quien, durante sus primeros meses de vida, no ha tenido la dedicación que se merecía por parte de su padre. También a mis sobrinos; Juan y Alicia por alegrarme en momentos de incertidumbre y preocupación.

Y por supuesto, a Mónica; por su ayuda, paciencia, apoyo y cariño. Por aguantar mis malos ratos y por comprender mis preocupaciones.

A todos ellos; muchas gracias.

# Capítulo 1:

## INTRODUCCIÓN

## 1.1. INTRODUCCIÓN

El importante crecimiento demográfico de las grandes ciudades y la enorme cantidad de residuos generados por la población y echados a las calles sin ningún tipo de tratamiento ni gestión, fueron unas de las principales causas de las epidemias que asolaron las grandes urbes en la Edad Media. Más tarde se descubrió que el enterramiento de los residuos evitaba la proliferación de los vectores que transmitían las enfermedades.

Aunque las técnicas de reducción, recuperación, reciclaje y valorización son las actividades más incentivadas por las autoridades europeas y estatales en cuanto a la eliminación de residuos, siempre se genera un rechazo que se tiene que confinar en vertederos controlados. La constante evolución en el diseño y gestión de vertederos controlados y la creciente preocupación por el medio ambiente han propiciado que el depósito de los residuos sea una técnica ingenieril cada vez más avanzada y desarrollada que reduce los problemas sanitarios ocasionados por los residuos y evita que éstos sean una amenaza para el medio ambiente.

Los accidentes y catástrofes ocurridas en vertederos a lo largo y ancho del mundo, hacen necesario un control por parte de los gobiernos en cuanto a la ubicación, construcción y gestión de estas instalaciones de eliminación, traducido en una legislación cada vez más restrictiva en función del desarrollo del país.

La necesidad de construir vertederos cada vez más seguros y estables, hace que se precisen métodos muy sofisticados de construcción y manejo de los residuos de manera que se garantice la seguridad y estabilidad de los vertederos y todas sus instalaciones anejas, tanto desde el punto de vista sanitario como ambiental.

Uno de los principales problemas ambientales asociados a un vertedero de residuos urbanos es la generación de líquidos lixiviados, los cuales, por su alto poder contaminante, deben ser manejados y tratados convenientemente. Un número importante de vertederos acumulan los lixiviados en balsas de lixiviados específicas, ya sea para el tratamiento posterior *in situ* o a la espera de que un camión cisterna los recoja y los transporte hasta una estación depuradora.

A pesar de que las balsas de lixiviados suelen ser instalaciones seguras, se ha considerado que existen algunas carencias en cuanto a la legislación, referente a la seguridad medioambiental de las balsas e incluso algunas paradojas relacionadas con los criterios de ubicación.

La elaboración de una metodología de evaluación del riesgo ambiental supone un interesante avance en la construcción de instalaciones más seguras, de manera que se minimice el riesgo hasta niveles prácticamente nulos y se preserven los factores ambientales que pudieran resultar afectados en caso de accidente.

## 1.2. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La presente Tesis Doctoral se ha realizado en el Departamento de Ingeniería Rural y Agroalimentaria de la Universidad Politécnica de Valencia en estrecha colaboración con el Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción de la Universidad Jaume I de Castellón. Se enmarca dentro del programa de doctorado “Ingeniería Rural”.

El doctorando desarrolla su actividad docente e investigadora como profesor asociado en la Unidad Docente de Ingeniería Medioambiental dentro del Departamento de Ingeniería Rural y Agroalimentaria de la Universidad Politécnica de Valencia.

La elección de un tema relacionado con la eliminación de residuos en vertedero controlado dentro del programa de Ingeniería Rural, ha sido debida a la necesidad de maximizar las medidas protectoras que rigen la eliminación de residuos, ya que precisamente las zonas rurales son las que menor cantidad de residuos generan y son, sin embargo, las que reciben, para su eliminación, los residuos procedentes de las grandes ciudades.

Por otra parte, se ha visto necesario plantear una línea de investigación relacionada con la ingeniería ambiental y con la eliminación de residuos dentro del área de conocimiento de la Ingeniería Agroforestal.

Uno de los métodos más utilizados actualmente en nuestro país para la eliminación de residuos es el de vertedero controlado cuyos principales problemas ambientales son la generación de biogás y la producción de lixiviados. El biogás se debe evacuar adecuadamente por medio de un sistema de extracción y el lixiviado se recoge mediante tuberías que lo transportan hasta los depósitos o balsas de lixiviados.

Estas balsas de lixiviados tienen muchas semejanzas constructivas y de diseño con las balsas de materiales sueltos para riego, sobre las cuales se han hecho varios trabajos de investigación en este departamento, en los que ha colaborado este doctorando. Por otro lado, la docencia en “tratamiento y gestión de residuos sólidos” y en “evaluación de impacto ambiental” y la carencia de una

legislación específica sobre las balsas de lixiviados han contribuido a elegir este tema de investigación.

La búsqueda de emplazamientos adecuados, el diseño de instalaciones seguras, la explotación sostenible, un adecuado sistema de gestión e integración medioambiental y la minimización del riesgo social, sanitario y ambiental de los vertederos y, fundamentalmente de sus balsas de lixiviados, han sido los objetivos principales de esta investigación, Los trabajos realizados están encuadrados dentro de un marco general que es la evaluación de impacto ambiental, a la que están sometidas este tipo de instalaciones.

Para ello se ha recurrido por una parte, a las metodologías de análisis y prevención de riesgos ambientales y por otra parte, a la metodología de clasificación de grandes presas. Aplicando ambas metodologías a las balsas de lixiviados se puede conseguir una herramienta para minimizar el riesgo ambiental de estas balsas, con lo cual se minimiza el riesgo global de la instalación de eliminación de residuos.



### 1.3. ESQUEMA DE LA TESIS

La presente Tesis doctoral se estructura en diez capítulos. A continuación se resume el contenido de los capítulos que siguen a este primero de introducción.

- En el Capítulo segundo se realiza un repaso al estado del arte en la situación actual de los residuos sólidos, la evolución histórica en la generación y los cambios en la composición. También se realiza una revisión de los avances en materia de eliminación de residuos en vertedero, la tipología y las tendencias de futuro.

Por otra parte se analiza la legislación vigente en materia de vertederos controlados a nivel europeo y se efectúa un estudio comparativo de la normativa a nivel mundial, basado en algunos países representativos.

Por último se incluye una identificación de los principales peligros asociados a toda instalación de vertido, centrándose en las balsas de lixiviados, para lo cual se plantean una serie de parámetros generales de diseño y los riesgos asociados a estas instalaciones.

- En el Capítulo tercero se presenta la justificación de la Tesis y los problemas actuales que tienen las balsas de lixiviados en cuanto a su seguridad medioambiental. También se presentan los objetivos que se pretenden alcanzar.

- En el Capítulo cuarto se analiza el marco legislativo en materia de responsabilidad ambiental y se presenta la adaptación de la metodología de evaluación del riesgo ambiental establecida por la norma *UNE 150008 EX de Análisis y evaluación del riesgo medioambiental* a las balsas de lixiviados.

La aplicación de esta norma presenta algunas carencias o posibles matizaciones. En la segunda parte de este capítulo, se elabora una metodología para calcular el índice de riesgo ambiental de las balsas de lixiviados en relación a la estabilidad de la balsa y a los factores ambientales presentes en el entorno. A partir de su aplicación se determinará la aptitud o no de una balsa en una determinada área geográfica.

- En el capítulo quinto se presenta la aplicación de esta fórmula de Índice de Riesgo Ambiental a tres casos diferentes de balsas de lixiviados; una correspondiente a un vertedero de rechazos, otra de una planta de compostaje y la tercera perteneciente a un vertedero de residuos no peligrosos.
- Finalmente, en el capítulo sexto se exponen las conclusiones finales y se plantea una serie de posibles investigaciones futuras.



# Capítulo 2:

## ESTADO DEL ARTE EN LA ELIMINACIÓN DE RESIDUOS

## 2.1. INTRODUCCIÓN

La capacidad de autodepuración de la naturaleza permite degradar los residuos que ella misma genera (troncos de árboles, hojas, animales muertos, etcétera). Sin embargo, con el incremento de la población concentrada en grandes ciudades y el consiguiente aumento de la producción y el consumo, el ciclo natural se ha roto. Todo lo que se consume fue producido en algún lugar y una vez utilizado debería volver a integrarse al ciclo productivo, pero muchos de los objetos inventados por el hombre no fueron pensados para poder volver a usarse, sino para ser desechados.

Por todo lo anterior se planteó la urgente necesidad de gestionar correctamente los residuos generados, de manera que se intentaran encontrar métodos más eficaces de reciclaje y valorización y, como última opción, sistemas de eliminación de residuos respetuosos con el medio ambiente y sobre todo, sin poner en peligro la salud humana.

El vertedero como método de eliminación de residuos es muy utilizado en todo el mundo aunque, para cumplir los requisitos sanitarios y ambientales, debe ser construido y gestionado atendiendo a la normativa vigente en materia de diseño, ubicación, explotación, clausura y postclausura.

Uno de los principales problemas ambientales y sanitarios originados por los vertederos es la generación de unos líquidos con alta carga contaminante llamados lixiviados. Estos líquidos se extraen de la masa de residuos por una red de tuberías que los transportan hasta el depósito o balsa donde se almacenan hasta que son retirados o depurados. Aunque un elevado porcentaje de vertederos y otras instalaciones de gestión de residuos, utilizan estas balsas para almacenar sus lixiviados, no existe actualmente una legislación específica para ellas, a pesar del riesgo ambiental que suponen.

En este capítulo, se realizará un repaso a la evolución de los vertederos, haciendo especial hincapié en la seguridad ambiental éstos y de sus balsas de lixiviados.

## 2.2. EVOLUCIÓN HISTÓRICA EN LA GENERACIÓN DE RESIDUOS

Hace unos 2 500 000 años, en la época conocida como Paleolítico, el hombre consumía los recursos que la tierra generaba. No se preocupaba de producir, sólo de recolectar y de cazar, para lo que se proveía de piedras, que más o menos tallaba, huesos y palos.

Durante esta época el hombre fue cazador, pescador y recolector, por lo que llevaba una vida nómada y solía colocar sus campamentos en las orillas de los ríos donde se aseguraba el agua y la comida por un tiempo. Eran grupos formados por un reducido número de individuos.

En esta época (hace 1 500 000 años aproximadamente) se comenzó a utilizar el fuego; se tenían creencias religiosas de carácter mágico y se realizaban ceremonias funerarias. Los hombres vivían como tribus nómadas. Los residuos quedaban y eran ellos los que cambiaban de lugar (Lezcano. 2001).

A continuación, el descubrimiento de la agricultura y la Revolución Agrícola, marco el inicio del Neolítico. El comienzo de esta etapa de la evolución humana es difícil de concretar ya que cada grupo humano descubrió la agricultura en un momento distinto (incluso hoy quedan en América y Oceanía, grupos humanos que siguen viviendo en el Paleolítico y desconocen la agricultura). Como fecha aproximada se puede colocar el inicio de esta época hace unos 5 000 años. Durante el Neolítico, el ser humano descubrió la ganadería y la agricultura (aunque siguiera practicando la caza y la recolección) lo cual le permitió convertirse en sedentario y construir los primeros poblados, así como tener más tiempo libre que poder dedicar a otras tareas distintas de la constante búsqueda de comida. El hombre en esta época utilizaba herramientas más perfectas realizadas con huesos y piedras pulidas y comenzó a desarrollar el tejido y la cerámica. Los residuos generados se empezaron a depositar en el entorno, aunque por su carácter orgánico biodegradable y por su escasa cantidad, no presentaba problemas y se integraban perfectamente en el ciclo de la naturaleza (Bermúdez. 2003)

No obstante, la productividad agrícola o cinegética de estos pobladores era efectivamente, muy baja; se necesitaba una media de 5 km<sup>2</sup> de terreno de caza para

alimentar una persona. Con ese dato y conocida la superficie de la Tierra, la población estaría limitada a 10 millones de habitantes, con una esperanza de vida estimada de 20 años (Alonso et al. 2003)

El sedentarismo de la especie humana propició la formación de poblados con cada vez mayor número de individuos consumiendo alimentos de fácil descomposición y produciendo bienes duraderos basados en materias naturales como la madera, el barro, el cuero, los metales y las fibras textiles naturales. Los residuos que estos producen eran asimilados rápidamente por el medio ambiente (ABORGASE-EDIFESA. 2001)

El último periodo de la Prehistoria es la llamada genéricamente, Edad de los Metales ya que en él, los seres humanos descubrirán y utilizarán los metales. A su vez este periodo se divide en tres etapas que reciben el nombre de los metales que el hombre fue utilizando progresivamente. La más antigua es la Edad del Cobre; primer metal trabajado, posteriormente vino la Edad del Bronce y por último la Edad del Hierro. Al igual que en el Neolítico, los metales no fueron descubiertos a la vez por todos los pueblos. Por eso aquellos pueblos que utilizaron el cobre se impusieron a los que sólo utilizaban la piedra, aquellos fueron sometidos por los que usaron el bronce y por último el hierro se mostró durante mucho tiempo como el metal más fuerte. En esta etapa se desarrollan las primeras civilizaciones que acabarían por inventar la escritura, entrando en la Historia.

Las culturas más evolucionadas surgieron a partir de la aparición de la metalurgia, la alfarería, y las incipientes producciones de productos químicos, el yeso, la cal, etc. Aunque eran productos poco biodegradables, su reutilización y su reciclaje, no permitían que estos residuos se convirtieran en un problema.

Las agrupaciones humanas en grupos cada vez con mayor número de individuos, originó que la generación de residuos comenzara a ser un serio problema.

En el Antiguo Testamento (Libro del Deuteronomio) se establece una normativa en la cual se promulga la higiene como una pauta a seguir, en las ciudades con gran población: *“Jehová vuestro Dios os ha multiplicado, y he aquí sois hoy vosotros como las estrellas del cielo en multitud”*. (Cap 1, 10). *“Cuando hubiere en ti alguno que no fuere limpio por accidente de noche, saldrase del campo, y no*

*entrará en él. Y será que al declinar de la tarde se lavará con agua, y cuando fuere puesto el sol, entrará en el campo. Y tendrás un lugar fuera del real, y saldrás allá fuera; Tendrás también una estaca entre tus armas; y será que, cuando estuvieres allí fuera, cavarás con ella, y luego al volverte cubrirás tu excremento”.* (Cap. 23, 10 – 13).

En efecto, por estos tiempos, en Creta y en las ciudades bíblicas del pueblo de Israel, parece que se tenía como práctica el enterramiento de los residuos sólidos urbanos y las aguas residuales (Bermúdez. 2003)

A medida que se incrementaba la población, se modificaba la composición de los residuos, siendo éstos cada vez más difícil de eliminar, tanto por la cantidad que se generaba, como por la composición de los mismos (Hontoria et al. 2000)

Existen múltiples referencias de los graves problemas que tenía la ciudad de Roma a consecuencia de los productos manufacturados que le llegaban de otras tierras, especialmente los restos de ánforas, envase usado para el transporte de todo tipo de productos, alimentos, vino y aceite. Una de las actuales colinas de Roma, el monte Testaccio (Blázquez et al. 1994), tuvo su origen en el inmenso vertedero que se destinó para estos restos cerámicos (Calvo. 1997). Entonces ya se observaba una cierta preocupación por la problemática de los residuos, encontrando referencias de carteles romanos indicando *"Arrojad las basuras más lejos o se impondrá una multa* (Hontoria et al. 2000). Se ha documentado tradicionalmente que la Roma clásica olía mal. La gran metrópoli que se asentó durante siglos sobre las siete colinas albergó una población en torno al millón de habitantes, (Blázquez et al. 1994) que producía detritus en tal cantidad que no podían ser asimilados por la naturaleza (Seco et al. 2003).

En la Roma de César Augusto se adoptaron medidas para evitar la acumulación de los vertidos en las ciudades, acometiendo la fabulosa red de alcantarillado de la ciudad (Carreras et al. 1992) en efecto, el Derecho Romano trata la contaminación del agua, los efectos contaminantes de los estercoleros, la contaminación ambiental derivada de las cañerías y de los efectos negativos provenientes de la existencia de cloacas (Martín, 1991)



La introducción del alcantarillado en la Europa mediterránea por griegos y romanos, supuso un gran avance en la gestión de los residuos que, tras las invasiones germánicas, sufriría un proceso de retroceso (Calvo. 1997).

En Iruña de Oca (Álava) se descubrió, bajo una extensión de varias hectáreas de cultivo de cereal, el vertedero en el cual se convirtió uno de los mercados de la *domus* de Pompeya Valentina (como si fuera un solar vacío de una ciudad actual), lo que ha permitido el descubrimiento de costumbres ancestrales de enterramientos (EL PAÍS, 23-08-2001).

Otro interesante ejemplo se observa en el descubrimiento de una gran cloaca, de más de siete metros de profundidad que, atravesando la actual Plaza del Aseo (Zaragoza), se dirigía al río Ebro. Esta cloaca, del siglo I a.C., estaba cubierta por un testar, vertedero de piezas taradas o semirrotas, con más de 100 000 piezas de cerámica procedentes de un alfar del siglo I d.C. (EL PAÍS, 01-09-1988)

Al principio de la Edad Media, allá por el siglo XIV, las ciudades eran ya de un tamaño considerable. Carentes de las mínimas infraestructuras de saneamiento, habitadas por una población sin cultura ni estudios, sin protección social ni sanitaria. La población tenía un bajo nivel de vida y vivía a expensas de los caprichos del señor feudal. En las ciudades los restos de comida y otros residuos, incluidos detritus, se arrojaban por las ventanas de forma incontrolada, a las calles, caminos y terrenos vacíos (Seco et al. 2003)

Tanto las basuras como el vertido de aguas fecales a las calles fue, casi con seguridad, la causa de la epidemia de la peste que dio lugar a la muerte de casi la mitad de la población europea (Hontoria et al. 2000). Este depósito incontrolado de restos de alimentos, excrementos y residuos de todo tipo en unas vías públicas generalmente sin pavimentar, en terrenos sin edificar y en zonas próximas a las ciudades, facilitó una enorme proliferación de ratas, cuyas pulgas (*Xenopsylla cheapis*, provocaron durante años la peste bubónica (ABORGASE-EDIFESA. 2001). España estuvo azotada por esta plaga, algo más benigna que en el resto de Europa, donde murieron un tercio de sus habitantes, durante los siglos XIV, XV, XVI y XVII, siendo especialmente cruenta en este último (ABORGASE-EDIFESA. 2001).

Un buen ejemplo lo representa la ciudad de Sevilla, que empieza por ser escenario de una gran mortandad entre 1505 y 1510. Después de un respiro entre 1510 y 1520, la ciudad sufre de nuevo el castigo de la peste hasta 1524, cuyo testimonio dejó un insigne médico de la época: *"Empero mucho mayor fue la pestilencia de quinientos y veinte y cuatro, y duró más, y yo he oído decir a un antiguo que cuando vio ya la ciudad en mejor disposición, se hallaba por la lista de los curas de las iglesias que cada día morían ochocientos"*. A partir de 1524 la enfermedad aflora intermitentemente en cada década salvo en la del setenta, cerrándose el siglo con la más importante de todas las habidas en la ciudad. La epidemia de 1580 mató a 12 000 personas; la de 1586 duró seis meses. Después de un rebrote muy importante en 1594, la ciudad volvería a sufrirla durante cuatro años consecutivos, de 1599 a 1602 (ABORGASE-EDIFESA. 2001).

Curiosamente, los esfuerzos de las autoridades se centraron más en curar la enfermedad que en conocer y profundizar en las posibles causas que originaban la epidemia. No obstante, ya en esos años se ve la necesidad de organizar, aunque de forma primaria, la gestión de los residuos producidos en las grandes ciudades con un enfoque básico de prevención y control de los vectores sanitarios (ABORGASE-EDIFESA. 2001). Posteriormente, debido al crecimiento de las ciudades y al miedo a grandes plagas, se tomaron medidas de protección a la comunidad en el medio urbano, como por ejemplo, las ordenanzas de las ciudades prohibiendo arrojar basuras y desperdicios (Jaquenod. 1991).

En el siglo XVIII se comenzó a autorizar la recogida de los residuos por los agricultores para utilizar la fracción orgánica como fertilizante para sus cultivos y como alimento para la ganadería, fundamentalmente cerdos (Hontoria et al. 2000).

En esta época las autoridades españolas se tuvieron que preocupar por la salud pública de sus ciudades, tanto en la península como en el Virreinato, asoladas en algunos casos por las epidemias de tifus, fiebre amarilla, etc. Tal es el caso de la ciudad de Buenos Aires, donde en el siglo XVIII se dispusieron medidas para evitar diversas epidemias. Se prohibió a los ciudadanos que arrojaran la basura a las calles o en cualquier lugar, ya que era una causa importante de enfermedades (Bermúdez. 2003)

En este mismo siglo XVIII, con el reinado de Carlos III, se acomete en España la primera red de alcantarillado y servicios de limpieza municipales en la capital del país (Calvo. 1997).

Realmente, estas medidas no fueron desarrolladas con amplitud hasta finales del siglo XVIII, cuando llegaron desde Francia las nuevas tendencias higienistas desarrolladas gracias a los avances científicos y prácticos de la medicina. La política higienista se difundió por toda la Península, naciendo y aumentando las críticas a las actividades industriales dentro de las ciudades por considerarlas insalubres, y comenzando una amplia política de establecimiento de ordenanzas urbanas para reorganizar el espacio urbano, planificación de infraestructuras municipales, cementerios, construcción de redes de alcantarillado, abastecimiento de aguas, hospitales... Como consecuencia, las ciudades se vieron sometidas a profundas transformaciones urbanísticas con claros tintes higienistas: grandes avenidas, edificaciones con mayores servicios, importantes infraestructuras municipales, etc. (ABORGASE-EDIFESA. 2001). No obstante, en este grupo de medidas expuestas, no existe la concepción del medio ambiente tal y como se entiende hoy desde el punto de vista del Derecho, dado que su finalidad era garantizar la salud pública y la higiene humana (Martínez. 2002). La única aproximación a esta materia por vía legislativa era de carácter higienista y pretendía evitar perjuicios de esta índole para el hombre (Martín, 1990).

Durante el reinado de Carlos III la visión medioambiental estaba limitada a lo relacionado con la salud de los ciudadanos, pero algunos personajes propiciaron transformaciones fundamentales en las poblaciones españolas; hombres avanzados en sus ideas que abordaron tratamientos de conjunto en las ciudades con enfoques multidisciplinarios atrevidos y revolucionarios. Olavide en Sevilla; Jovellanos, que propuso a la Corona leyes muy progresistas y que afectaron a Madrid, Gijón y Bilbao, el arquitecto Pedro Manuel de Ugartemendia en San Sebastián, Sabatini en Madrid... Las normas que Sabatini dictó para la limpieza urbana lograron cambiar el aspecto externo de la ciudad en apenas cinco años. El programa comprendía dos operaciones básicas: el empedrado de las calles para facilitar su limpieza y la evacuación de las aguas menores y mayores, llamadas “inmundicia principal”. Los gastos ocasionados por estas obras repercutieron en los alquileres, provocando un

aumento de los precios que, unidos a los graves problemas de subsistencia de la población, dieron lugar a un motín contra Esquilache, ministro de Carlos III e impulsor de dichas reformas. La incompreensión del pueblo respecto a unas reformas básicas de la ciudad, de sus condiciones higiénico-sanitarias y de la calidad de vida de sus habitantes, hizo que los amotinados apedrearan la casa de Sabatini, el arquitecto de la corte, por considerarlo responsable del aumento de los alquileres. (ABORGASE-EDIFESA. 2001).

La Revolución Industrial del siglo XIX fue la que dio lugar a la gran explosión en la aparición de residuos. La gestión de los mismos era todavía insuficiente, por lo que se producían graves problemas sanitarios, sobre todo en los abastecimientos de agua, los vertidos de aguas residuales y la acumulación de basuras. Todo esto volvió a provocar la aparición de numerosas enfermedades como el cólera o el tífus (Hontoria et al. 2000). A esto se unió la generación de nuevos tipos de residuos, consecuencia de los avances tecnológicos y de la expansión demográfica.

La consecuencia fue una irracional explotación de los recursos naturales, una degradación y carestía de los recursos hídricos, deforestación, reducción de la biodiversidad, polución atmosférica, degradación de suelos y contaminación aguas subterráneas (Carreras et al. 1992).

A finales del siglo XIX, las condiciones a que dio lugar el problema de la evacuación de los residuos sólidos eran tan desastrosas, que en Inglaterra se aprobó un acta de sanidad urbana, prohibiendo arrojar residuos sólidos en diques, ríos y aguas (Seco et al. 2003).

La primera norma española que contempla un atisbo de regulación ambiental es la Real Orden de 11 de abril de 1860, promulgada a raíz del creciente impacto ambiental derivado del fuerte crecimiento que la industria experimenta en la época (Martínez. 2002).

Como podemos observar en la Figura 2.1 y 2.3, la explosión demográfica del siglo XX ha propiciado e incrementado la problemática producida por lo residuos, complicando en exceso su eliminación y forzando a investigar sobre nuevos métodos de eliminación.

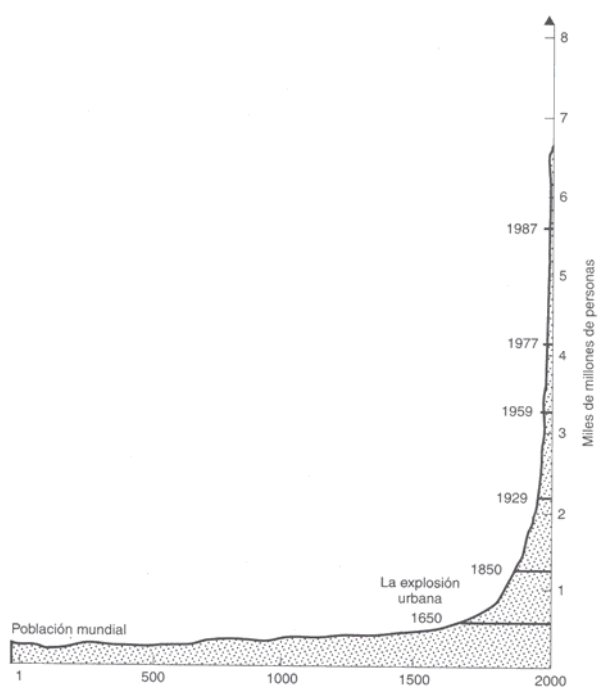


Figura 2.1: Evolución de la población mundial en los últimos 2000 años. (fuente: Towns and Cities. Gage Studies Series (BRAMWELL. 1977).

No obstante, se continuaban realizando actividades antiguas en la gestión de los



Figura 2.2: El trapero, imagen típica de principios y mediados del siglo XX en España. (fuente: APWA)

residuos. En Valencia, la figura del *femater* transportando, en las alforjas de su pollino o en carros, los restos de comida fue tradicional hasta finales del siglo XIX y principios del XX (Figura 2.2). Un ejemplo interesante lo observamos en el "tío Calet" de Meliana que se levantaba a las cinco de la mañana y con su mula y su carro se iba a Valencia a recoger las basuras orgánicas, por las cuales pagaba, que desechaban los habitantes de varios

barrios de la ciudad y que las usaba para alimentar al ganado y para fertilizar sus campos (Colomer et al. 2003).

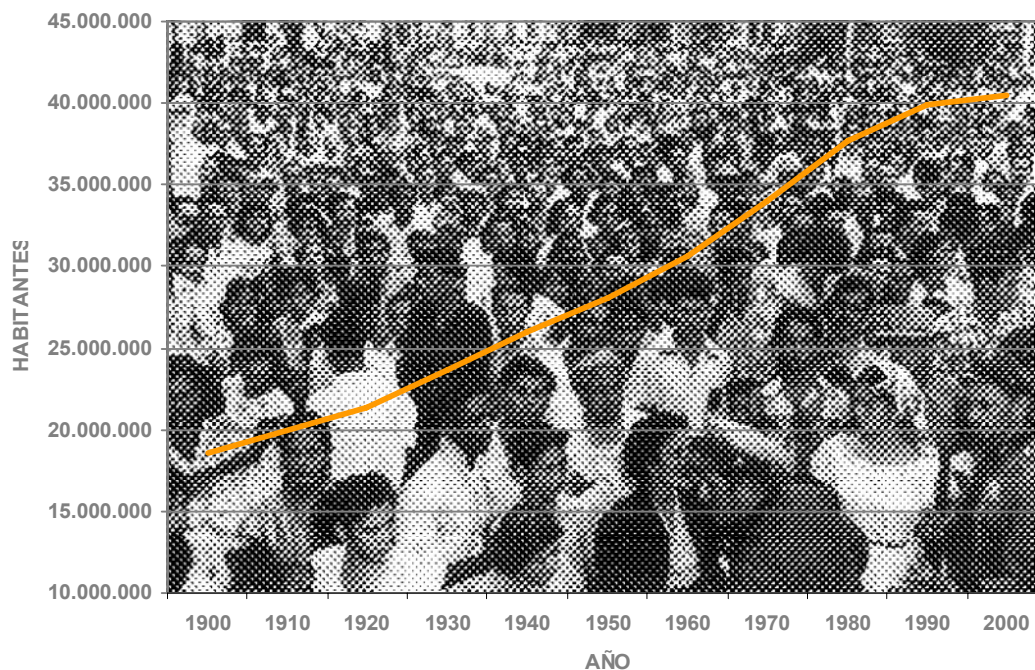


Figura 2.3: Evolución de la población española durante el siglo XX (fuente: INE)

En Barcelona, Madrid, Bilbao y en casi todas las ciudades, esta fue la primera forma ordenada de recogida de residuos sólidos urbanos. Estos huertanos se unieron a lo largo del tiempo en asociaciones y empresas de las que surgieron varias de las compañías que actualmente se dedican a esta actividad, como la Cooperativa de Usuarios del Servicio de Limpieza Pública Domiciliaria de Barcelona, y Agricultores de la Vega de Valencia.

El operativo normal consistía en asignar a cada familia de hortelanos un área de la ciudad. La recogida se llevaba a cabo con carros tirados por caballerías y el servicio solía prestarse en el propio domicilio. Era muy frecuente que el basurero regalase en Navidad a las casas pudientes los pavos o los pollos tradicionales de las comidas navideñas como contraprestación de los residuos del año. Los huertanos trasladaban los restos hasta las afueras de la ciudad, donde disponían de asentamientos propios en que, generalmente las mujeres de la familia, procedían al *triaje* de los residuos en cuatro grandes fracciones: una destinada a alimento para el ganado, generalmente terneras y cerdos; otra, al abonado de los campos, mezclándola con el estiércol de los animales; otra compuesta por los pocos objetos reutilizables de que se desprendían los ciudadanos; y un resto de elementos de aparente inutilidad (SAV. 2003).

Otro representativo ejemplo se encuentra en los traperos, que no hace muchos años, recogían papeles y cartones usados para luego venderlos. También existía el *peller* que se aprovisionaba de las pieles procedentes de animales sacrificados para emplearlos como forro del calzado. Aunque estos ejemplos parecen sacados de la época de la posguerra española, en algunas poblaciones rurales estas personas realizaban su trabajo hasta 1980.

En Estados Unidos de América, el movimiento ambiental se inició en el siglo XIX, cuando se le encargó al Servicio de Salud Pública de Estados Unidos (USPHS), la erradicación de un número importante de enfermedades contagiosas, entre las cuales estaban el tifus, difteria y fiebre amarilla (Díaz et al. 2002).

En 1937 se formó la American Public Works Association (APWA) por la fusión de la Sociedad Americana de Ingeniería Civil (ASCE) y la Asociación Internacional de Trabajos Públicos Oficiales publicando uno de los primeros manuales de gestión de residuos sólidos, en el cual se establecían los requerimientos técnicos y económicos necesarios para la gestión integral de los residuos sólidos.

Los vertederos clandestinos e incontrolados se consideraron como uno de los agentes potenciales para la transmisión de enfermedades y se invirtieron grandes cantidades de dinero en la eliminación y sellado de este tipo de vertidos. (Hickman et al. 2000).

La incineración de finales del siglo XIX revolucionó la forma de eliminación de los residuos por su disminución en peso, en volumen y en peligrosidad, pero estas formas incontroladas de combustión, traían consigo otros problemas asociados como humos, incendios, etc. Es por ello que aunque esta práctica fue muy extendida en EEUU a principios de siglo, el año 1909 se clausuraron más de 100 incineradores, dejando vigentes los rellenos sanitarios, modernizados después de la II Guerra Mundial (Lezcano. 2001).

La evolución de los residuos trae la aparición de numerosos materiales sintéticos no degradables, como los plásticos, y graves problemas de contaminación de suelos a causa de la industrialización masiva de las sociedades desarrolladas. El auge de la cultura de “usar y tirar” provocó que a partir de la segunda mitad del siglo

XX, se empiece a considerar seriamente en todos los países desarrollados la necesidad de realizar una correcta gestión de los residuos sólidos (Seco et al. 2003).

Hasta épocas recientes no ha habido una conciencia clara sobre el problema que se estaba generando en el proceso de transformación de las materias primas, como recursos no renovables, a productos de consumo con la creciente generación de residuos. Las administraciones locales se han responsabilizado históricamente de su tratamiento mediante el enterramiento, con lo cual los residuos se dejan ahí, en fase sólida para las generaciones venideras o por cremación con una escasa recuperación de energía y con residuos en menor proporción.

Esta auténtica invasión de residuos ha rebasado la gestión de las administraciones provocando en la población una necesidad acuciante de librarse de ellos pero con el síndrome del NIMBY (Not in my back-yard).

La problemática creciente concienció a las autoridades europeas para ponerse a legislar una normativa restrictiva y programática en materia de medio ambiente. De esta forma se fueron elaborando programas, cada vez más restrictivos y proteccionistas, traducidos en los siete programas comunitarios:

- Programa de Acción Primero (1973 - 1976): “Acción correctiva”
- Programa de Acción Segundo y Tercero (1977, 1983 - 1986): “3R” y el principio de corresponsabilidad “quien contamina paga”.
- Programa de Acción Cuarto (1987 - 1992): “productos ecológicos” y “tecnologías limpias”
- Quinto Programa Comunitario (1992-2000): “desarrollo sostenible”
- Sexto Programa Comunitario (hasta 2010): “Uso sostenible de los recursos naturales y gestión de los residuos. El futuro en nuestras manos”

Con estos programas aplicados a los países miembros y a las regiones, se promueven planes de fomento de las 3R: Reducción, Reutilización y Reciclaje, por este orden y, como máxima premisa, una producción y desarrollo sostenible es decir, un disfrute de los recursos y del medio ambiente pero dejando a las generaciones



futuras la posibilidad de este uso y disfrute. Por último se velará por mejorar la eficacia del uso de los recursos desarrollando una economía menos materialista y previniendo la producción de residuos sin superar la capacidad de carga del medio ambiente.

### 2.3. VARIACIONES EN LA COMPOSICIÓN Y GENERACIÓN DE LOS RESIDUOS

Para la adecuada y correcta gestión de los residuos sólidos es fundamental conocer la composición de los mismos, ya que en función de los componentes, se pueden dimensionar los sistemas de recogida selectiva y de reciclaje. La composición de los residuos sólidos varía según varios elementos, pero esencialmente depende del nivel de vida, de la estación del año, del modo de vida de la población, de la existencia de zonas turísticas, del clima y del día de la semana (López Garrido et al. 1975; Tchobanoglous et al. 1994). La composición física es el término utilizado para describir los componentes individuales que constituyen los RSU y su distribución relativa (Gallardo. 2001).

La información sobre la composición de los RSU es importante para evaluar las necesidades de equipo, los sistemas de tratamiento y los planes de gestión (Gallardo. 2001)

Además de las características técnicas de la basura, habrá que tener en cuenta la humedad, el poder calorífico de la basura, la cantidad de materia orgánica y la densidad. En la Tabla 2.1. se representa la composición media en porcentaje de los residuos sólidos urbanos en diversas ciudades de España en el año 1973 (López Garrido et al. 1975):

Ciudad	Materia Orgánica (%)	Papel y cartón (%)	Metales (%)	Vidrio (%)	Plásticos (%)	Otros (%)
Mahón	62,69	17,19	4,24	6,36	4,10	5,42
Ronda	60,75	15,99	5,31	7,97	3,97	6,01
Murcia	54,77	20,59	4,80	7,19	3,63	9,02
Jaen	52,14	23,73	4,54	6,81	3,85	8,93
Salamanca	44,71	25,51	5,23	7,85	5,26	11,44
Leon	40,50	27,94	4,50	6,74	5,24	15,08
<b>MEDIA</b>	<b>52,59</b>	<b>21,83</b>	<b>4,77</b>	<b>7,15</b>	<b>4,34</b>	<b>9,32</b>

Tabla 2.1.: Composición media de los residuos sólidos en algunas ciudades españolas. Fuente: (López Garrido et al. 1975)

En la Tabla 2.2. se representa la composición media de los residuos sólidos en España en el año 1996:

	Materia Orgánica	Papel y cartón	Metales	Vidrio	Plástico	Otros
<b>España</b>	<b>44,1 %</b>	<b>21,2 %</b>	<b>4,1 %</b>	<b>6,9 %</b>	<b>10,6 %</b>	<b>13,1 %</b>

Tabla 2.2.: Composición media de los residuos sólidos en España en el año 1996. Fuente: PIR de la Comunidad Valenciana

Se puede observar que, en los últimos 25 años ha habido una destacable disminución en el porcentaje medio de materia orgánica y un aumento significativo en la proporción de plásticos. El porcentaje del resto de fracciones ha permanecido más o menos constante, aunque se observa una pequeña disminución del vidrio y de los metales a favor del plástico.

También existe una diferencia importante entre la composición de los residuos urbanos en función del desarrollo del país o de la zona, de forma que, como se muestra en la Tabla 2.3, a mayor nivel de desarrollo se observa un aumento en la presencia de plástico, vidrio y papel/cartón mientras que el porcentaje de materia orgánica es menor (Seoáñez, 1998; EMDELU, 1999; FAO, 1998).

*datos promedio	Materia Orgánica (%)	Papel y cartón (%)	Metales (%)	Vidrio (%)	Plásticos (%)	Otros (%)
Países en vías de desarrollo	69,1	2,6	1,2	2,4	5,6	19,1
Países desarrollados	47,5	15,3	5,8	11,6	13,0	6,8

Tabla 2.3. Comparación de datos en cuanto a las fracciones de los residuos municipales. Datos del año 1996. Fuente: FAO 1998.

Por otra parte, son destacables las diferencias en cuanto a la zona geográfica, por la influencia del clima y las costumbres alimenticias. Así, según aparece representado en la Figura 2.4. la proporción de materia orgánica varía sensiblemente entre los países europeos situados al norte y los países mediterráneos (Seoáñez, 1999).

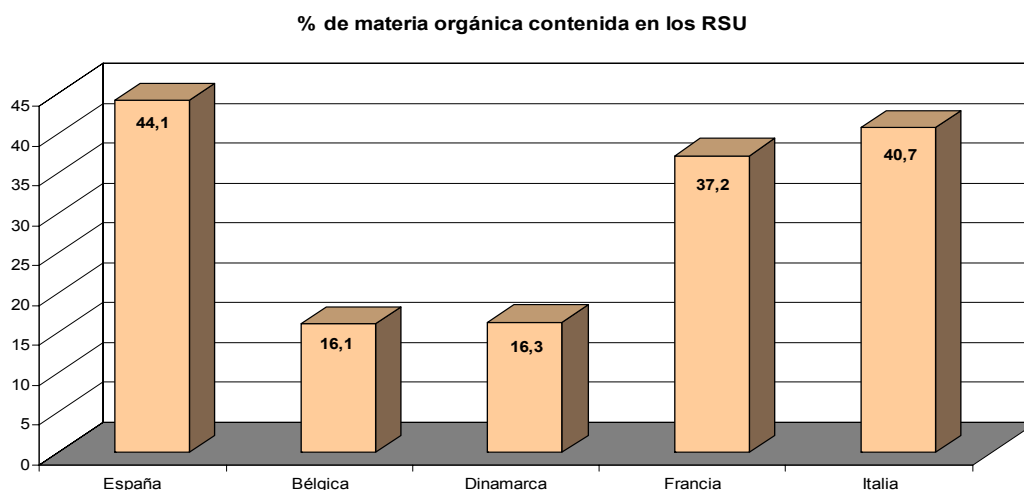


Figura: 2.4.: diferencias en el porcentaje de materia orgánica presente en los residuos domiciliarios en algunos países de la U.E. Fuente: (Seoánez, 1999)

En cuanto a las variaciones en la generación acaecidas recientemente, hay que considerar que la población en España ha tenido un constante crecimiento en los últimos años que se ha traducido en un incremento notable, tanto en la cantidad de residuos, como de la tasa de generación.

Según el Instituto Nacional de Estadística, la evolución de la población de hecho desde el año 1996 en España y en la Comunidad Valenciana ha sido:

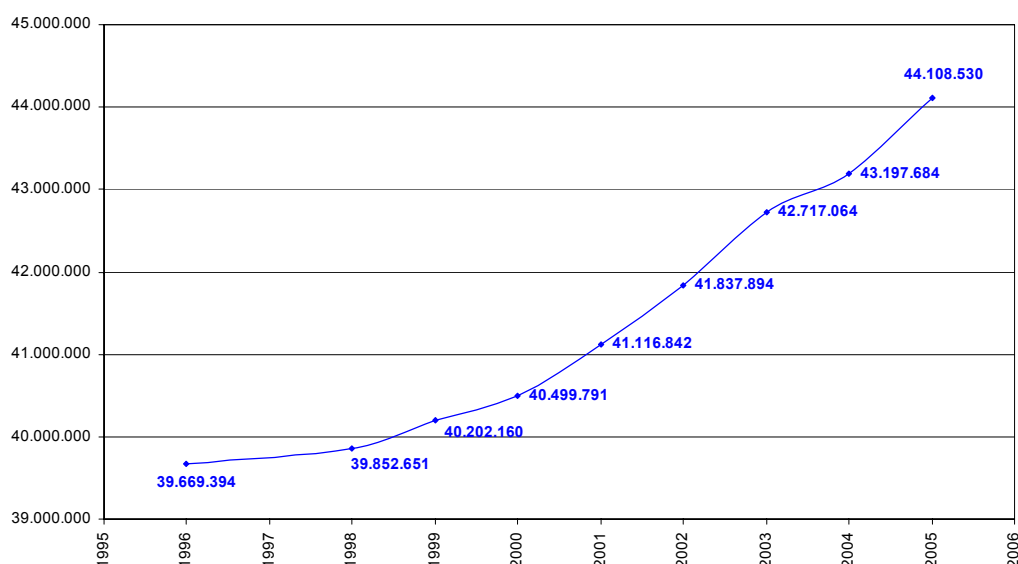


Figura 2.5: Evolución de la población de hecho en España (1996-2005). Fuente: datos del Instituto Nacional de Estadística.

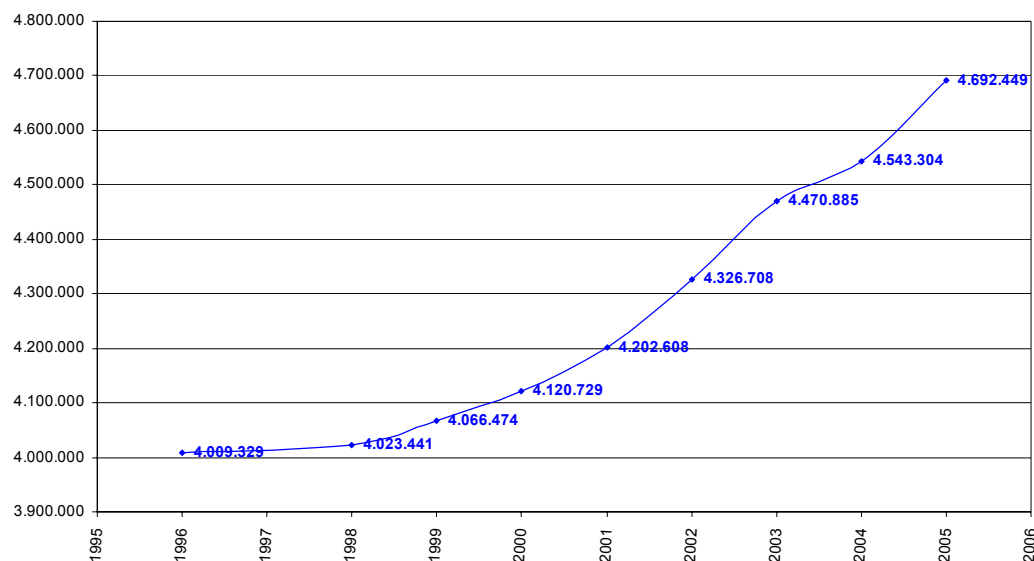


Figura 2.6: Evolución de la población de hecho en la Comunidad Valenciana (1996-2002). Fuente: datos del Instituto Nacional de Estadística.

El incremento de la población unido a una mejora del nivel de vida en los últimos años ha ocasionado a su vez, un incremento en la tasa de generación de residuos y ha provocado un aumento importante en la cantidad total de residuos sólidos producidos a nivel domiciliario.

Los datos de generación en España y en la Comunidad Valenciana quedan representados en el siguiente gráfico:

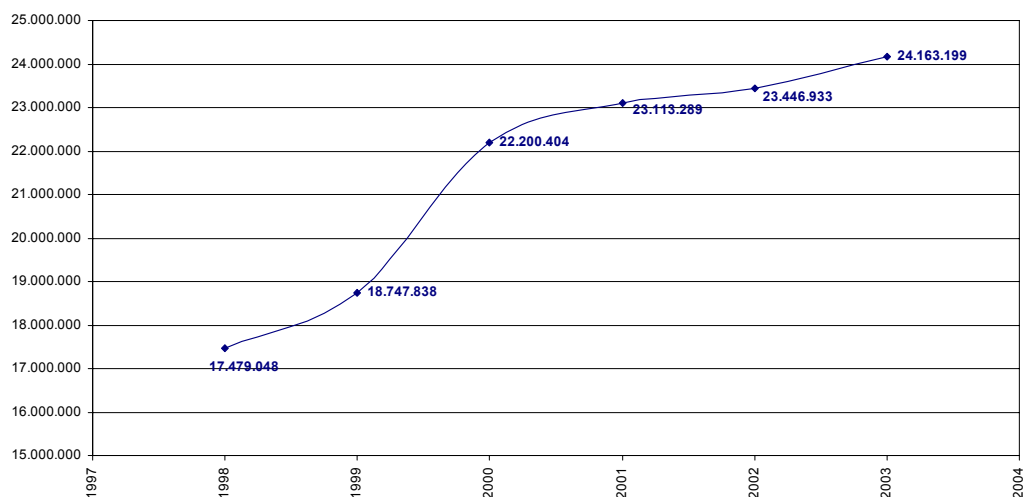


Figura 2.7: Evolución en la generación de residuos sólidos urbanos en España (1996-2001). Fuente: Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. MMA. 2002. INE. 2005

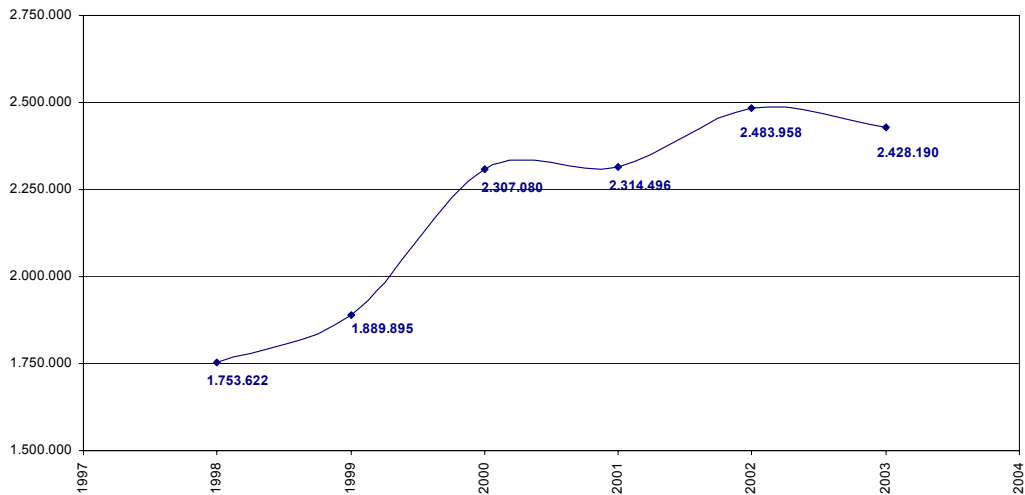


Figura 2.8: Evolución en la generación de residuos sólidos urbanos en la Comunidad Valenciana (1996-2001). Fuente: Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. MMA. 2002. INE, 2005

Todos estos cambios en el peso y volumen de residuos producidos ha forzado la adaptación constante de los sistemas de gestión, tal y como se describe en el siguiente epígrafe.

## **2.4. LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

En la actualidad, se entiende por gestión de residuos sólidos urbanos al conjunto de operaciones encaminadas a dar a los RSU generados en una determinada zona el tratamiento global más adecuado. Estas operaciones están referidas a criterios ingenieriles, económicos, medioambientales y sanitarios, de acuerdo con las características de los residuos y los recursos disponibles.

En el marco español, la Ley 10/98<sup>1</sup> de Residuos define la Gestión como “la recogida, el almacenamiento, el transporte, la valorización y la eliminación de los residuos, incluyendo la vigilancia de estas actividades, así como la vigilancia de los lugares de depósito o vertido después de su cierre”.

Para el diseño de un sistema de gestión de RSU en un pueblo, ciudad o comarca, es imprescindible conocer y relacionar una serie de factores como son: la cantidad y tipos de residuos, situación y ubicación de vertederos y estaciones de transferencias, etc. En consecuencia, se debe descomponer el problema global, desde la generación hasta la evacuación final, en partes o subsistemas que desarrollen una función concreta e identificar claramente todas las variables implicadas en cada una.

La gestión de los RSU en la sociedad actual es muy compleja y laboriosa, por la cantidad y naturaleza de los residuos, por las limitaciones económicas, por la incorporación de nuevas tecnologías, programas y políticas de reciclaje, etc. De aquí que el problema fundamental de la gestión no sea la existencia o no de tecnologías para su tratamiento, sino el encontrar una combinación apropiada de las mismas para lograr una gestión eficaz. Por ello se están incorporando modelos matemáticos que ayuden a controlar todos los aspectos de la gestión.

### ***2.4.1. El sistema de gestión***

La gestión de los RSU se puede considerar como un sistema es decir, un conjunto de elementos interrelacionados entre sí en un entorno determinado. Estos elementos actúan unidos dentro del sistema para lograr un objetivo: la gestión óptima de los RSU.

---

<sup>1</sup> Ley 10/98, de 21 de abril, de Residuos. BOE nº 96, de 22-4-98.

La gestión de RSU es un sistema abierto (Sundberg. 1994), ya que existe una relación directa entre el sistema y su entorno. El entorno está formado por todo aquello que se encuentra fuera y rodea al sistema: el medio ambiente circundante, medio urbano, la sociedad, el entorno político, etc., y actúa e influye sobre el sistema de gestión.

Los elementos o subsistemas que forma el sistema de gestión son todas aquellas actividades asociadas a la gestión. Se pueden dividir en seis elementos funcionales relacionados como indica la Figura 2.9. La descripción de cada uno es la siguiente (Tchobanoglous et al. 1994):

- **Generación de residuos.** Abarca aquella actividad inicial en la que se estudia y analiza el valor de los materiales o residuos, las cantidades generadas, la composición, las variaciones semanales, etc. Esta primera etapa es de una importancia fundamental para conocer mejor la naturaleza del problema de la gestión y para abordar el diseño de las etapas posteriores.
- **Prerrecolecta:** Involucra las actividades de manipulación, separación, almacenamiento y procesamiento en origen de los RSU hasta que son depositados en un punto para su posterior recolecta. Este segundo subsistema funcional tiene un efecto importante sobre las características de los residuos, sobre los sistemas funcionales siguientes, sobre la salud pública y sobre la actitud pública acerca de los residuos, por lo que es importante establecer una prerrecolecta en la que los residuos se presenten en unas condiciones higiénicas y en los horarios y lugares más idóneos.
- **Recolecta:** Comprende el conjunto de operaciones de carga-transporte-descarga desde los puntos de recolecta hasta que son descargados en la estación de transferencia, lugar de tratamiento o vertedero.
- **Transferencia y transporte:** Comprende todas las actividades, medios e instalaciones necesarias para trasladar los residuos a lugares alejados de los puntos de generación. Se puede dividir en dos actividades claramente diferenciadas. La primera consiste en la transferencia de residuos desde un vehículo de recolecta pequeño hasta un equipo de transporte más grande, y la segunda en el transporte de los residuos a través de grandes distancias a un



lugar de tratamiento o de evacuación. En el primer caso, la transferencia se realiza en instalaciones, más o menos equipadas, en función de la importancia de la operación. A estas instalaciones se les llama Estaciones de Transferencia.

- **Tratamiento:** Comprende todos los procesos de separación, procesado y transformación de los residuos. La separación y procesado de los residuos se realiza en instalaciones de recuperación de materiales, donde los residuos llegan en masa o separados en origen. Allí pasan por una serie de procesos: separación de voluminosos, separación manual de componentes, separación mecánica y empaquetado, obteniéndose una corriente de productos destinada al mercado de subproductos y otra de rechazo destinado al vertido o tratamiento térmico. Los procesos de transformación se emplean para reducir el volumen y el peso de los residuos y para obtener productos y energía. Los más extendidos son el compostaje y la incineración. Otros procesos como la pirólisis o la gasificación, por lo complicado y elevado coste, están aún en fase de mejora.
- **Evacuación:** Destino último de los residuos o rechazos de instalaciones de transformación y procesado, normalmente son los vertederos controlados.

El fundamento de la separación del sistema de gestión en estos seis elementos funcionales reside en que con la evolución tecnológica de los últimos años, los subsistemas funcionales se han seguido conservando de forma independiente (Tchobanoglous et al. 1994). Por ejemplo, la recogida de RSU en un principio se hacía con un carro de tiro, luego con camiones de caja abierta y en la actualidad con sofisticados camiones cerrados con carga automática y compactación, pero la necesidad de dicha actividad física sigue siendo la misma.

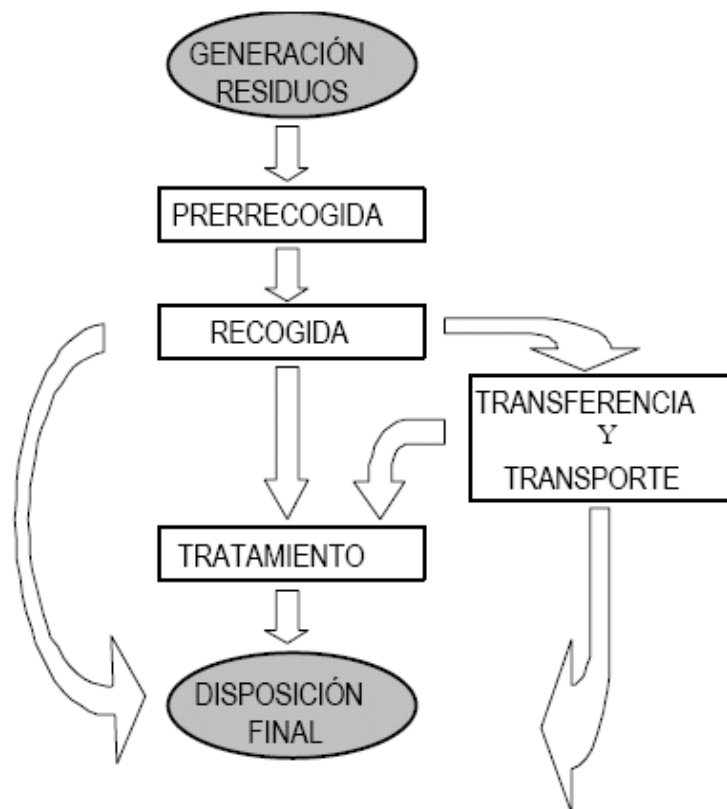


Figura 2.9. Esquema general del sistema de gestión de RSU. Fuente: (Gallardo, 2001)

### 2.4.2. Los problemas de la gestión

Los problemas asociados a la gestión de residuos en la sociedad actual son muy complejos debido fundamentalmente a los siguientes factores:

- La cantidad y la naturaleza diversa de los residuos.
- Las condiciones variables en las que tiene que desarrollarse la gestión, como los cambios en la cantidad y composición del flujo de residuos en el tiempo.
- El desarrollo de zonas urbanas dispersas que encarecen los costes del transporte.
- El tratamiento adecuado de los residuos obliga a la utilización de unas tecnologías caras, haciendo de éste uno de los problemas económicos más importantes a los que se enfrentan los ayuntamientos.

- Las limitaciones económicas para los servicios públicos en muchos núcleos urbanos, sobre todo en los pequeños ayuntamientos, donde se hace inviable la buena gestión si no se aplican economías de escala.
- La aparición de nuevas tecnologías.
- Adaptación a los nuevos reglamentos medioambientales.
- Las limitaciones emergentes de energía y materias primas.
- La falta de datos y la poca fiabilidad de la información disponible, así como la ambigüedad y poca claridad de la legislación vigente.

Los problemas directos que crea la mala gestión son:

- Vertidos incontrolados de residuos.
- Malos olores producidos por estos focos.
- Incendios incontrolados que producen contaminación atmosférica, humos malolientes y peligrosos para la circulación y riesgo de incendios.
- Contaminación de aguas superficiales y subterráneas.
- Gran cantidad de roedores e insectos que son portadores de enfermedades.

En consecuencia, para evitar todos estos males, la gestión de RSU hay que hacerla de forma eficaz y ordenada. Para ello se deben identificar y comprender todas las relaciones y aspectos fundamentales de la gestión.

### ***2.4.3. La gestión integral de los RSUs***

La gestión integral de residuos sólidos urbanos se define como la selección y aplicación de técnicas, tecnologías y programas de gestión idóneos para lograr metas y objetivos específicos de gestión de la totalidad de los residuos generados en una determinada zona geográfica.

El objetivo básico de la gestión integral de residuos sólidos es gestionar los residuos de la sociedad de forma que sea compatible con las preocupaciones ambientales, la salud pública y con los deseos del público respecto a la reutilización

y reciclaje de los materiales. Atendiendo a estas metas, la gestión de residuos desarrollará sus dos funciones básicas: la evacuación de residuos y la recuperación de recursos.

El problema principal que se plantea en la gestión es buscar una combinación apropiada de tecnologías para cada situación, de forma que se logre una gestión eficaz y rentable desde los puntos de vista económico y medioambiental, utilizando todos aquellos recursos disponibles hasta el momento.

#### **2.4.3.1. Jerarquía en la gestión integral**

A la hora de planificar la gestión de los RSU en una zona o región determinada es necesario establecer una jerarquía entre las diferentes actuaciones acorde con las necesidades del entorno. La jerarquía en la gestión integral de residuos sólidos dependerá fundamentalmente de las políticas de cada región o estado en un momento determinado.

Por ejemplo la jerarquía adoptada por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de EE.UU. marca las siguientes prioridades (Tchobanoglous et al. 1994)

1. *Reducción en origen.* Implica reducir la cantidad y peligrosidad de los residuos a partir del diseño, fabricación y envasado de nuevos productos más respetuosos con el medio ambiente.
2. *Reciclaje.* Implica tres etapas: la recogida separada, preparación de los materiales para el reprocesado, la reutilización y transformación y, por último, la reutilización y fabricación de nuevos productos.
3. *Incineración de residuos.* Incineración con recuperación de energía.
4. *Vertido.* Almacenado de forma segura.

La directiva 91/156/CEE<sup>2</sup> recomienda para Europa la siguiente jerarquía en la gestión:

1. *Prevención* o reducción de la producción de residuos y su nocividad.

---

<sup>2</sup> Directiva del Consejo 91/156/CEE, de 18 de marzo de 1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE, relativa a los residuos. DOCE nº L78, de 23-3-91.

2. *Valorización* de los residuos mediante reciclado, nuevo uso, recuperación o cualquier otra acción destinada a obtener materias primas.

3. *Utilización* de los residuos como fuente de energía.

Según el Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana<sup>3</sup> la jerarquía en los objetivos básicos del plan, por orden de importancia, es la siguiente:

1. *Prevención y Minimización*. Reducción de la producción de residuos y la cantidad de sustancias peligrosas o contaminantes presentes en ellos.

2. *Valorización máxima de los residuos*. Aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos, sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio natural.

3. *Eliminación segura*. Comprende las operaciones de almacenamiento, vertido y destrucción total o parcial, realizadas sin poner en peligro la salud humana y sin utilizar métodos que puedan causar perjuicios al medio ambiente.

La aplicación de estas políticas de forma generalizada ha sido criticada por algunos autores (Kirkpatrick. 1996) debido a que no se tiene en cuenta aspectos ambientales globales como la destrucción de la capa de ozono o el calentamiento global de la tierra.

#### **2.4.3.2. Planificación en la gestión integral**

La planificación en el campo de la gestión de los RSU se puede definir como el proceso mediante el cual se miden y evalúan las necesidades de una comunidad y se desarrollan alternativas operativas para ser presentadas a los responsables de la toma de decisiones. Los factores más importantes a tener en cuenta en la planificación son:

- *La combinación correcta de alternativas y tecnologías*. Actualmente se dispone de una amplia gama de tecnologías y alternativas para la gestión de los residuos sólidos, el problema surge a la hora de escoger la opción correcta.

---

<sup>3</sup> Decreto 317/1997 de 24 de diciembre del Gobierno Valenciano, Plan Integral de Residuos de la C. Valenciana. DOGV, de 13-1-98.

- *La flexibilidad a la hora de afrontar los cambios futuros.* La habilidad para adaptar las operaciones de la gestión de residuos a condiciones variables, como cambios en las cantidades y composición del flujo de residuos, es esencial para el desarrollo de un sistema de gestión integral de residuos sólidos.
- *La supervisión y evaluación.* La gestión es una actividad en marcha que requiere una supervisión y evaluación continua para determinar si los objetivos propuestos están siendo alcanzados e incluso para amoldar dichos objetivos a nuevas situaciones.

### **2.4.3.3. Los grandes fines de la planificación**

En cualquier plan de GIRSU se puede proponer un conjunto de objetivos genéricos, calificables como de orden superior, que en última instancia justifica la conveniencia social de su realización. Tales objetivos son los relacionados con el bienestar general de los ciudadanos en todos los ámbitos en que interviene la gestión. Entre otros pueden citarse:

- Garantizar la seguridad de las personas y de las propiedades.
- Proteger y mejorar la salud pública.
- Desarrollar el bienestar o nivel de vida de los ciudadanos.
- Conseguir y mantener la armonía y la paz social.
- Facilitar la adecuada utilización del ocio y el disfrute de los valores estéticos.
- Mejorar el medio ambiente y preservarlo para la posteridad.

La Constitución española señala todas estas actividades como obligaciones de los poderes públicos y como principios gestores de la política social y económica (art.15, 40, 43, 45, 130, 131).

Cualquier plan general de gestión integral de residuos sólidos debe contribuir, desde su parcela sectorial, al logro de esos fines generales. Para ello han de proponerse los siguientes objetivos específicos:

- Consecución de las condiciones mínimas en la evacuación de los residuos.
- Alcanzar un grado de protección adecuado de las personas y de los bienes frente a las posibles contaminaciones.

- Preservación y mejora del medioambiente.
- Recuperación de recursos.

#### 2.4.4. Tratamientos de eliminación de residuos

El tratamiento final de los residuos sólidos urbanos, depende de múltiples causas, pero ha tenido una evolución desigual en función del método de eliminación. La entrada en vigor de normativa comunitaria, estatal y autonómica fomentando la reducción, la reutilización, el reciclaje, la valorización y la eliminación segura, ha propiciado que las administraciones públicas otorguen ayudas, subvenciones y ventajas fiscales a las entidades locales y empresas que favorezcan estas prácticas respetuosas con el medio ambiente.

La aplicación de las medidas establecidas en el Plan Nacional de Residuos Urbanos y los diferentes Planes Integrales de Residuos de las comunidades autónomas ha favorecido el incremento de la recogida selectiva, la producción de compost a partir de la materia orgánica de los residuos, la incineración con recuperación de energía y el vertido controlado, disminuyendo el vertido incontrolado y la incineración sin recuperación de energía.

La evolución de estos métodos de tratamiento y eliminación, se representan en las siguientes tablas:

(t/año)	1978	1990	1991	1992	1993
vertedero incontrolado	4.929.037	3.309.347	4.010.600	4.656.914	4.261.701
vertedero controlado	1.814.271	6.066.182	6.278.470	7.053.818	7.799.185
incineración con recuperación de energía	0	371.200	476.200	516.200	496.200
incineración sin recuperación de energía	505.748	235.195	158.705	133.198	138.882
compostaje	778.691	2.563.720	1.897.525	1.467.525	1.559.955
recogida selectiva	0	65.131	86.407	104.752	137.842
<b>TOTAL RSU</b>	<b>8.027.747</b>	<b>12.610.775</b>	<b>12.907.907</b>	<b>13.932.407</b>	<b>14.393.765</b>

(t/año)	1994	1995	1996	1997	1998
vertedero incontrolado	3.538.935	2.628.042	1.768.529	2.859.765	2.562.151
vertedero controlado	8.362.284	9.506.354	9.989.386	9.746.198	10.014.396
incineración con recuperación de energía	447.400	628.282	627.949	954.589	1.038.597

incineración sin recuperación de energía	177.622	65.209	77.399	54.323	54.569
compostaje	1.770.061	2.086.347	2.394.162	3.003.883	3.013.710
recogida selectiva	158.668	192.603	448.446	557.565	790.209
<b>TOTAL RSU</b>	<b>14.454.970</b>	<b>15.106.837</b>	<b>15.305.871</b>	<b>17.176.323</b>	<b>17.473.632</b>

(t/año)	1999	2000	2001	2002	2003
vertedero incontrolado	2.356.434	1.398.472	1.395.323	1.253.663	459.826
vertedero controlado	10.800.200	11.283.980	10.926.542	13.148.120	14.714.526
incineración con recuperación de energía	976.730	1.042.503	1.062.934	1.555.234	1.764.980
incineración sin recuperación de energía	61.771	18.858	17.104	12.125	0
compostaje	3.308.686	4.113.854	4.533.465	-	5.344.284
recogida selectiva	872.711	1.067.442	1.189.382	-	1.879.583
<b>TOTAL RSU</b>	<b>18.376.532</b>	<b>18.925.109</b>	<b>19.124.750</b>	<b>23.446.933</b>	<b>24.163.199</b>

Tabla 2.4: Evolución histórica de los procesos de eliminación y tratamiento de los residuos urbanos. (1978-2001). fuente: Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. MMA. 2002. Ministerio de Industria y Energía. 1981. INE 2006.

En estos datos podemos observar las variaciones producidas en la última década. Así el vertido controlado ha pasado de representar el 48 % de los residuos en el año 1990 al 57 % en el año 2001, mientras que el vertido incontrolado ha pasado del 61,40 % en el año 1978 al 1,90 % en el año 2003.

Por su parte, la recogida selectiva, que sólo representaba el 0,7 % de los residuos en el año 1990, ha pasado al 7,78 % en el año 2003. El compost ha aumentado 12,42 puntos porcentuales desde 1978 hasta 2003, pasando del 9,70 % al 22,12 %, y la incineración con recuperación de energía pasó de representar el 2,9 % de los residuos en 1990, al 7,30 % en 2003, mientras que la incineración sin recuperación de energía ha pasado del 1,9 % al 0 % según establece la normativa.

Por medio de la Figura 2.10, podemos observar las tendencias en los citados procesos de tratamiento y eliminación.



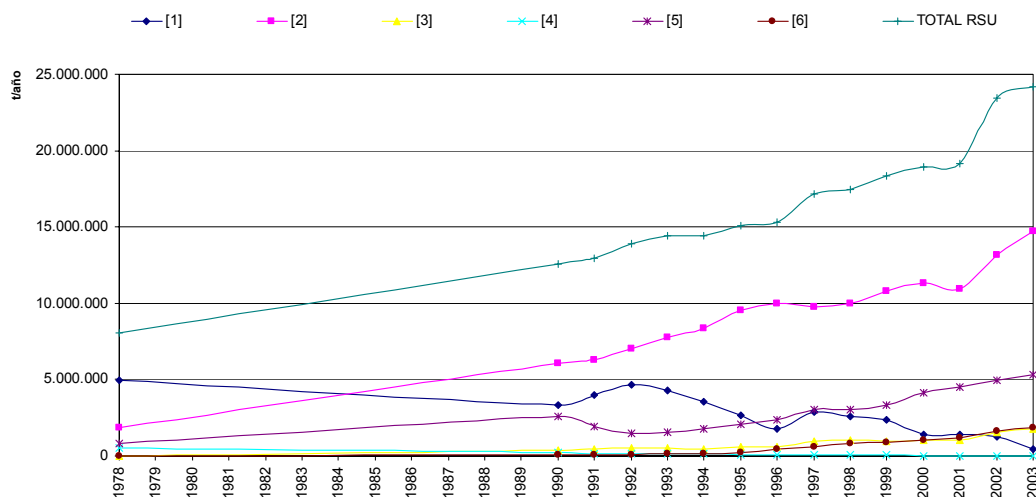


Figura 2.10: Evolución histórica de los procesos de eliminación y tratamiento de los residuos urbanos. (1978-2001). fuente: Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. MMA. 2002. Ministerio de Industria y Energía. 1981. INE 2006. (1) vertedero incontrolado. (2) vertedero controlado. (3) incineración con recuperación de energía. (4) incineración sin recuperación de energía. (5) compostaje. (6) recogida selectiva

El Plan Nacional de Residuos Urbanos establece como objetivos principales los inspirados en los principios de prevención y de responsabilidad del productor auspiciados por la Unión Europea. Se distingue de forma nítida entre las acciones que deben favorecer la reducción progresiva del volumen de los residuos generados, de las acciones que deben asegurar un correcto tratamiento de los residuos que se generan. Otro objetivo, compatible con el anterior es el del fomento del reciclaje y de la reutilización, con especial atención al compostaje.

En los datos expuestos por el ministerio de Medio Ambiente, y según establece el Plan Nacional de Residuos Urbanos, se observan ciertas tendencias de aumento de la recogida selectiva, del compostaje y de la incineración con recuperación de energía, por lo que es de esperar un descenso progresivo de la cantidad de residuos que se eliminan en vertedero autorizado.

El vertedero autorizado se prevé como el depósito final de una importante cantidad de residuos urbanos:

- Residuos generados en zonas con baja densidad de población donde no es viable la instalación de una planta de clasificación o de incineración; zonas rurales principalmente.

- Rechazos procedentes de las plantas de clasificación y de las plantas de compostaje, esto es residuos que por su elevada cantidad de impurezas, no se pueden reciclar ni valorizar con métodos normales. Estos rechazos pueden transportarse también hasta una planta incineradora. Si la planta es una instalación de recuperación de materiales limpia, se puede recuperar hasta el 90 % de los residuos. Si es una instalación de recuperación de materiales sucia, el peso de los rechazos puede llegar hasta el 70 %. En las plantas de compostaje de la Comunidad Valenciana, se obtiene un rechazo promedio del 59,6 % (Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana).

## **2.5. VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS**

### **2.5.1. Evolución histórica**

En el apartado 2.2 se ha hecho mención a los primeros vertederos de los que se tienen constancia, como el formado por los residuos sólidos de Roma dando lugar a un enorme montículo o el caso de un antiguo vertedero de residuos bajo el que se ha descubierto una cloaca de saneamiento de las aguas residuales de la ciudad de Caesar Augusta (Zaragoza) del siglo I a.C.

También es destacable la gran cantidad de información que se está obteniendo a partir de los residuos encontrados en un antiguo vertedero de los siglos I al V d.C. oculto por terreno agrícola en Iruña de Oca (Álava).

Estos descubrimientos demuestran que el depósito de residuos en vertederos más o menos controlados ha sido una práctica común desde que el hombre primitivo se hizo sedentario.

Los problemas sanitarios y de mal olor producidos por los residuos sólidos urbanos, motivaron el vertido de éstos fuera de las ciudades. Estos problemas se concentraban en las grandes urbes ya que la acumulación de personas no permitía el reciclaje de la materia orgánica para la agricultura o ganadería. En estos tiempos la gestión de los residuos seguía siendo muy primaria, limitándose a la retirada de los residuos de las calles y a su transporte fuera de la ciudad. (ABORGASE-EDIFESA. 2001).

Un claro ejemplo lo podemos encontrar en el barrio de Campanar (Valencia), en donde existía un vertedero en la década de 1920. Estos enormes montones de residuos, más o menos enterrados, fueron transportados para construir edificios en esta zona (Costa et al. 2002).

No obstante se vio que transportar los residuos largas distancias resulta caro e incómodo y que, incluso en las zonas donde vive poca gente, surge una violenta oposición ciudadana a los vertidos (Hontoria et al. 2000). Otra opción era la de arrojar los residuos al mar, práctica que fue prohibida, tanto en Inglaterra como en la ciudad de Nueva York en los años 30 del siglo XX.

Con el paso del tiempo se comprobó que el enterramiento de los residuos evitaba la proliferación de insectos, roedores, aves, etc. (Henry et al. 1999) y por lo tanto, se minimizaba el riesgo de transmitir enfermedades. De todas formas en muchos núcleos urbanos se seguían vertiendo los residuos en el “tiradero” del pueblo que por lo general, era un área baja cerca de una corriente de agua. Las consecuencias eran incendios, contaminación del agua, olores, ratas, insectos y papeles arrastrados por el viento.

Aunque en la Biblia (Libro del Deuteronomio) ya se establece como norma sanitaria el hecho de enterrar los residuos, no es hasta 1929 en el que se encuentra en la literatura un artículo del depósito de residuos en un vertedero controlado (Hickman et al. 2000). Aunque se citaba un enterramiento sin compactación se observó que cubriendo los residuos con tierra o con cenizas, se eliminaban los olores. Una experiencia similar se realizó en Inglaterra y en Alemania.

En el periodo 1930 – 1939 varias ciudades de Estados Unidos probaron a compactar los residuos con maquinaria pesada para economizar espacio y desarrollar un método para eliminar los residuos en tierra de forma económica e higiénica (Hontoria et al. 2000). La compactación fue aplicada al proceso de eliminación con el fin de conseguir el depósito de una mayor cantidad de residuos en un espacio menor (Hickman et al. 2000)

En la definición de “relleno sanitario” de los años 1930 a 1940 no se incluían asuntos como el análisis de la densidad, grado de compactación, frecuencia y profundidad de la celda, delimitación del acceso, etc. y, por supuesto no se realizaba ningún tipo de diseño ni proyecto preliminar (Blakeley et al. 2000)

Durante la II Guerra Mundial se definió más claramente la viabilidad técnica y económica de los rellenos sanitarios. El tremendo crecimiento de las nuevas bases militares propició un esfuerzo considerable en la correcta gestión y eliminación de los residuos. Estudios del Ejército de Estados Unidos determinaron la flexibilidad de los rellenos sanitarios para adaptarse a distintas condiciones, cantidades, tipos y procedimientos de operación. El ejército determinó también que, para operaciones de mayor envergadura, eran necesarios sistemas de drenaje y de impermeabilización (Hickman et al. 2000)

La aplicación de estas técnicas de vertido controlado de residuos fue ampliamente extendida por todo el territorio de Estados Unidos y países europeos, de manera que en 1945, casi 100 ciudades ya disponían de su vertedero controlado. En 1960 el número subió a 1400. (APWA, 1961).

La forma más distintiva y característica de los rellenos sanitarios fue el uso de una cobertura diaria. En 1955, Ralph Black del Departamento de Salud del Estado de California, experimentó sobre la frecuencia de la cobertura necesaria para evitar las moscas. En colaboración con el entomólogo A.M. Barnes y después de un periodo de experiencias, indicaron que una capa de terreno compactado de 2,625 in. (6,7 cm.) prevenía la eclosión de moscas. Limitaciones operativas en cuanto a la maquinaria, recomendaron una capa de 6 in. (unos 15 cm.). Otro resultado de estos trabajos fue la creación de la celda diaria (Hickman et al. 2000)

En 1961 la USPHS (United States Public Health Service) desarrolló una serie de recomendaciones para las operaciones en vertederos:

- La geología del sitio es un factor constructivo importante para evitar la contaminación del agua y el movimiento lateral de gases.
- Los residuos no deben tener contacto con aguas superficiales ni subterráneas.
- Los vertederos deben realizarse siguiendo diseños ingenieriles.
- No deben encenderse fuegos en las inmediaciones.
- No deben haber animales domésticos.
- El acceso al recinto debe estar limitado.
- Todos los residuos que se van a depositar deben haber sido pesados.
- La instalación debe estar provista de teléfono o radio control.
- El frente de trabajo debe ser mínimo.
- Los residuos deben ser esparcidos y compactados en capas de 2 ft (unos 1,2 m). Aunque son preferibles capas de hasta 8 ft. (unos 2,5 m.).

- Debe ser aplicada una capa de cobertura diaria de al menos 6 in. (unos 15 cm.).
- La superficie de cobertura debe estar impermeabilizada para impedir la entrada del agua de lluvia en la masa de residuos.
- La cobertura de sellado y clausura debe ser mantenida durante un tiempo prudencial tras el cierre del vertedero

Más tarde (1965) se vio la necesidad de investigar sobre las migraciones de los gases en el interior del vertedero para prevenir la contaminación y las explosiones. Esto provocó el nacimiento de una tecnología capaz de aprovechar este gas que se generaba y que se perdía en la atmósfera. Algo parecido ocurrió con la producción de lixiviados. Se empezó a constatar su peligrosidad y poder contaminante, por lo que se tuvo que desarrollar una metodología para su control y manejo.

Desde entonces, la forma de operar en los vertederos no ha cambiado significativamente durante décadas, existiendo sólo cambios en la gestión y en la forma de proyectarlos y construirlos (Cossu et al. 1995). Solamente la legislación a nivel estatal<sup>4</sup> se ha preocupado de caracterizar y modelizar los diferentes tipos de vertidos y poner normas de operación cada vez más restrictivas.

El primer vertedero controlado de España fue inaugurado en Valdemingómez (Madrid) en noviembre de 1978. En la noticia se citaba que las 2 400 toneladas de residuos sólidos que la ciudad de Madrid generaba, ya no producían olor por el hecho de depositarlas en un vertedero controlado. Se presumía que una vez que los residuos se habían depositado, extendido y cubierto, comenzaba una etapa de seguimiento sobre qué es lo que estaba pasando en esa basura que había empezado a degradarse. *“Si en un momento determinado, los factores que intervienen en el proceso, fundamentalmente temperatura y fermentación, se alteran, la anormalidad es corregida inmediatamente mediante la acumulación de más arena o su reducción”*.

Además del vertedero controlado, la instalación disponía también de planta de trituración y de cremación de animales. El coste aproximado de la instalación completa fue de 200 000 000 de pesetas. Con este complejo (Figura 2.11), los madrileños vieron incrementado el precio que debían pagar por la eliminación de sus

---

<sup>4</sup> Real Decreto 1481/2001, por el que se regula la eliminación de residuos en vertedero

basuras, de 60 a 350 pesetas por tonelada (transporte aparte). (EL PAIS, MADRID, 08-08-1978).



Figura 2.11.: Imagen virtual del vertedero de Valdemingómez después de su sellado, clausura y regeneración ambiental. Fuente: <http://www.parqueforestalvaldemingomez.com/intro.html>

En los últimos años se están llevado a cabo interesantes investigaciones en cuanto a la forma de diseño y las operaciones de los vertederos. Tal es el caso, entre otros, de los profesores M. Szanto y A. Hernández que estudian la optimización del aprovechamiento energético y el tratamiento de los lixiviados, así como la interrelación existente entre los líquidos lixiviados y el biogás, en lo que ellos han llamado “lixigás”. En Suecia se ha efectuado una investigación sobre la codisposición de cenizas de incineración con residuos domésticos (Hontoria et al. 2000).

Uno de los sistemas sobre los que se ha investigado para eliminar el impacto producido por los gases, olores y lixiviados es el de los vertederos de balsas plastificadas según un estudio elaborado por investigadores de la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) dirigidos por el profesor Baldasano, Esta tecnología consiste en compactar las basuras en balas rectangulares o cilíndricas y plastificarlas con distintas capas de plástico (polietileno de baja densidad). El residuo, una vez compactado y embalado con plástico, queda protegido de la entrada de aire i agua, por tanto, permite bloquear los procesos de fermentación de las basuras (Figura 2.17).

La última opción investigada y desarrollada es el “vertedero sostenible”. En esta modalidad se aplica el sistema multibarrera, control de los impactos de larga duración, pretratamiento, lavado, sostenibilidad y vigilancia, con lo que se controla el impacto medioambiental a largo plazo y se limita al mínimo posible (< 30 años) su duración tras el sellado y clausura. En este tipo de vertedero, desarrollado por el profesor Raffaello Cossu y colaboradores en la Universidad de Padua (Italia), se realizan estas acciones en la propia instalación y se le conoce con el nombre de PAF<sup>5</sup>, Pretratamiento, Aireación y Flushing (Cossu et al. 2003) El lixiviado se utiliza como medio para extraer las sustancias orgánicas del vertedero.

### ***2.5.2. Definiciones de vertedero y de sus componentes***

A continuación se contrastan las diferentes definiciones de vertedero encontradas, en relación con el depósito controlado y autorizado de residuos, así como los conceptos necesarios para su conocimiento y caracterización.

Según el Diccionario de la Lengua Española, se define **vertedero** como [1] *Sitio adonde o por donde se vierte algo*, [2] *Lugar donde se vierten basuras y desechos*.

La *Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos*, define **vertedero** como *toda instalación de eliminación que se destine al depósito de residuos en la superficie o bajo tierra*.

La siguiente definición incluida en la *Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos*, nos dice que un **vertedero** es un *emplazamiento de eliminación de residuos que se destina al depósito de los residuos en la superficie o subterráneo*, incluyendo:

- *Los emplazamientos internos de eliminación de residuos (es decir, el vertedero en el que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se producen),*
- *Los emplazamientos permanentes (es decir, por un período superior a un año) utilizados para el almacenamiento temporal de residuos,*

pero excluyendo:

---

<sup>5</sup> Este sistema se desarrolla más profundamente en el apartado 2.4.5.



- *Las instalaciones en las cuales se descargan los residuos para poder prepararlos para su transporte posterior a otro lugar para su valorización, tratamiento o eliminación,*
- *El almacenamiento de residuos anterior a la valorización o tratamiento por un período inferior a tres años como norma general, o*
- *El almacenamiento de residuos anterior a la eliminación por un período inferior a un año*

La transcripción de la anterior Directiva al territorio español se regula por el *Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero* y define **vertedero** como instalación de eliminación de residuos mediante su depósito subterráneo o en la superficie, por períodos de tiempo superiores a los recogidos en la párrafo j)<sup>6</sup> anterior. Se incluyen en este concepto las instalaciones internas de eliminación de residuos, es decir, los vertederos en que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se producen. No se incluyen las instalaciones en las cuales se descargan los residuos para su preparación con vistas a su transporte posterior a otro lugar para su valorización, tratamiento o eliminación.

La Generalitat Valenciana, por su parte, mediante la *Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana*. [2000/10177], define **vertedero** como *instalación de eliminación que se destina al depósito de residuos en la superficie o bajo tierra. No tiene la consideración de vertedero el almacenamiento temporal de residuos por tiempo inferior a dos años o seis meses si se trata de residuos peligrosos.*

Algunos autores también han dado su definición concreta de vertedero o relleno sanitario, entre ellos cabe destacar:

Un **vertedero** controlado es fundamentalmente una obra de ingeniería, que precisa de una impermeabilización correcta, acorde con el terreno donde se ubica, precisa de conducciones para los lixiviados y los gases producidos en la

---

<sup>6</sup> por tiempo inferior a un año cuando su destino final sea la eliminación o a dos años cuando su destino final sea la valorización, así como el depósito temporal de residuos peligrosos durante menos de seis meses.

descomposición de los residuos, que deberán estar correctamente colocados y cubiertos con los materiales precisos. (Hontoria et al. 2000)

El **vertedero** controlado es la utilización, aplicando los principios científicos, ingenieriles y económicos, del método de eliminación más antiguo, consistente en verter los residuos sobre el terreno en zonas situadas lejos de las zonas habitadas. (Seco et al. 2003).

Los **vertederos** son importantes proyectos constructivos que deben ser convenientemente situados, diseñados, construidos, explotados, sellados y clausurados. Pueden ser gestionados por empresas públicas o privadas. El relleno sanitario fue promovido originariamente para el depósito de residuos sólidos y relleno de terrenos yermos. Hoy en día son construidos y explotados siguiendo criterios científicos e ingenieriles, atendiendo especialmente al impacto social y medioambiental (Wells et al. 1987f).

Un relleno sanitario o **vertedero** es una obra de ingeniería destinada a la disposición final de los residuos sólidos, los cuales se disponen en el suelo, en condiciones controladas que minimizan los efectos adversos sobre el medio ambiente y el riesgo para la salud de la población. (GALDAMES. Ingeniería Ambiental & Medio Ambiente. ©2000).

La definición mas aceptada de **vertedero** o relleno sanitario es la dada por la *American Society of Civil Engineers* (ASCE); Relleno sanitario o vertedero es una técnica para la disposición de residuos sólidos en el suelo sin causar perjuicio al medio ambiente y sin causar molestias o peligro para la salud y seguridad publica, método este, que utiliza principios de ingeniería para confinar la basura en un área lo menor posible, reduciendo su volumen al mínimo practicable, para cubrir los residuos así depositados con una capa de tierra con la frecuencia necesaria, por lo menos al final de cada jornada.

Entre los conceptos previos necesarios para el conocimiento general de las operaciones en el vaso de un vertedero, destacamos los siguientes (Figura 2.12):

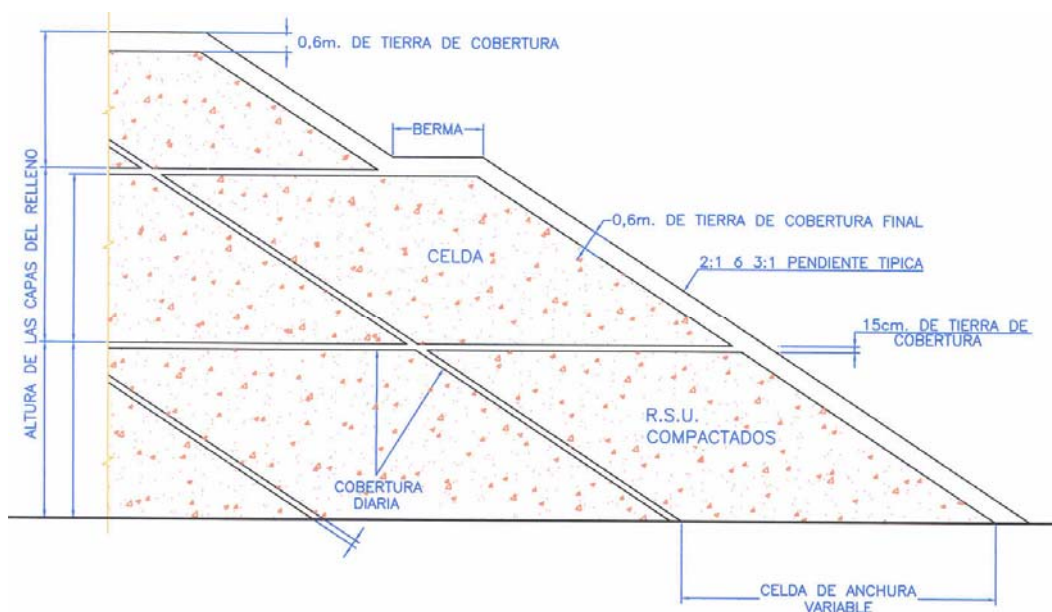


Figura 2.12: Esquema de los elementos de un vertedero controlado.

- *Celda unitaria:* volumen de material depositado en un vertedero durante un periodo de explotación, normalmente de un día. Una celda incluye los propios residuos sólidos depositados y el material de cobertura, con frecuencia diaria y cuyos objetivos son eliminar la existencia de olores procedentes de la descomposición de éstos. Esta cobertura tendrá un espesor de 15 a 30 cm de un material con características determinadas y que preferiblemente lo podamos extraer de una zona cercana al vertedero para minimizar costes de transporte.
- *Berma:* Son terrazas utilizadas cuando la altura del vertedero es considerable y tienen como objetivo mantener su estabilidad. También son utilizadas para la ubicación de los canales para el drenaje de aguas superficiales y tuberías para la recuperación de gas.
- *Impermeabilización del vaso:* Se realiza con materiales naturales y/o artificiales. Estos materiales deben recubrir el fondo y las superficies naturales. Los recubrimientos son diseñados para evitar la migración del lixiviado y del gas.
- *Lixiviado:* Líquido producido por la humedad presente en los residuos y cuando el agua procedente de la escorrentía superficial y/o lluvia se pone en contacto con los residuos depositados y adquiere características de líquido contaminante.

- *Frente de trabajo*: Es el lugar donde los vehículos descargan los desechos para su posterior colocación, compactación y recubrimiento.
- *Biogás*: Mezcla de gases, producto del proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica o biodegradable de las basuras, cuyos componentes principales son el metano y el dióxido de carbono.

### 2.5.3. Tipos de vertedero

La *Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos*, establece una clasificación muy genérica de los vertederos en función de los residuos que van a ser depositados en ellos. Las tres clases de vertederos enunciadas en el *artículo 4* de la citada Directiva son:

- Vertedero para residuos peligrosos, considerándose "*residuos peligrosos*": todo residuo comprendido en el ámbito de aplicación del *apartado 4 del artículo 1* de la *Directiva 91/689/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991*, relativa a los residuos peligrosos<sup>7</sup>;
- Vertedero para residuos no peligrosos, considerándose "*residuos no peligrosos*": los que no están incluidos en el tipo anterior
- Vertedero para residuos inertes, considerándose "*residuos inertes*": los residuos que no experimentan transformaciones físicas, químicas o biológicas significativas. Los residuos inertes no son solubles ni combustibles, ni reaccionan física ni químicamente de ninguna otra manera, ni son biodegradables, ni afectan negativamente a otras materias con las cuales entran en contacto de forma que puedan dar lugar a contaminación del medio ambiente o perjudicar a la salud humana. La lixiviabilidad total, el contenido de contaminantes de los residuos y la ecotoxicidad del lixiviado deberán ser insignificantes, y en particular no deberán suponer un riesgo para la calidad de las aguas superficiales y/o subterráneas;

<sup>7</sup> DO L 377 de 31.12.1991. p. 20; *Directiva* cuya última modificación la constituye la *Directiva 94/31/CE* (DO L 168 de 2.7.1994, p. 28

Los Residuos que se admitirán en las diferentes clases de vertederos están regidos por las medidas enunciadas en el *artículo 6* de la *Directiva 1999/31/CE*, de manera que los estados miembros tomarán medidas a fin de que:

1. Sólo se depositen en un vertedero los residuos que hayan sido objeto de tratamiento. Esta disposición no se aplicará a los residuos inertes cuyo tratamiento sea técnicamente inviable, o a cualquier otro residuo cuyo tratamiento no contribuya a los objetivos establecidos en el *artículo 1* de la *Directiva* reduciendo la cantidad de residuos o los peligros para la salud humana o el medio ambiente;
2. Sólo se envíen a un vertedero para residuos peligrosos aquellos residuos peligrosos que cumplan los requisitos fijados con arreglo al anexo II de la *Directiva*;
3. Los vertederos de residuos no peligrosos puedan utilizarse:
  - a. para residuos municipales,
  - b. para residuos no peligrosos de cualquier otro origen que cumplan los criterios pertinentes de admisión de residuos en vertederos para residuos no peligrosos establecidos conforme al anexo II,
  - c. para residuos no reactivos peligrosos, estables (por ejemplo solidificados o vitrificados), cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente al de los residuos no peligrosos mencionados en el inciso b, y que cumplan los criterios pertinentes de admisión establecidos conforme al anexo II. Dichos residuos peligrosos no se depositaran en compartimentos destinados a residuos no peligrosos biodegradables;
4. Los vertederos de residuos inertes sólo se utilicen para residuos inertes.

No obstante y dada la complejidad existente en cuanto a la ubicación, diseño, construcción, explotación y clausura de los vertederos, se fueron estableciendo diferentes clasificaciones atendiendo a factores como el tipo de tratamiento de los residuos, el grado de compactación o la topografía del terreno.

### 2.5.3.1. Clasificación en función del tipo de tratamiento de los residuos

Según la técnica de depósito de los residuos, podemos diferenciar entre:

- *Vertedero convencional sin trituración:* Los residuos son descargados directamente por el camión en el frente de trabajo, se extienden con maquinaria diseñada y acondicionada para ello.
- *Vertedero con trituración in situ:* La maquinaria empleada realiza las funciones de extendido, compactado y triturado. Se denominan buldózer pata de cabra (Figuras 2.13 y 2.14) y pueden aplicar densidades elevadas en los residuos. A consecuencia de la trituración, aumenta la superficie de contacto entre los residuos, aumentando la aireación, la humedad y la homogeneidad y, en consecuencia, tiempos menores de descomposición por iniciarse una fermentación aerobia y una menor liberación de lixiviados.
- *Vertedero con trituración previa:* Los residuos son triturados en una planta de trituración, antes de su depósito. Este método se aplica en zonas donde el coste de los terrenos es alto, no se cuenta con material de cobertura adecuado y la pluviometría es baja. El grado de compactación es mayor que en los vertederos convencionales y no provocan problemas de vuelos ni de malos olores. Como consecuencia de todo esto, la velocidad de descomposición aumenta.



Figura 2.13.: Máquina para extender, compactar y triturar los residuos in situ. Marca Caterpillar Modelo 816F



Figura 2.14: Máquina para extender, compactar y triturar los residuos en vertederos de pequeñas dimensiones. Marca Superpac modelo 4010

### 2.5.3.2. Clasificación en función del grado de compactación

En los vertederos controlados la compactación es un parámetro de gran importancia ya que influirá directamente sobre la vida útil del vertedero, la rapidez en la descomposición y la producción de biogás y lixiviados. Dependiendo del tipo de compactación podemos diferenciar los siguientes tipos de vertederos, teniendo siempre en cuenta que este tipo de vertederos está exclusivamente destinado a residuos no peligrosos de origen doméstico:

- *Vertedero de baja densidad con cobertura:* En estas instalaciones el residuo es extendido por una pala cargadora que produce, únicamente por la acción de su peso, una rotura, desgarrado y compactación débil, llegando a alcanzar densidades de  $500 \text{ Kg/m}^3$ . La misma máquina cubre diariamente los residuos con una capa de 15 - 20 cm de tierra para evitar problemas de insectos, roedores, olores, vuelos, etc.. En estos vertederos se suelen alcanzar alturas de celda de 1,5 – 2,5 m., con pendientes de 1V:3H. Es necesaria la instalación de sistemas de recogida de lixiviados y gases. Estos vertederos se utilizan en zonas urbanas con bajas producciones de residuos.
- *Vertedero de media densidad con cobertura:* Este tipo de vertedero requiere maquinaria especializada con un peso mínimo de 15 toneladas para alcanzar densidades en torno a los  $700 - 800 \text{ Kg/m}^3$ . La máquina compacta inicialmente los residuos y posteriormente compacta los mismos junto al material de cobertura de tierra para evitar problemas de insectos, roedores, olores, vuelos, etc. Los costes son similares a los del de baja densidad con excepción de la maquinaria que es mayor. Es necesaria la instalación de sistemas de recogida de lixiviados y gases. Estos vertederos se utilizan en zonas urbanas con bajas producciones de residuos.
- *Vertedero de alta densidad con trituración:* Los residuos se extienden y se compactan en capas de 15 a 30 cm., con maquinaria específica que consigue la trituración y alta compactación, gracias a un accesorio incorporado por la máquina denominado “pata de cabra”. La densidad puede llegar hasta  $1100 \text{ kg/m}^3$ . La estabilización de las capas, si la pluviometría es baja, se alcanza gracias a la fermentación aerobia de los residuos que tarda de 1 a 2 meses, lo cual impide la liberación de malos olores. Cuando una capa está estabilizada, se

procede al depósito de la siguiente capa. Se requieren grandes superficies al tener que echar los residuos en capas finas que consiguen una gran superficie de evaporación, ausencia de vientos, ausencia de roedores y eliminación de lixiviados. Se emplean cuando se dispone de poco volumen

- *Vertedero de alta densidad, en balas* (Figura 2.15 y 2.16): El sistema consiste en prensar los residuos, comprimirlos y empaquetarlos, en las estaciones de transferencia o plantas de clasificación y compostaje, formando balas flejadas que mantienen su cohesión y estructura, de esta forma se obtienen elementos de formas regulares que permiten la fácil colocación en el vertedero. La densidad llega hasta  $1000 \text{ kg/m}^3$ . Esto hace que los vertederos de balas requieran menor cantidad de material de cobertura para evitar la infiltración de las precipitaciones, lo que en conjunto, permite aprovechar el espacio disponible en un 25 % con respecto al vertedero tradicional.



Figura 2.15: Carga de un vertedero de balas o fardos. Fuente: Hontoria et al. 2001



Figura 2.16: Vista general de un vertedero de balas, frente de trabajo con cobertura y chimeneas para la liberación de biogás. Fuente: Imabe Ibérica S.A.

Por otra parte, los residuos pierden un 10% de escurridos al ser comprimidos, de esta forma se reduce el volumen de lixiviados generado y se evitan los asentamientos bruscos de la masa de residuos, contando además con la gran estabilidad estructural que otorgan las balas. Las zonas intersticiales que quedan entre las balas, pueden rellenarse con materiales finos (trozos de vidrio, huesos de frutos y otros rechazos, etc.) Los tipos de embaladoras existentes en el mercado son:

- *De esfuerzo vertical*, con el cual se obtiene mayor compactación para la misma energía aplicada, pero requiere un tiempo adicional para la descarga de la bala.



- *De esfuerzo horizontal*, siendo de este último, la mayoría de los destinados a los residuos urbanos. Las dimensiones de las balas, dependen de la máquina embaladora, aunque generalmente se sitúan en 100 cm. de ancho, 120 cm. de alto y 100 – 200 cm. de longitud.
- *Vertederos de balas plastificadas rectangulares* (Figura 2.17): Otro de los tipos de vertederos que debemos tener en consideración es el vertedero de balas plastificadas, mediante el cual se revela que el proceso de compactación mediante prensa y posterior embalado con plástico, reduce prácticamente la actividad biológica, y en consecuencia la emisión de gases y lixiviados, y mejora notablemente el impacto medioambiental de una instalación de este tipo sobre el territorio.



Figura 2.17: Vertedero de balsas plastificadas. Fuente: Roll Press Pack America

Las ventajas de este tipo de vertederos de balas plastificadas sobre los vertederos tradicionales son:

- Reducción significativa de olores
- Menor necesidad de volumen
- Bloqueo de los procesos de fermentación
- No se emiten gases de fermentación
- No se producen lixiviados
- El transporte de los residuos sólidos urbanos es más limpio, cómodo y barato
- Menor riesgo de incendios
- Se evita el esparcido de plásticos, papeles, etc.
- Facilidad de manipulación

- Facilidad de almacenamiento
- Almacenamiento limpio
- Preservación de las propiedades de los materiales embalados

### 2.5.3.3. Clasificación en función de la topografía del terreno

- *Vertederos en área* (Figura 2.18). Se aplican en terrenos relativamente llanos, con grandes extensiones en las que la capa freática está a poca profundidad y, por lo tanto no se pueden realizar excavaciones importantes. El material de recubrimiento se obtiene normalmente de terrenos adyacentes y es transportado mediante camiones. La máquina mas usada es el tractor de cadenas con cuchilla frontal (Figura 2.19). Se forman depósitos de residuos cubriendo todo el frente de trabajo, a los que se denominan celdas. La altura máxima recomendable de la celda es de 2,5 metros, para evitar asientos posteriores excesivos.

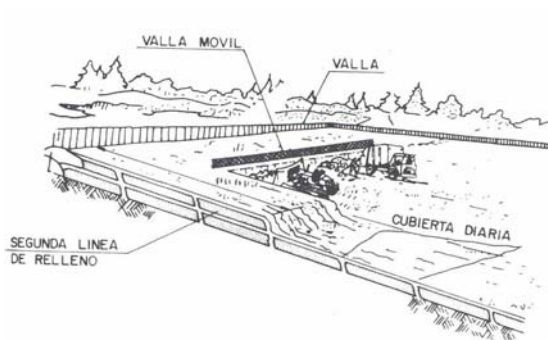


Figura 2.18: Esquema de trabajo en un vertedero en área: Fuente (Hontoria et al. 2000; Tchobanoglous et al. 1994)



Figura 2.19: Tractor de oruga con cuchilla frontal. Fuente: Liebherr

- *Vertederos en trinchera* (Figura 2.20). Se aplica en terrenos amplios y llanos con capa freática profunda, ya que se realizan excavaciones importantes. Las zanjas se recubren de residuos que se tapan con el material previamente excavado. Se suelen hacer varias trincheras paralelas cuya anchura mínima será dos veces la anchura de la máquina que extiende los residuos. La altura máxima recomendable es de 2,5 metros. El material sobrante procedente de la excavación se puede utilizar como relleno o para terraplenes.

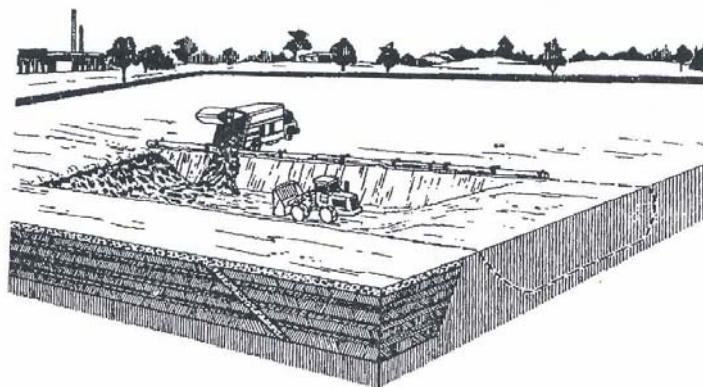


Figura 2.19 : Esquema del depósito de residuos en zanja o trinchera.  
Fuente: (Seco et al. 2003; Tchobanoglous et al. 1994)

- Vertederos en vaguada o depresión* (Figura 2.21 y 2.22): Se aprovechan las características orográficas del terreno aprovechándose un valle, un barranco, una hondonada o una cantera abandonada. Para el caso de aprovechamiento de un barranco es necesario considerar la escorrentía, evitando que el agua pase a través de la masa de residuos. Esto se consigue por medio de canales perimetrales dimensionados en función de la pluviometría máxima de la zona. Una vez que el vertedero se ha clausurado es conveniente reforestar la zona para disminuir los procesos erosivos y mantener la estabilidad.

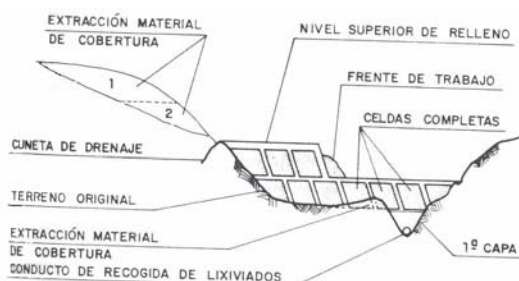


Figura 2.21: Esquema de vertedero aprovechando el relieve del terreno.  
Fuente: (Hontoria et al. 2000)

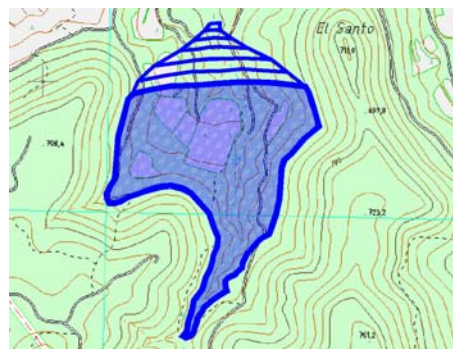


Figura 2.22: Diseño de la ubicación de un vertedero aprovechando una vaguada o una cabecera de barranco.

- Vertedero en ladera*: Se realiza de forma similar al vertedero en área, aprovechando una ladera de un monte. Hay que tener especial precaución con la inclinación de la pendiente del terreno y con su rugosidad, para evitar posteriores deslizamientos. Una vez que se ha clausurado se deben reforestar para minimizar los riesgos erosivos. Incluiríamos en este caso la cubrición de canteras en las laderas de las montañas.

### 2.5.4. Últimas tendencias y perspectivas de futuro

Tal y como se ha descrito en el apartado 2.5.1, los vertederos previos a los años 60s se consideraban basureros sin prácticamente control ni impermeabilización.

En el periodo comprendido entre 1960 y 1980, se empezó a realizar un cierto control sobre los vectores, sobre todo insectos, roedores y aves, mediante la aplicación de la cobertura diaria, el depósito en capas finas, el vallado de la instalación, etc.

Durante los siguientes años (del 1980 a 2000) se empezó a imponer el vertedero controlado como la opción de vertido más recomendable, e incluso se establecieron las primeras normativas sobre vertederos. Este tipo de vertederos contaba con impermeabilización y recubrimiento de arcilla y PEAD, drenaje, evacuación y tratamiento de lixiviados, extracción y gestión del biogás, alta compactación, etc. Este tipo de vertedero bunkerizaba los residuos de manera que se aislaban del exterior y no generaban lixiviados.

A partir del año 2000 se empezó a investigar y a desarrollar lo que se llamó vertedero controlado de 2ª generación. En esta modalidad se aplica el sistema multibarrera, control de los impactos de larga duración, pretratamiento, lavado, sostenibilidad y vigilancia, con lo que se controla el impacto medioambiental a largo plazo y se limita al mínimo posible (< 30 años) su duración tras el sellado y clausura (Figura 2.23).

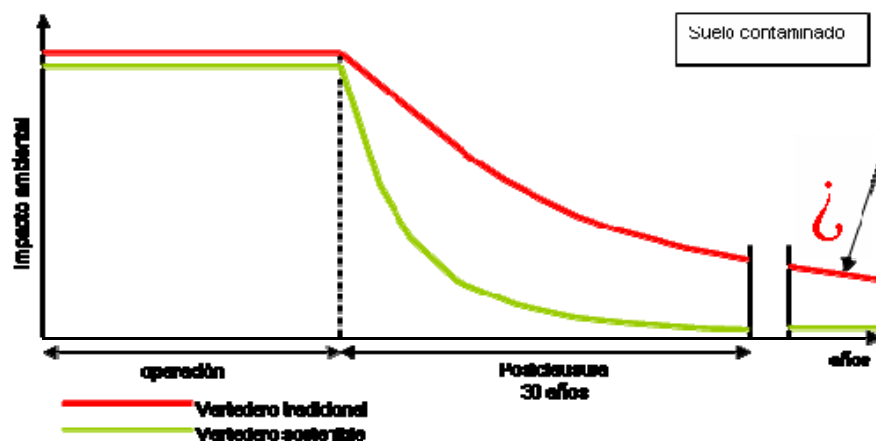


Figura 2.23: Comparación de la evolución del impacto ambiental de un vertedero sanitariamente controlado tradicional y un vertedero sostenible durante las fases de explotación y postclausura. Fuente: Martínez Orgado, 2005.

Si se revisa la *Directiva 1999/31/CE, del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos*, en su artículo 5 se establecen los residuos que no son admisibles en un vertedero y se especifica un programa de acción basado en una reducción de los residuos biodegradables depositados en vertedero:

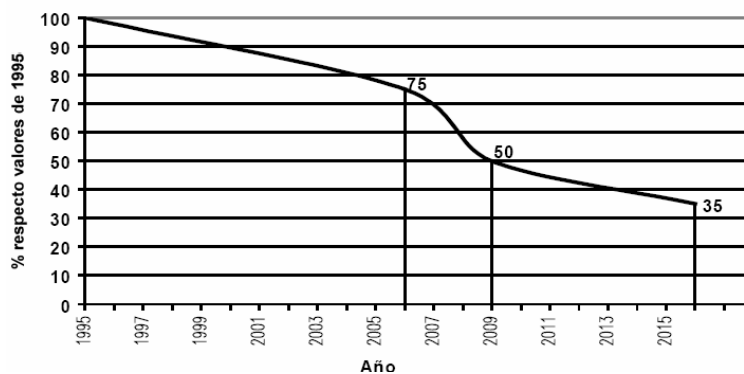


Figura 2.24: Objetivos establecidos en la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos para la reducción de los residuos sólidos biodegradables eliminados en vertedero (% con respecto a los valores de 1995).

La normativa europea establece un control post-clausura (a efectos financieros, económicos y técnicos) por un periodo de 30 años. El periodo de tiempo de treinta años, se ha fijado por dos razones: primero, porque 30 años suponen una generación en la especie humana. Segundo, porque la capa protectora de PEAD de nuestro reactor tiene una esperanza de vida de unos 30 años.

Normalmente, en un vertedero tradicional, a los 30 años de la clausura el impacto ambiental es considerable y este impacto puede durar siglos (Martínez Orgado. 2004). A partir de este momento, el vertedero deviene en suelo contaminado, ya que las garantías financieras y legales dejan de tener vigencia y los recursos económicos para descontaminar este terreno, se obtienen del erario público.

La reducción del peligro ocasionado por el vertedero puede ser conseguida por estabilización de los residuos contenidos o por tratamiento previo de dichos residuos antes de ser vertido en la instalación (Westlake. 1997)

Una vez que se ha reducido la cantidad de residuos biodegradables depositados en el vertedero, las últimas investigaciones han concluido que un vertedero con las siguientes características:

- criterio multibarrera;

- drenaje;
- barrera geológica;
- barrera artificial;
- pretratamiento mecánico-biológico o térmico in situ a través de la trituración, aireación y lavado,

es la forma de depósito cuyo impacto ambiental es más breve. Es lo que se ha definido como “vertedero sostenible”. El vertedero sostenible reduce el impacto durante el periodo de operación y limitará al mínimo posible su duración tras la clausura, nunca más de 30 años (Martínez Orgado. 2005). Este objetivo se conseguirá mediante la combinación de la barrera física, el tratamiento in-situ, el lavado, el efecto multibarrera, el uso de los lixiviados para limpiar los residuos, el concepto de sostenibilidad y el concepto de control del impacto a largo plazo.

Este control del impacto ambiental a largo plazo se consigue a partir de un tratamiento mecánico-biológico in situ (Figura 2.25), a través de una aireación que convierte el proceso de anaeróbico a aeróbico, y de un lavado (Figura 2.26). Este tipo de vertedero que realiza estas tres acciones en la propia instalación recibe el nombre de PAF (Figura 2.27), Pretratamiento, Aireación y Flushing (Cossu et al. 2003) y utiliza el lixiviado como medio para extraer las sustancias orgánicas del vertedero.

En estos vertederos es posible alcanzar un impacto aceptable. Por ejemplo, en el caso del amoníaco, se observa que mientras que en un vertedero normal el nivel sería de 1000 mg/l, en el vertedero PAF sería inferior a 10 mg/l (Cossu et al. 2003). Para alcanzar este valor en un vertedero tradicional deberían transcurrir de 600 a 700 años (Martínez Orgado. 2005).

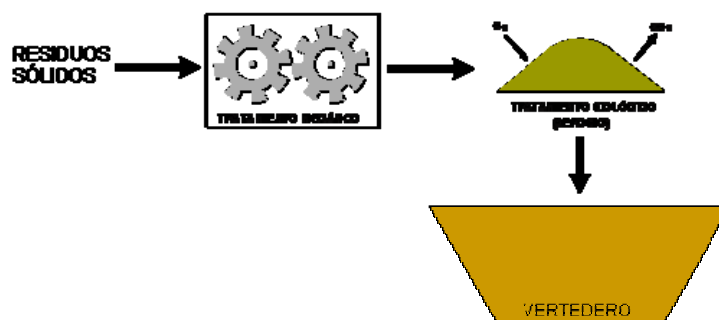


Figura 2.25: Pretratamiento mecánico – biológico (MBT). Fuente: Adaptación de C. Martínez Orgado, 2004

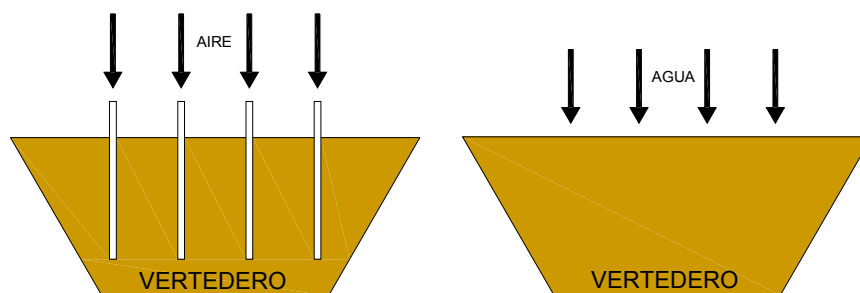


Figura 2.26: Aireación, introducción de oxígeno en la masa de residuos para facilitar la fermentación aerobia y posterior lavado. Fuente: Adaptación de C. Martínez Orgado, 2004

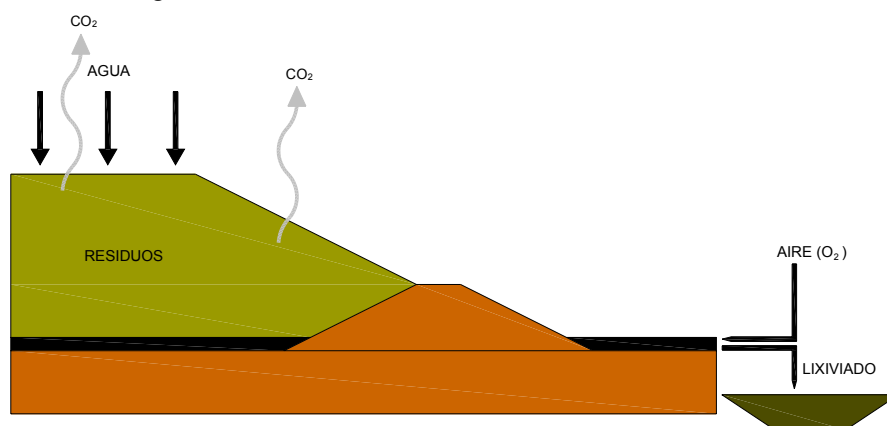


Figura 2.27: Representación esquemática de un vertedero PAF (Pretratamiento, Aireación y Flushing). Fuente: Adaptación de C. Martínez Orgado, 2004

Entre las ventajas del tratamiento mecánico – biológico se destacan la considerable reducción del volumen de los residuos, la eliminación previa al vertido de los elementos contaminantes o peligrosos, la recuperación de materiales reciclables, la reducción de los residuos biodegradables y la más rápida estabilización de los residuos (Archer et al. 2005; Eduljee. 2004; Friends of the Earth. 2004).

De esta manera, el vertedero sostenible entraría dentro de un sistema integrado de gestión de los residuos, con las siguientes características:

- Una Recogida Selectiva inicial en donde se separan los flujos reciclables y la materia orgánica.
- Una Separación de la Fracción combustible.
- Pretratamiento de la Fracción Resto antes de su vertido.

Las cuales quedan representadas gráficamente en el siguiente diagrama:

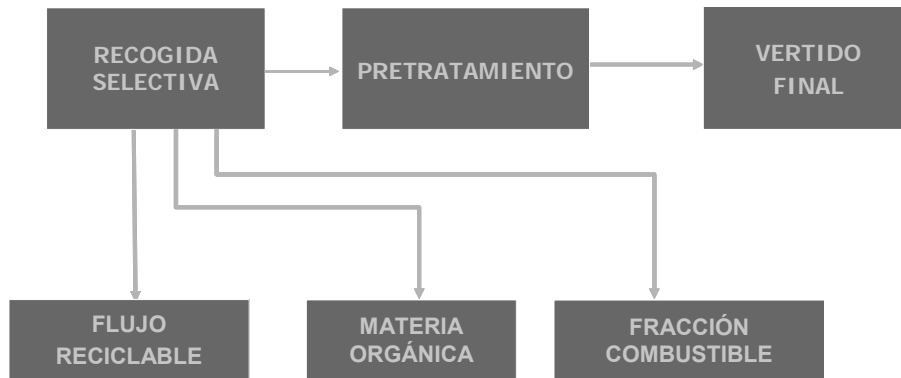


Figura 2.28: Diagrama de flujo de un sistema integrado de gestión de residuos

De tal manera que sólo el “residuo último” se eliminará en vertedero, entendiéndose como tal “todo residuo, resultante o no del tratamiento de un residuo, que no es susceptible de ser tratado en las condiciones técnicas y económicas actuales, y en particular, mediante extracción de la parte valorizable o por reducción de su carácter contaminante o peligroso”.

No se aceptarán en vertedero:

- Residuos combustibles, fijando como límite a partir del cual no se puede depositar en vertedero un residuo 6000 kJ/kg (equivalente a 1440 kcal/kg).
- Residuos con un contenido en materia orgánica superior al 5% de contenido en carbono orgánico total. Si son sometidos a pretratamiento mecánico-biológico, se acepta un porcentaje mayor, fijado en un 18%.
- Residuos susceptibles de reutilización o reciclaje.

De esta forma, como máximo, el 10% de los residuos generados se depositarán en vertedero y, al contrario de las tendencias de “bunkerización” de los residuos, las tendencias más avanzadas abogan por extraer las sustancias orgánicas en forma de lixiviados y de gases, al tiempo que se reducen la entrada de las mismas en el vertedero y se acelera su degradación.



## **2.6. ANÁLISIS DE PARÁMETROS LEGALES DE UBICACIÓN, DISEÑO, CONSTRUCCIÓN, EXPLOTACIÓN, SELLADO Y CLAUSURA DE VERTEDEROS A NIVEL MUNDIAL**

### **2.6.1. Introducción**

El vertido de residuos sólidos debe controlarse y gestionarse de manera adecuada con la finalidad de reducir los riesgos y los posibles efectos negativos sobre la salud pública y el medio ambiente. La incorrecta gestión de los residuos puede provocar un importante impacto ambiental y, sobre todo en países subdesarrollados, serios problemas sanitarios, favoreciendo la proliferación de vectores infectocontagiosos y las epidemias. De hecho el depósito de residuos en vertedero ha sido hasta la fecha, el método más empleado para la eliminación de residuos desde que el hombre vive en sociedad (Westlake. 1995).

En este epígrafe se hace un análisis comparativo de las últimas tendencias en legislación sobre vertederos en distintos países del mundo. El objetivo ha sido conocer cuáles son los principales criterios de diseño en distintas partes del mundo, y establecer las posibles correlaciones basadas en aspectos económicos, sociales o geográficos, poniendo especial atención al diseño, construcción y explotación de balsas de lixiviados. Estas tendencias jurídicas pretenden incidir en una construcción de vertederos sostenible basada en una reducción a largo plazo de las emisiones e impactos medioambientales (Cossu et al. 2003).

Se ha estudiado la normativa de países de los cinco continentes: EE.UU., Canadá, Chile, Australia, Nueva Zelanda, India, República de Filipinas, Japón, República de Sudáfrica y Suiza; de organizaciones plurinacionales como la Unión Europea y de Organismos como el Banco Mundial, ya que un número importante de estados aplican las directrices planteadas por los mismos. Se han analizado las directrices de diseño y explotación, las medidas protectoras y correctoras para evitar impactos ambientales y sanitarios, la influencia de la climatología y la geomorfología y por último, la dependencia de las condiciones geográficas, socioeconómicas y culturales.

Finalmente se exponen las conclusiones obtenidas del estudio, las cuales servirán para caracterizar el tipo de vertedero y de sus elementos anexos.

### 2.6.2. Casos estudiados

La búsqueda de legislación de vertederos se ha realizado eligiendo diversos países de los cinco continentes y obteniendo sus normativas. Las regulaciones sobre vertederos en estos países son más o menos estrictas o exhaustivas en función del grado de desarrollo del país y aunque no están todos los países que tienen una legislación específica, sí que la tienen todos los que se han considerado, con mayores o menores diferencias entre ellos.

Hay países que en su legislación medioambiental adaptan directamente o con pequeñas modificaciones la normativa vigente en otros países u organizaciones, tal es el caso de la EPA (*Environmental Protection Agency*) de Estados Unidos de América, la cual establece un completo manual técnico sobre la ubicación, diseño, construcción, explotación, clausura y postclausura, que es aplicado por un importante número de naciones.

Otro ejemplo lo encontramos en las directrices del Banco Mundial (Guía Técnica para el Proyecto, Diseño y Operación de un Vertedero Controlado. 1999), adoptadas por muchos países subdesarrollados o en vías de desarrollo de Sudamérica, África y Asia.

Algunos países del cono sur de África siguen o intentan aplicar las regulaciones de la República de Sudáfrica o también hay países en Europa y en el Norte de África que adaptan, o están en proceso de adaptación a su territorio, las directrices de la Unión Europea. Otros países sólo establecen unas guías muy genéricas sobre los lugares donde está prohibido el depósito de residuos (zonas residenciales, cursos o masas de agua, zonas protegidas, etc.).

También es común que el gobierno de un país elabore una serie de normas de obligado cumplimiento y que transfiera a las entidades regionales o locales las competencias relacionadas con el estudio, autorización y control del vertedero. Los países u organizaciones analizados en este trabajo son Argentina, Australia, Canadá, Chile, China, Colombia, Egipto, Estados Unidos, Filipinas, India, Japón, México, Nepal, Noruega, Nueva Zelanda, Pakistán, República de Sudáfrica, Suiza, Tanzania, Unión Europea y Banco Mundial. Se comparan los datos obtenidos con los de la

Comunidad Valenciana. Sin embargo sólo se ha obtenido información completa sobre vertederos en los siguientes casos:

- África: República de Sudáfrica.
- América: Canadá, Estados Unidos y Chile.
- Asia: Filipinas, India y Japón
- Europa: Suiza y Unión Europea
- Oceanía: Australia y Nueva Zelanda

Además se analiza también la Guía Técnica para la Ubicación, Diseño y Explotación de Vertederos publicada por el Banco Mundial, en la que se recomiendan una serie de parámetros de emplazamiento, proyecto y manejo de vertederos para países subdesarrollados o en vías de desarrollo.

### ***2.6.3. Resultados obtenidos y discusión***

Los gobiernos de muchos países han ratificado y, por tanto se han comprometido a aplicar, una serie de medidas para evitar, a medio y largo plazo, los devastadores efectos que podría tener un nivel de contaminación como el actual.

En el tema que nos ocupa en este análisis, los vertederos y su normativa, se ha podido observar el esfuerzo legislativo que han realizado multitud de estados para elaborar unos parámetros de emplazamiento, diseño, gestión, explotación y clausura de vertederos, de manera que se reduzca, en tanto sea posible, el riesgo contaminante del vertido de residuos sólidos.

Se han encontrado países con bajo nivel de desarrollo económico y que, sin embargo cuentan con una normativa sobre vertederos bastante estricta (República de Filipinas, India, Colombia, etc.). El problema es que la legislación no siempre se cumple y en algunas regiones del mundo es más preocupante el problema sanitario de los residuos que el impacto ambiental que puedan provocar, aparte de los accidentes que pueden ocurrir por una mala gestión de los vertederos (caso del vertedero de Payatas en Manila, Filipinas, en julio de 2000). De hecho en muchos países subdesarrollados se practica el vertido incontrolado y abierto, con los problemas sanitarios y de estabilidad que ello conlleva (Johannessen et al. 1999). Es difícil prohibir la rebusca en los vertederos cuando hay multitud de familias que

viven de eso, sin embargo esta prohibición la encontramos en prácticamente todas las naciones estudiadas ya que todas obligan a instalar un vallado perimetral.

Otra cuestión es que, aunque una parte de los residuos se eliminen de forma correcta y autorizada, hay otra parte importante que se elimina de forma incontrolada provocando serios problemas sanitarios y medioambientales. Por lo general a menor nivel de desarrollo, mayor es el uso de estas prácticas.

Aunque no han sido específicamente citados, hay países como China, Egipto, Nepal, Pakistán y Tanzania que sólo establecen una pauta genérica de gestión. En el caso de China en la *“Law of the People’s Republic of China on the Prevention and Control of Environmental Pollution by Solid Waste (adoption date: [1995-10-30])”* se obliga a que el proyecto de un vertedero debe pasar un control administrativo en el cual se aprueba o se deniega la autorización. También obliga a que el vertido de residuos sólo se debe hacer en lugares designados. No se especifica nada más. En el caso de Egipto se aplica la *“Law number 4 of 1994 promulgating the Environment Law”* que pone de manifiesto la prohibición de arrojar, tratar o quemar basura y residuos sólidos excepto en lugares designados y que estén alejados de zonas residenciales, industriales o agrícolas, así como de masas de agua. La concesión o denegación de una licencia es potestad de las entidades locales o regionales.

En estos dos países no se detallan las características que debe tener un vertedero autorizado y transfieren las competencias de autorización a entidades ambientales o de menor rango.

Otros países adaptan a su territorio las pautas establecidas en conferencias internacionales, tal es el caso de Argentina que sigue las directrices dictadas por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el desarrollo (Río de Janeiro, República Federativa de Brasil, junio de 1992) o Noruega que adapta la directrices de la Unión Europea con algunas matizaciones en cuanto a valorización, reciclaje e impacto ambiental.

En México los residuos se regulan jurídicamente por medio de la *“Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (08-10-2003)”* en la cual sólo señala el vertido de residuos como última alternativa, después del reciclaje, reutilización y valorización. Los municipios son los responsables de ordenar los usos

del suelo para permitir la disposición final de los residuos. Se prohíbe expresamente “verter residuos en la vía pública, predios baldíos, barrancas, cañadas, ductos de drenaje y alcantarillado, cableado eléctrico o telefónico, de gas; en cuerpos de agua; cavidades subterráneas; áreas naturales protegidas y zonas de conservación ecológica; zonas rurales y lugares no autorizados por la legislación aplicable”. Se prohíbe también incinerar residuos a cielo abierto y abrir nuevos tiraderos a cielo abierto.

De los 22 casos analizados, sólo se ha obtenido información exhaustiva de 12. Estos doce casos cuentan con una normativa específica sobre vertederos. De los 10 países restantes sólo se han podido conseguir normas genéricas de vertido, e incluso en algunos casos como Rusia, Israel e Irán no ha sido posible conseguir información porque su página web sólo estaba escrita en su lengua vernácula.

A continuación se analizan para cada país estudiado, los aspectos relacionados con la tramitación administrativa, los tipos de vertedero contemplados, la ubicación, el diseño, la gestión, los controles ambientales y sanitarios, la clausura y la postclausura. El tipo de normativa y la entidad responsable se citarán en la bibliografía<sup>8</sup>

### 2.6.3.1. Procedimientos de autorización administrativa y tipos de vertedero

Son los procedimientos, trámites y requisitos necesarios para que el organismo correspondiente conceda la autorización o licencia de construcción y/o explotación del vertedero. En función del tipo de vertedero se obligará a intensificar o no las medidas protectoras y protectoras mediante el correspondiente estudio de impacto ambiental o el análisis de riesgos.

En función de la legislación consultada sobre vertederos en los países u organizaciones, los requisitos que se exigen en el proyecto de vertedero para la autorización administrativa en cada estado son los siguientes:

REQUISITO BUROCRÁTICO	PAÍSES QUE LO OBLIGAN SEGÚN SUS LEGISLACIONES
Estudio de impacto ambiental	Rep. Sudáfrica, Australia, Japón

<sup>8</sup> Para obtener datos más desarrollados, se puede consultar el Anexo I

Seguro de responsabilidad civil	Rep. Sudáfrica, Suiza, Nueva Zelanda.
Diferencias según el tipo de residuo	Rep. Sudáfrica, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda
Diferencias según la tasa de depósito	Rep. Sudáfrica, EEUU, Australia
Diferencias según la capacidad de depósito	Canadá, Unión Europea
Diferencias según la generación de lixiviados	Rep. Sudáfrica
Tiempo mínimo de explotación	Filipinas, India, Banco Mundial

Tabla 2.5: Requisitos burocráticos que se exigen por cada país estudiado para la autorización administrativa de un vertedero controlado.

### 2.6.3.2. Elección del emplazamiento

La selección del emplazamiento donde va a estar ubicado el vertedero tiene una importancia vital para evitar riesgos medioambientales y sanitarios. También es importante para poder minimizar las medidas a aplicar para prevenir problemas posteriores (Vaquero. 2004)

Aunque para aumentar la operatividad de la instalación de vertido es necesario considerar aspectos como la geología, la morfología, el relieve, etc. desde el punto de vista de la legislación, sólo estudiaremos los requisitos fijados por cada estado o país para conceder la autorización de construcción de un vertedero.

Los requisitos fijados por cada país o estado son los siguientes:

REQUISITOS EN LA UBICACIÓN	PAÍSES QUE LO CONTEMPLAN
Consideraciones en áreas inundables	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Filipinas, Australia, Banco Mundial.
Consideraciones en áreas con riesgos sísmicos	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Filipinas, Banco Mundial,
Consideraciones en áreas con elevada pendiente	Nueva Zelanda, Banco Mundial
Consideraciones en áreas con condiciones geológicas inadecuadas	Rep. Sudáfrica, Filipinas, Nueva Zelanda.
Consideraciones en áreas próximas a asentamientos humanos	Rep. Sudáfrica, Chile, Filipinas, India, Japón, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.

Consideraciones en áreas próximas a aeropuertos	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Filipinas, India, Japón, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Consideraciones en áreas próximas a cursos o masas de agua. Zonas húmedas	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Japón, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Consideraciones en áreas sobre acuíferos o de recarga de acuíferos	Rep. Sudáfrica, Chile, Filipinas, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Consideraciones en las proximidades de áreas con interés o fragilidad ambiental	EEUU, Filipinas, India, Japón, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda.
Consideraciones sobre áreas con yacimientos histórico - artísticos	Filipinas, Unión Europea, Banco Mundial.
Consideraciones sobre áreas agrícolas.	Unión Europea.
Consideraciones sobre áreas próximas a vías de comunicación importantes	Banco Mundial.
Consideraciones sobre áreas próximas a canteras con explosivos	Banco Mundial.
Consideraciones sobre proximidad a zonas militares	Banco Mundial.
Habilitación de zona de protección o franja de seguridad en todo el perímetro de la instalación	Canadá, EEUU, India, Banco Mundial.

Tabla 2.6: Requisitos o consideraciones necesarias para elegir la zona de ubicación de un vertedero controlado según la legislación de cada país.

### 2.6.3.3. Diseño

El desarrollo de un vertedero para residuos sólidos es una actividad compleja que requiere de la aplicación de un amplio abanico de disciplinas. Los programas de diseño implican un importante rango de aplicaciones medioambientales e ingenieriles (Wells et al. 1987f). Con un correcto diseño se pretende el aislamiento de los residuos, de manera que estos no contaminen las aguas subterráneas y/o superficiales, ya que los lixiviados procedentes de la descomposición anaerobia de los residuos contienen contaminantes a una concentración tal que pueden ocasionar un serio impacto a la salud pública y el medio ambiente (Johannessen. 1999; O'Leary et al. 2002a; Redfearn et al. 2002)

Dentro de las especificaciones de diseño, se analizan aspectos como pendiente máxima y mínima de los taludes, la obligatoriedad del vallado perimetral y la señalización, la impermeabilización de la base, la recirculación de lixiviados, la gestión de lixiviados, la evacuación de las aguas de escorrentía y la gestión del biogás.

REQUISITOS EN EL DISEÑO DEL VERTEDERO	PAÍSES QUE LO CONTEMPLAN
Inclinación máxima de los taludes	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas <sup>9</sup> , Unión Europea <sup>9</sup> , Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Inclinación mínima de los taludes	Canadá, EEUU, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Vallado perimetral y señalización	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Filipinas, India, Japón, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Impermeabilización diferente en función del tipo de residuo	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile <sup>10</sup> , Filipinas, India, Japón, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Sistemas de extracción de lixiviados	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Suiza, Unión Europea, Banco Mundial.
Sistemas de detección para fuga de lixiviados	Rep. Sudáfrica.
Permitida la recirculación de lixiviados con condiciones	Chile.
Condiciones de diseño en la balsa de lixiviados	Filipinas, Suiza, Australia, Banco Mundial.
Canal perimetral de evacuación de aguas de escorrentía exteriores	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Suiza, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Sistemas de extracción de biogás	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Japón, Suiza, Unión Europea, Nueva Zelanda, Banco Mundial.

Tabla 2.7: Requisitos de diseño de vertederos en cada uno de los países analizados.

#### 2.6.3.4. Operación y gestión

Para una efectiva eliminación y depósito de residuos sólidos en un vertedero, se deben realizar cuidadosamente las labores de operación, gestión y mantenimiento.

<sup>9</sup> Se obliga a garantizar la estabilidad de los taludes, sin fijar pendientes máximas admisibles

<sup>10</sup> El grado de impermeabilización depende de la población abastecida por el vertedero y de las precipitaciones



Estos trabajos dependen de diversos factores como la topografía del área, los accesos y la disponibilidad del material de cobertura, ya que en función de ellos se deberá optar por un método de vertido u otro (Wells et al. 1987f). Así mismo el grado de desarrollo económico del país limita, en muchos casos, la aplicación de técnicas concretas, tal es el caso de la cobertura diaria, la cual puede llegar a suponer el 50 % de los costes de operación (Johannessen et al. 1999). Los aspectos considerados en la Tabla 2.8 son los relacionados con la explotación del vertedero.

REQUISITOS RELACIONADOS CON LA EXPLOTACIÓN	PAÍSES QUE LO CONTEMPLAN
Altura recomendada de la celda diaria	Rep. Sudáfrica, Chile, Filipinas, India, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Grado de compactación	Rep. Sudáfrica, Chile, Filipinas, India, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Cobertura diaria	Rep. Sudáfrica, EEUU, Chile, Filipinas, India, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Cobertura intermedia	Chile, Filipinas, India, Australia, Banco Mundial.
Plan de emergencias	Rep. Sudáfrica, EEUU, Nueva Zelanda,
Prevención de vientos	Chile, India, Japón, Unión Europea,

Tabla 2.8. Requisitos relacionados con los trabajos de explotación y gestión del vertedero controlado.

### 2.6.3.5. Sellado y clausura

Una vez que se ha ocupado toda la capacidad del vertedero hay que sellarlo es decir, se debe aislar toda la masa de residuos del entorno que le rodea de manera que se minimicen los intercambios de fluidos entre el interior y el exterior del vertedero, minimizando olores, mejorando la estética y la integración paisajística y controlando la percolación del agua de lluvia a los residuos. Así mismo, controlando la percolación se minimiza la generación de lixiviados y de biogás que son las dos principales causas del poder contaminante de los vertederos (Albright et al. 2003). Para ello se han instalado previamente los sistemas de impermeabilización de la base y de gestión de biogás y lixiviados.

Los sistemas de clausura de un vertedero suelen consistir en una capa, más o menos impermeable, instalada sobre la masa de residuos, sobre la cual es frecuente, y a veces obligatorio, aplicar una cubierta de tierra vegetal para permitir el crecimiento de especies vegetales y así restaurar e integrar en el entorno, el área afectada. Las

capas de sellado y las medidas correctoras y protectoras postclausura que se obligan o se especifican en la normativa de cada país estudiado se resume a continuación en la Tabla 2.9.:

REQUISITOS RELACIONADOS CON LA CLAUSURA Y SELLADO	PAÍSES QUE LO CONTEMPLAN
Capa impermeable o poco permeable de tierra	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Japón, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Capa impermeable sintética	EEUU, Chile, Filipinas, Unión Europea.
Sistema de drenaje	Rep. Sudáfrica, Chile, Filipinas, India, Suiza, Unión Europea, Australia, Banco Mundial.
Capa de tierra vegetal	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Integración ambiental y paisajística con vegetación	Canadá, India, Suiza, Nueva Zelanda,
Planes postclausura. Plazos permitidos del sellado	Canadá, EEUU, Filipinas, Australia,
Medidas de prevención de posteriores asentamientos	Rep. Sudáfrica, Filipinas,

Tabla 2.9. Requisitos en cuanto a la clausura y sellado de un vertedero controlado.

### 2.6.3.6. Controles de seguridad sanitaria y medioambiental

En este epígrafe se muestran los factores básicos a considerar en el diseño, instalación y operación de un programa adecuado y efectivo de control sanitario y medioambiental de un vertedero controlado de residuos sólidos. Un completo programa de control debería incluir una toma periódica de muestras de aguas subterráneas, aguas superficiales y gases (Wells et al. 1987f). La protección del aire, del agua y del suelo alrededor del vertedero depende de un adecuado diseño, emplazamiento y sistema de gestión ambiental (Calvo et al. 2001; O'Leary et al. 2002a; Redfearn et al. 2002). No obstante se deben realizar estos controles para verificar que los sistemas aplicados funcionan correctamente.

Del mismo modo, una vez que el vertedero ha sido sellado y clausurado se deberá también establecer un programa de mantenimiento y controles postclausura para prevenir impactos ambientales después de la explotación del vertedero. Los controles establecidos por las diferentes normativas son los siguientes:

REQUISITOS RELACIONADOS CON LOS CONTROLES POSTCLAUSURA	PAÍSES QUE LO CONTEMPLAN
Control de las aguas superficiales	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Japón, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Control de aguas subterráneas	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Control de producción de lixiviados	Rep. Sudáfrica, Japón, Suiza, Unión Europea, Australia,
Controles de presencia de metano dentro del recinto	Rep. Sudáfrica, Canadá, EEUU, Chile, Filipinas, India, Suiza, Unión Europea, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial
Controles de presencia de metano fuera del recinto	Canadá, Australia, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Programa de vigilancia ambiental en la integración al entorno	Rep. Sudáfrica, Nueva Zelanda, Banco Mundial.
Control de erosión	Rep. Sudáfrica, India, Banco Mundial
Control de asentamientos	Banco Mundial
Años de control post-clausura	Rep. Sudáfrica (30), Chile (20), Filipinas (15), India (15), Suiza (5 a 15), Unión Europea (30), Banco Mundial (10 a 30)

Tabla 2.10: Controles postclausura en un vertedero controlado según países consultados.

#### **2.6.4. Relación sobre normativa de vertederos**

Para obtener los resultados mostrados en este epígrafe se ha recurrido a la legislación vigente de los países analizados. Esta información ha sido obtenida de las direcciones web que se enumeran a continuación:

##### República de Sudáfrica:

“Minimum requirements for waste disposal by landfill”. Department of Water Affairs and Forestry (DWAF). National Waste Management Strategy and Actions Plans, October 1999.

[http://www-dwaf.pwv.gov.za/Dir\\_WQM/docs/Pol\\_Landfill.PDF](http://www-dwaf.pwv.gov.za/Dir_WQM/docs/Pol_Landfill.PDF)

##### Egipto:

“Framework for Operation of Hazardous Waste Treatment and Disposal Facility”. Ministry of State For Environmental Affairs. Egyptian Environmental Affairs Agency.

Law number 4 of 1994 Promulgating the Environment Law. Ministry of State For Environmental Affairs

<http://www.eeaa.gov.eg>

Tanzania:

Permanent Secretary, Ministry of Agriculture and Food Security, Environmental Policy.

<http://www.tanzania.go.tz/indexE.html>

Canadá:

“Environmental Protection Act.”. ONTARIO REGULATION 232/98

Amended to O. Reg 483/98; Landfill Sites, Vigencia: 1 de agosto de 1998

“Landfill standards: a guideline on the regulatory and approval requirements for new or expanding landfilling sites”. May 1998. Ministry of the Environment. Ontario©. Queen’s Printer for Ontario, 1998, updated sep 1998

<http://www.ene.gov.on.ca/>

<http://www.ene.gov.on.ca/envision/land/landfill/index.htm>

<http://www.canadianenvironmental.com/legislation/item.cfm?RecordID=111&Topic=Legislation%20%26%238211%3B%20Ontario%20>

Estados Unidos:

“Solid Waste Disposal Facility Criteria” Technical Manual. Environmental Protection Agency. (EPA) Basado en MSWLF Criteria 40 CFR Part 258, Vigencia: Noviembre 1993

<http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/muncpl/landfill/techman/intro.pdf>

Chile:

Proyecto: “Reglamento de Rellenos Sanitarios”. Ministerio de Salud. Depto. de Salud Ambiental. Vigencia: en consulta pública. 3 de enero de 2003.

<http://www.conama.cl/portal/1255/article-27475.html>

Argentina:

Adaptación de la Agenda 21 (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Rio de Janeiro, junio de 1992). Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

[http://www.medioambiente.gov.ar/mlegal/residuos/menu\\_residuos.asp](http://www.medioambiente.gov.ar/mlegal/residuos/menu_residuos.asp)

Colombia:

MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL

Publicación financiada con recursos del Crédito BIRF-3973-CO, Programa Fortalecimiento Institucional para la Gestión Ambiental Urbana - FIGAU

[http://www.minambiente.gov.co/viceministerios/ambiente/dir\\_agua\\_potable\\_saneamiento\\_basico/residuos\\_solidos/documentos\\_de\\_interes/guias\\_ambientales/rellenos\\_sanitarios\\_1.pdf](http://www.minambiente.gov.co/viceministerios/ambiente/dir_agua_potable_saneamiento_basico/residuos_solidos/documentos_de_interes/guias_ambientales/rellenos_sanitarios_1.pdf)

México:

“Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos”. Estados Unidos Mexicanos. Presidencia de la República. DOF (8 de octubre de 2003)

“Proyecto de Reglamento de la Ley General Para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos”. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)

<http://www.diputados.gob.mx/leyinfo/pdf/263.pdf>

China:

“Law of the People’s Republic of China on the Prevention and Control of Environmental Pollution by Solid Waste”. Chinese Government. (adoption date: 1995-10-30. effective date: 1996-04-01)

<http://us.tom.com/english/planning/2143.htm>

República de Filipinas:

Implementing Rules and Regulations of Republic Act. 9003; Environmental Management Bureau (EMB). National Solid Waste Management Commission, 29 August, 2001.

<http://www.emb.gov.ph/nswmc/>

India:

“Legislations on Environment, Forests and Wildlife”. Ministry of Environment and Forest. Notification. New Delhi, 25<sup>th</sup> September 2000, actualizada el 08/06/2004.

<http://www.ias.unu.edu/proceedings/icibs/ic-mfa/jags/mswrules.doc>

Japón:

Ministerial Ordinance Determining Engineering Standards Pertaining to Final Disposal Site for Municipal Solid Wastes and Final Disposal Site for Industrial Wastes. Prime Minister’s Office. Ministry of Health and Welfare Ordinance No. 1 March 14, 1977.

“Waste Management and Public Cleansing Law”. Ministry of the Environment. Law No. 137 of 1970 Amended by law No. 66 of 2001.

<http://www.env.go.jp/en/lar/wastelaw/01.pdf>

<http://www.env.go.jp/en/lar/wastelaw/02.pdf>

<http://www.env.go.jp/en/lar/wastelaw/03.pdf>

<http://www.env.go.jp/en/lar/wastelaw/04.pdf>

Nepal:

Environmental Acts and Rules

15. Solid Waste (Management & Resource Mobilization) Act, 1987

10. Solid Waste (Management & Resource Mobilization) Rules, 1989

Ministry of Population and Environment, Singhadurbar, Kathmandu, Nepal.

<http://www.mope.gov.np/environment/listacts.php>

Pakistán:

Pakistan Environmental Protection Agency

Ministry of Environment

Guidelines for Solid Waste Management (October 2005)

<http://www.environment.gov.pk/>

España:

REAL DECRETO 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.

<http://www.mma.es>

Noruega:

MINISTRY OF ENVIRONMENT

Pollution Control Act

Act of 13 March 1981 No.6 concerning protection against pollution and concerning waste (the Pollution Control Act), most recently amended by Act of 20 June 2003 No.45

<http://odin.dep.no/md/english/doc/legislation/acts/022051-200014/dok-bn.html>

Report no. 8 to the Storting (1999-2000) - Summary in English

The Government's Environmental Policy and the State of the Environment

[http://odin.dep.no/md/english/doc/white\\_paper/022051-040012/dok-bn.html](http://odin.dep.no/md/english/doc/white_paper/022051-040012/dok-bn.html)

#### Suiza:

“Technical Ordinance on Waste (TOW)” 814.015. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL) of 10th December 1990 (status at 1st April 1996).

[http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/abfall/tva\\_e.pdf](http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/abfall/tva_e.pdf)

#### Unión Europea:

Directiva 1999/31/CE de Consejo, de 28 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.

#### Australia:

“Guidelines for Acceptance of Solid Waste to Landfill” Department of Environmental Protection. Octubre 2002. New South Wales.

“Environmental Guidelines: Solid Waste Landfills”. Environmental Protection Authority. 1996.

[http://portal.environment.wa.gov.au/pls/portal/docs/PAGE/DOE\\_ADMIN/GUIDELINE\\_REPOSITORY/1046\\_GASWL02.PDF](http://portal.environment.wa.gov.au/pls/portal/docs/PAGE/DOE_ADMIN/GUIDELINE_REPOSITORY/1046_GASWL02.PDF)

<http://www.epa.nsw.gov.au/resources/solidlandfill.pdf>

#### Nueva Zelanda:

“The 2002 Landfill Review and Audit”. Ministry for the Environment.

“Landfill Guidelines”. Centre for Advanced Engineering. New Zealand 2000.

<http://www.mfe.govt.nz/publications/waste/landfill-review-and-audit-mar03.html>

[http://www.smf.govt.nz/results/4139\\_landfill.pdf](http://www.smf.govt.nz/results/4139_landfill.pdf)

#### Banco Mundial:

“Solid Waste Landfills in Middle and Lower-Income Countries. A Technical Guide to Planning, Design and Operation”. World Bank Technical Paper No. 426 feb. 1999.

Guidance Published in May 1996 by the World Bank as an Urban Infrastructure Note, updated June 1997. “Sanitary Landfill Design and Siting Criteria”.

<http://www.worldbank.org/urban/uswm/pubs.html>

#### Comunidad Valenciana:

Plan Integral de Residuos de la Comunidad Valenciana. Cosellería de Medi Ambient., de acuerdo con lo dispuesto en el Decreto 202/1997, de 1 de julio, del Gobierno Valenciano, por el que se regula la tramitación y aprobación.

<http://www.gva.es/jsp/portalgv.jsp>

### 2.6.5. Conclusiones

Como conclusión general cabe destacar la homogeneidad existente en las medidas protectoras y correctoras de los vertederos en la legislación de la mayoría de los países analizados.

Además, después del estudio y análisis detallado de la normativa específica de vertederos en los distintos países, se han podido extraer otras conclusiones que se enumeran a continuación.

- Los requisitos que se exigen para la solicitud administrativa de actividad, varían en función de los países. Mientras que la mayoría diferencian los vertederos en función de los residuos que van a contener, algunos optan por distinguir los vertederos según la tasa de vertido o según la capacidad.
- Los requisitos de autorización administrativa para la construcción y explotación de un vertedero controlado, están influidos por los condicionantes geográficos, climáticos y socioeconómicos (zonas con riesgos sísmicos, zonas con bajo nivel de desarrollo, zonas con escasos recursos económicos, zonas con pluviometría muy estacional, etc).
- El seguro de responsabilidad civil, sólo está expresamente obligado en tres países. En la Unión Europea se obliga en vertederos de residuos peligrosos, aunque se recomienda para todos.
- Todos los países establecen unas distancias mínimas para el emplazamiento de los vertederos con respecto a zonas de interés ambiental, zonas residenciales, masas o cursos de agua, aeropuertos, etc. El factor ambiental que más se tiene en cuenta a la hora de ubicar un vertedero es la presencia de cursos o masas de agua superficial o subterránea, lo cual podría implicar que el mayor peligro ambiental considerado en la legislación es la contaminación por lixiviados.
- En la mayoría de países se prohíbe la construcción de un vertedero en áreas próximas a asentamientos humanos o zonas con presencia temporal o permanente de personas. Esto es debido las principales molestias de los vertederos es la generación de malos olores y la proliferación de vectores.
- En la mayoría de países se prohíbe la ubicación en las proximidades de aeropuertos con el fin de evitar posibles accidentes ocasionados por las aves al colisionar con las hélices o turborreactores de los aviones.

- El diseño del vertedero se suele dejar en manos del ingeniero, aunque en algunas legislaciones se establecen requisitos mínimos.
- En el diseño del vertedero encontramos analogías ya que casi todos aconsejan pendientes máximas similares (en el Banco Mundial se plantea una inclinación menor en zonas con riesgo sísmico) desde 1V:2,5H (Banco Mundial) hasta 1V:4H (Canadá). Se aconsejan unas pendientes mínimas (3–5%) para evitar la acumulación y la consecuente infiltración del agua de lluvia, se obligan a sistemas de impermeabilización que dependen del tipo de residuos depositados, se obliga a sistemas de recogida y gestión de lixiviados y biogás y a construir sistemas de evacuación de las aguas de escorrentía. Es decir, se pretende la confinación de los residuos de manera que queden aislados del entorno lo máximo posible.
- La obligatoriedad de instalar una balsa o depósito para recoger los lixiviados generados se observa en Filipinas, Suiza, Australia y Banco Mundial, sin embargo los únicos requisitos de diseño que se obligan son la capacidad en función de la máxima pluviometría y la impermeabilización (sólo en Australia).
- El vallado perimetral de la instalación es una técnica obligada en la mayoría de países. En algunos casos se permite la entrada de rebuscadores siempre que esta esté regulada.
- El apartado relativo a la explotación también es bastante uniforme. Se tiende siempre a una alta compactación de los residuos en capas más o menos delgadas y a la cobertura diaria, la cual se establece en un espesor mínimo de 0,15 m. La cobertura intermedia se aconseja, sobre todo, en regiones donde existe una estación de abundantes lluvias (monzones en India) y su espesor se fija en 0,3 m. La cobertura intermedia es una capa de cobertura que se aplica sobre la cobertura diaria cuando el vertedero, debido generalmente a precipitaciones intensas y persistentes durante mucho tiempo, se prevé que va a quedar inutilizado.
- En todos los países se obliga, durante la operación y en la etapa de postclausura, a realizar controles de las aguas superficiales y subterráneas, así como de presencia de metano, aunque no todos detallan cómo hacerlo ni con qué frecuencia, con esto se pretende poder detectar cualquier fallo en los sistemas de impermeabilización y sellado, antes de que cause un impacto ambiental importante.



- Con los trabajos de sellado y clausura se consigue el confinamiento antes mencionado, en donde los residuos quedan prácticamente aislados del entorno, evitando los contactos con las aguas subterráneas y las aguas superficiales.
- En algunos países consultados (Argentina, México, Egipto, China, etc.) no se ha encontrado normativa específica sobre vertederos de RSU, sólo hacen mención a la forma de eliminar los residuos peligrosos. En estas naciones sólo se han promulgado leyes o directivas genéricas de gestión de residuos, en las que el vertido aparece como la última opción. En los artículos dedicados a vertederos sólo se establecen parámetros generales de ubicación y diseño, tal y como ocurría en España con la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, antes de que se aprobara el R.D. 1481/2001,
- La legislación europea relacionada con vertederos (Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 28 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.) y su adaptación a la legislación española (R.D. 1481/2001, por el que se regula la eliminación de residuos en vertedero) es bastante similar a las normativas dictadas en otros países, en las cuales se considera la eliminación en vertedero como la opción menos recomendable y, en todo caso, sólo se depositarán los residuos que no se puedan reutilizar, reciclar o valorizar.
- La Unión Europea, así como otros países desarrollados (Canadá, Suiza, Japón), no describe explícitamente algunos parámetros de diseño y explotación, si no que deja a las entidades de menor rango (Regionales, Cantonales, Comunidades Autónomas, Locales), la regulación de las instalaciones de vertido. También se permite al ingeniero proyectista y a la empresa gestora la actuación según su criterio, siempre que se respeten algunos requisitos mínimos.
- La obligatoriedad de instalar balsas de lixiviados para el almacenamiento temporal de éstos, está especificada en algunos de los países consultados. Los parámetros de seguridad que se obligan son la impermeabilización de fondo y paredes y la capacidad mínima que deben tener.

## 2.7. ANÁLISIS PORMENORIZADO DE LA LEGISLACIÓN SOBRE VERTEDEROS A NIVEL NACIONAL Y EUROPEO

Según el Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental y su incorporación a la normativa autonómica de la Generalitat Valenciana por la Ley 2/1989, de 3 de marzo, de Impacto Ambiental y su aprobación por medio del Decreto 162/1990, de 15 de octubre, del Consell de la Generalitat Valenciana, deberán someterse a una evaluación de impacto ambiental los vertederos de residuos no peligrosos que reciban más de 10 toneladas por día o que tengan una capacidad total de más de 25000 toneladas, excluidos los vertederos de residuos inertes. También deberán someterse a Evaluación de Impacto Ambiental las Instalaciones de incineración de residuos peligrosos *definidos en el artículo 3.c de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos*, así como las de eliminación de dichos residuos mediante depósito en vertedero, depósito de seguridad o tratamiento químico (como se define en el epígrafe D9 del anexo HA de la Directiva 75/442/CEE, del Consejo, de 15 de julio, relativa a los residuos).

Según la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, Artículo 13.1. Quedan sometidas a régimen de autorización por el órgano competente en materia medioambiental de la Comunidad Autónoma las actividades de valorización y eliminación de residuos. Esta autorización, que sólo se concederá previa comprobación de las instalaciones en las que se vaya a desarrollarse la actividad, podrá ser otorgada para una o varias de las operaciones a realizar, y sin perjuicio de las demás autorizaciones o licencias exigidas por otras disposiciones. Estas autorizaciones se concederán por un tiempo determinado, pasado el cual podrán ser renovadas por periodos sucesivos. Artículo 19.1. Las autorizaciones de las actividades de eliminación de residuos determinarán los tipos y cantidades de residuos, las prescripciones técnicas, las precauciones que deberán adoptarse en materia de seguridad, el lugar donde se vayan a realizar las actividades de eliminación y el método que se emplee. Artículo 19.4. El Gobierno y, en su caso, las Comunidades Autónomas, en las normas adicionales de protección que dicten al efecto, establecerán las normas reguladoras de las instalaciones de eliminación de residuos teniendo en cuenta las tecnologías menos contaminantes.

Por otra parte, el objetivo de la *Ley 16/2004, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación* (BOE nº157 de 2 de julio de 2002) es evitar, o cuando ello no sea posible, reducir y controlar la contaminación de la atmósfera, del agua y del suelo, mediante el establecimiento de un sistema de prevención y control integrados de la contaminación, con el fin de alcanzar una elevada protección del medio ambiente. Esta ley será aplicable, según figura en el Anejo I, a las instalaciones para la eliminación de los residuos no peligrosos, en lugares distintos de los vertederos, con una capacidad de más de 50 toneladas por día y para vertederos de todo tipo de residuos que reciban más de 10 toneladas por día o que tengan una capacidad total de más de 25000 toneladas con exclusión de los vertederos de residuos inertes.

Según el *Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, Artículo 8*: la idoneidad del vertedero se justificará mediante una memoria que, entre otros puntos, incluirá los métodos que se proponen para la prevención y reducción de la contaminación. Así mismo, el Real Decreto establece una serie de requisitos generales de ubicación para todas las clases de vertederos, entre los que se destacan:

- a las distancias entre el límite del vertedero y las zonas residenciales y recreativas, vías fluviales, masas de agua y otras zonas agrícolas o urbanas;
- b la existencia de aguas subterráneas, aguas costeras o reservas naturales en la zona;
- c las condiciones geológicas e hidrogeológicas de la zona;
- d el riesgo de inundaciones, hundimientos, corrimientos de tierra o aludes en el emplazamiento del vertedero;
- e la protección del patrimonio natural o cultural de la zona.

El vertedero sólo podrá ser autorizado si las características del emplazamiento con respecto a los requisitos mencionados, o las medidas correctoras que se tomen, indican que aquél no planteará ningún riesgo para el medio ambiente.

La *Ley 10/2000, de 12 de diciembre, de Residuos de la Comunidad Valenciana*, establece en su *artículo 49.2*, las garantías de las actividades de gestión y eliminación de residuos y según dicta: para las actividades de eliminación de residuos urbanos o

municipales o para aquellas operaciones de gestión de residuos no peligrosos que se determinen reglamentariamente, podrá exigirse un seguro de responsabilidad civil o la prestación de cualquier otra garantía financiera que, a juicio de la administración autorizante y con el alcance que reglamentariamente se establezca, sea suficiente para cubrir el riesgo de la reparación de daños y del deterioro del medio ambiente y la correcta ejecución del servicio, tipificándose como infracción grave a los efectos de la presente ley la falta de constitución de los seguros, fianzas o garantías previstos en la presente ley, o de su renovación, cuando sean obligatorias.

Por otro lado el *Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero*, establece que la autorización para vertederos de residuos peligrosos contendrá la obligación de su titular de suscribir un seguro de responsabilidad civil y el depósito de una fianza, según lo previsto en el artículo 22.2 de la Ley de Residuos. La autorización para vertederos de residuos distintos a los peligrosos estará condicionada a lo que determine la legislación estatal sobre residuos en materia de constitución de seguro de responsabilidad civil y prestación de fianzas a otras garantías equivalentes. El seguro de responsabilidad civil cubrirá el riesgo por los posibles daños causados a las personas y al medio ambiente en tanto que, mediante la prestación de la fianza, el titular responderá del cumplimiento de todas las obligaciones que frente a la Administración se deriven del ejercicio de la actividad.

Del mismo modo, la Unión Europea ha promulgado la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales, que tiene por objeto establecer un marco de responsabilidad medioambiental, basado en el principio de “quien contamina paga”, para la prevención y la reparación de los daños medioambientales, tal como se establece en el Tratado y coherentemente con el principio de desarrollo sostenible. El principio fundamental de la presente Directiva debe, por tanto, consistir en que un operador cuya actividad haya causado daños al medio ambiente o haya supuesto una amenaza inminente de tales daños sea declarado responsable desde el punto de vista financiero a fin de inducir a los operadores a adoptar medidas y desarrollar prácticas dirigidas a

minimizar los riesgos de que se produzcan daños medioambientales, de forma que se reduzca su exposición a responsabilidades financieras.

La presente Directiva debe aplicarse, en cuanto a los daños medioambientales se refiere, a las actividades profesionales que presenten un riesgo para la salud humana o el medio ambiente.

De acuerdo con el principio de “quien contamina paga”, un operador que cause daños medioambientales o que amenace de forma inminente con causar tales daños debe sufragar, en principio, el coste de las medidas preventivas o reparadoras necesarias.

Los operadores deben sufragar los costes ocasionados por las medidas preventivas que hayan tenido que ser adoptadas en cualquier caso con vistas al cumplimiento de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas que regulen sus actividades, o de los términos de cualquier permiso o autorización.

A partir del cumplimiento de las directrices de gestión, ubicación y diseño que marca la normativa y para evaluar el riesgo que tiene un vertedero analizado, se ha presentado el sistema de evaluación del riesgo medioambiental de una determinada instalación, en nuestro caso del riesgo potencial que presentan los vertederos.

En función de este riesgo potencial basan sus decisiones las compañías aseguradoras<sup>11</sup> (aceptación o no del riesgo y fijación en su caso de las condiciones de cobertura) realizando un análisis individualizado de los factores y circunstancias que influyen en la gravedad y la protección de los riesgos analizados.

Asimismo, en la actualidad, todas las Administraciones Públicas con competencias en la concesión de autorizaciones en materia de medio ambiente, realizan, con mayor o menor profundidad y con un sistema más o menos complejo, algún tipo de comprobación de las características y las condiciones de prevención de determinadas actividades industriales que se consideran potencialmente contaminantes, constituyendo éste uno de los elementos necesarios para la toma de decisiones en cuanto a su autorización administrativa. Esta tarea se lleva a cabo

---

<sup>11</sup> En España existe una agrupación denominada EL POOL ESPAÑOL DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES, que es una Agrupación de Interés Económico constituida en 1994 para administrar un convenio de correaseguro, para la suscripción conjunta de los riesgos medioambientales.

mediante la inspección de la instalación, el análisis de la documentación pertinente o ambas.

Este procedimiento se viene aplicando sectorialmente a determinadas actividades industriales que tienen potencial incidencia en alguna de las áreas de protección (agua, atmósfera, residuos), pero con la entrada en vigor la Ley de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, la tutela y control por la Administración Medioambiental deberá ejercerse sobre un abanico de actividades amplio y de forma integrada, situación en la que deberá utilizarse un sistema de evaluación del riesgo ambiental también integrado y sistemático.

Sin embargo, los criterios de evaluación no están en la actualidad unificados, siendo diversos entre sí los de las distintas Administraciones Públicas y éstos en relación con los utilizados por las entidades aseguradoras y financieras, por ejemplo. El resultado es que la tarea de evaluar una misma instalación ha de repetirse una y otra vez por los distintos interesados y, como consecuencia de la utilización de criterios diferentes, suele llegarse a resultados no coincidentes.

En beneficio tanto de las entidades privadas como de las Administraciones públicas, se ha desarrollado el sistema de evaluación (Norma UNE 150008-EX de evaluación del riesgo medioambiental), mediante el que se pretende suministrar la información necesaria para lograr que las labores de control de riesgos medioambientales sean compatibles con un sistema de evaluación unificado, asumible por todas las entidades antes citadas.

La evaluación del riesgo medioambiental tiene como objeto principal identificar los peligros de generar o sufrir un accidente que cause contaminación y evaluar los riesgos consecuentes y las medidas implantadas para evitar su ocurrencia o minimizar sus consecuencias y como objetivo complementario, proponer las mejoras pertinentes para la reducción de los riesgos evaluados. Queda fuera del área de interés de la evaluación ambiental, cualquier otro fin aparte del formulado anteriormente y, en particular la valoración del pasivo medioambiental y el establecimiento de un programa de gestión medioambiental.

En el ámbito de la gestión ambiental, existen instrumentos utilizables por las empresas, mediante los cuales se adquieren compromisos en relación con el empleo

de métodos aceptables desde el punto de vista medioambiental, en todos los procedimientos de gestión de la empresa, existiendo un programa continuo de mejora. Dichos instrumentos, con reconocimiento legal en el Reglamento (CEE) N°. 1836/93 del Consejo relativo a un Sistema de Gestión y Auditoría Medioambientales (EMAS) y que también pueden homologarse y certificarse mediante los sistemas de certificación del grupo ISO 14000 y del propio EMAS, no suministran necesariamente la información sobre las fuentes de peligro ni evalúa la intensidad o importancia del riesgo que genera una instalación.

Partiendo del reconocimiento de la actual situación de carencia comentada, el Pool Español de Riesgos Medioambientales propuso en su día a la entidad española de normalización AENOR la organización de un foro de trabajo, compuesto por profesionales de diversos sectores interesados y por representantes de las Administraciones Públicas, para confeccionar una Norma Española para la Evaluación del Riesgo Ambiental de las instalaciones en las que se desarrollen actividades empresariales; esta norma iría dirigida principalmente a las industrias y aquellas empresas de servicios que generen algún riesgo para el medio ambiente. La norma ha sido concluida y publicada con la referencia UNE-150008-EX, con carácter experimental.

Los vertederos y sus balsas de lixiviados, como instalaciones, se encuentran dentro de las actividades empresariales que generan riesgo para el medio ambiente. En el caso de las balsas, los lixiviados están considerados como uno de los principales peligros medioambientales generados por los vertederos. La minimización del riesgo en las balsas de lixiviados, debería ser un objetivo fundamental a la hora de realizar la evaluación del riesgo ambiental en estas instalaciones.

## 2.8. IDENTIFICACIÓN DE PELIGROS ASOCIADOS A UN VERTEDERO CONTROLADO

### 2.8.1. Determinación de los peligros asociados a los vertederos

Para identificar los peligros asociados a los vertederos se ha realizado una revisión histórica sobre los accidentes ocurridos en vertederos de todo el mundo. Para ello se han buscado, por medio de artículos en revistas técnicas especializadas y en páginas web, accidentes ocurridos en vertederos de todo el mundo. En algunos casos se ha tenido acceso a artículos técnicos en donde la catástrofe se estudiaba exhaustivamente, buscando causas, evaluando consecuencias y aportando soluciones. En otros casos sólo se ha conseguido la noticia en sí misma, aportada por algún periódico o revista no especializada. Se han agrupado estos accidentes en función de sus causas y se ha analizado cada uno de ellos intentando, por medio del método de los escenarios comparados, aportar alguna medida protectora o correctora. Mediante el procedimiento anterior se intenta plantear parámetros de diseño para minimizar el riesgo social, sanitario y medioambiental. En total se estudiaron 36 casos de accidentes ocurridos desde el año 1977 al año 2005.

Aunque la mayoría de vertederos analizados son controlados y autorizados, algunos son simples basureros donde los residuos se depositaban sin ningún control, con el visto bueno de las autoridades.

Los accidentes ocurridos en vertederos son debidos a una gran cantidad de causas. En función de la magnitud del accidente pueden ocasionar graves problemas sanitarios, considerables impactos ambientales e incluso daño a las propiedades y muerte de personas. Los principales problemas encontrados y el número de casos descritos se resumen en la Tabla 2.11:

TIPO DE ACCIDENTE	Nº DE CASOS
Problemas de estabilidad por pendiente excesiva en los taludes.	5
Problemas de estabilidad por pendiente excesiva en el suelo.	3
Problemas de estabilidad por mal diseño de los diques de contención.	2
Problemas de estabilidad por deslizamientos de la masa de residuos sobre la capa impermeable.	3



Problemas de estabilidad por saturación de la masa de residuos.	10
Problemas medioambientales provocados por una incorrecta impermeabilización de la base.	2
Problemas ocasionados por la producción y por la mala gestión de los gases generados.	10
Problemas por el mal dimensionamiento de los canales de evacuación de aguas de escorrentía exteriores al vertedero	1
Problemas generados por la rotura de la balsa de lixiviados.	1

Tabla 2.11: Causas de accidentes ocurridos en vertederos desde 1977 a 2005

A continuación se desarrolla cada uno de ellos.

### ***2.8.2. Problemas de estabilidad por pendiente excesiva en los taludes***

Para calcular el factor de seguridad (FS) del talud en un vertedero, necesitamos saber las propiedades mecánicas y físicas de los residuos que se depositan. Entre estas propiedades están la densidad, la humedad, la composición, la compresibilidad, la cohesión, el ángulo de rozamiento, etc. La densidad depende directamente de la composición, de la humedad y del grado de compactación y es uno de los parámetros necesarios para conocer la estabilidad de un talud. Los otros parámetros necesarios son la cohesión efectiva ( $C'_0$ ) y el ángulo de rozamiento efectivo ( $\phi'$ ).

Para conocer  $C'_0$  y  $\phi'$  se recurre a ensayos de laboratorio. Aunque los resultados obtenidos son muy heterogéneos, difieren mucho de unos ensayos a otros y de unas zonas a otras. Los valores de  $C'_0$  obtenidos en laboratorio varían desde 0 t/m<sup>2</sup> (Siegel. 1990) hasta 12,64 t/m<sup>2</sup> (Los Angeles County Sanitation Distric. 1988) y los valores de  $\phi'$  oscilan entre 0° (Sing et al. 1990) y 53° (Siegel. 1990). No obstante, y pese a los datos anteriores, el comportamiento geotécnico de los residuos es complejo y, hasta cierto punto, desconocido (Calderón. 2000).

Analizando la legislación sobre vertederos de diversos países se puede observar que la mayoría de normativas contemplan pendientes máximas de 1V:2,5H (Banco Mundial) a 1V:4H (Canadá). El factor de seguridad de taludes con estas pendientes suele ser aceptable aunque dependerá de las propiedades de los residuos, de las condiciones climatológicas y de la altura. Genéricamente, la normativa establece que un factor de seguridad apropiado para garantizar la estabilidad de un talud frente al

deslizamiento puede tener un valor que oscile entre 1,3 y 1,5 (Bureau of Reclamation. 1980; Calderón. 2000; Lambe et al. 1990).

Así pues los accidentes atribuidos, entre otros problemas, a una falta de estabilidad en el talud por la altura excesiva y pendiente elevada son los siguientes:

- Vertedero de Sarajevo (Bosnia-Herzegovina. Diciembre 1977): El talud tenía una pendiente de 60° lo que daba un factor de seguridad de 1.1, valor muy bajo. Una explosión de los gases generados contribuyó al deslizamiento (ECONS.S.A. 2003; UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). 2004).
- Vertedero de Umraniye-Hekimbasi (Estambul, Turquía. Abril 1993): En este caso, las causas fueron una pendiente excesiva del terreno, una pendiente y altura excesiva del talud del vertedero y una explosión de metano (Blight et al. 2004; Díaz et al. 2003; ECONS.S.A. 2003; Fahey et al. 2002; Kocasoy et al. 1995; Rushbrook. 1999).
- Vertedero de Beirolas (Lisboa, Portugal. Junio 1995): El depósito incontrolado de terreno procedente de suelos contaminados sobre una masa de residuos, sin ningún control ni diseño, hizo que la altura del talud superase la máxima cota permisible y produjera un desprendimiento (Castelao et al. 1999; Pardo de Santayana et al. 1998).
- Vertedero de Hiriya (Tel-Aviv, Israel. Enero 1998): La parte superior del talud tenía una inclinación de 40° pero en la parte inferior la pendiente era de 56°. El factor de seguridad del talud fue de 1.05, valor muy poco seguro (Klein. 2003).
- Vertedero de Abanilla (Murcia, España. Mayo 2005): Un leve movimiento sísmico facilitó el deslizamiento de 25000 m<sup>3</sup> de residuos en un talud con pendiente excesiva.

### ***2.8.3. Problemas de estabilidad por pendiente excesiva en el suelo***

En muchos vertederos mal contruidos y mal gestionados se depositan los residuos directamente sobre el suelo sin ningún tipo de impermeabilización. Hay casos en que estos residuos sólidos se vierten sobre una ladera más o menos inclinada. Si el peso de la masa de residuos es excesivo y además en la base existe acumulación de lixiviados, puede haber una disminución del coeficiente de

rozamiento entre el suelo y los residuos y se puede originar un deslizamiento. Los accidentes en los que se ha observado esta mala gestión de los residuos son:

- Vertedero de Umraniye-Hekimbasi (Estambul, Turquía. Abril 1993): El terreno tenía una pendiente elevada, aunque el talud formado por los residuos tenía una inclinación todavía mayor. La explosión de metano que se produjo fue el detonante del desprendimiento (Blight et al. 2004; Díaz et al. 2003; ECONS.S.A. 2003; Fahey et al. 2002; Kocasoy et al. 1995; Rushbrook. 1999).
- Vertedero de Bens (A Coruña, España. Septiembre 1996): El vertido incontrolado se inició en una pendiente de casi 30°. La mala gestión, el vertido inadecuado y las lluvias persistentes, provocaron el deslizamiento de 100000 t de residuos.
- Vertedero de Canabrava (Salvador, Brasil. 1997): una pendiente en el terreno de 27° y una acumulación de lixiviados en el fondo originados por lluvias intensas, aumentaron las presiones intersticiales y disminuyeron la cohesión suelo-residuos. El factor de seguridad era, con estas condiciones, de 0.996 muy por debajo de un valor seguro (Oliveira. 2002)

#### ***2.8.4. Problemas de estabilidad por mal diseño de los diques de contención***

Por lo general, en muchos vertederos se construyen diques de tierra para contener la masa de residuos. Estos diques deben estar contruidos con materiales que presenten buenas propiedades mecánicas y deben estar bien diseñados, lo cual supone construir con una pendiente adecuada, una correcta cimentación y una compactación según las normas “Proctor”. Siguiendo estas directrices, los diques estarán preparados para aguantar lluvias intensas y persistentes, vientos fuertes e incluso terremotos. Una incorrecta construcción de los diques de contención puede provocar serios problemas como los que se describen a continuación:

- Embalse de lodos de Mojkovac (Mojkovac, Montenegro. Octubre 1992): Las inundaciones sufridas en esta zona, estuvieron a punto de romper el dique y de provocar la consiguiente catástrofe ecológica.
- Vertedero de Santa Catalina (Ceuta, España. Octubre 1996): Las lluvias intensas y vientos fuertes provocaron grietas en el dique de este vertedero. La pendiente del terreno también contribuyó a la formación de grietas.

### ***2.8.5. Problemas de estabilidad por deslizamientos de la masa de residuos sobre la capa impermeable***

Cuando se diseña el sistema de impermeabilización del vertedero, se tiene que considerar que el coeficiente de rozamiento entre la superficie de suelo (o la capa impermeabilizante) y la masa de residuos no permanece constante sino que, si existe una acumulación de lixiviados en la base del vertedero, puede disminuir. En este caso, la percolación de estos líquidos por gravedad y la ausencia de sistemas de drenaje, hace que se acumulen en el fondo y actúen como agente lubricante, facilitando el deslizamiento de los residuos sobre el suelo. Este fenómeno se ve favorecido por pendientes del terreno elevadas y por sobrecarga en la superficie de vertido. Estos problemas hemos podido observarlos en los siguientes casos:



Figura 2.29: fotografía aérea del deslizamiento ocurrido en el vertedero de Rumpke, en marzo de 1996. fuente (Kölsch. 2000)

- Vertedero de Finale Emilia (Italia. Marzo 1987), Vertedero de Northeastern USA Coast (EEUU) y Vertedero de Mankaa (Helsinki, Finlandia): La altura excesiva de la masa de residuos sobre un suelo con pobres propiedades mecánicas, mal consolidado y sin drenaje provocó, en los tres casos, sendos deslizamientos (Cancelli. 1989)
- Vertedero de Kettleman Hills (California, EEUU. Marzo 1988): El excesivo peso del talud superó la fuerza de rozamiento y la masa de residuos deslizó sobre la geomembrana mediante un movimiento traslacional (Chang et al. 1999).

- Vertedero de Rumpke, Cincinnati. (Ohio, EEUU. Marzo 1996) Figura 2.29: La debilidad de una delgada capa de terreno con malas propiedades mecánicas, la pendiente del suelo y la saturación de las capas inferiores de residuos, provocó el deslizamiento de los residuos sobre la roca madre (Eid et al. 2000; Kölsch. 2000; Stark et al. 2000)

### ***2.8.6. Problemas de estabilidad por saturación de la masa de residuos***

Como hemos visto anteriormente, los valores resistentes de los residuos sólidos pueden variar de unos vertederos a otros e incluso de unas épocas a otras o de un punto a otro de la instalación de vertido. No obstante, hay unos valores conservadores que se aplican para tener cierta seguridad de la estabilidad del depósito.

La cohesión efectiva  $C'_0$  de cualquier material disminuye significativamente cuando el material está saturado. Lo mismo ocurre con los residuos, lo cual no siempre se tiene en cuenta a la hora del diseño y de la operación.

Las precipitaciones provocan una infiltración de agua en la masa de residuos, la cual percola hasta las capas inferiores y se acumula en la base del vertedero. Esta acumulación de lixiviados provoca la saturación de la zona inferior y una disminución importante en la cohesión efectiva de los residuos y, si no existe drenaje, unos incrementos importantes en la presión intersticial o presión de poro. El efecto de esta disminución en la cohesión efectiva y del aumento en las presiones intersticiales, puede ocasionar una pérdida de estabilidad y el consecuente deslizamiento o desprendimiento.

Analizando las ecuaciones de la mecánica del suelo, se puede comprobar que si aumentan las tensiones intersticiales por la acumulación de lixiviados y/o de gases en el interior de la masa de residuos y, por consiguiente, disminuye la cohesión efectiva, entonces la tensión tangencial también disminuirá. Si esta disminución es lo suficientemente grande puede dar lugar a un deslizamiento o desprendimiento. Esta acumulación de lixiviados y de gases suele ser consecuencia de la inexistencia de sistemas de evacuación y de drenaje o de un mal dimensionamiento de estos sistemas.

Otra de las precauciones que hay que considerar es el de la constante recirculación de lixiviados, la cual puede también provocar la saturación de los residuos, el incremento de las presiones intersticiales y consiguiente deslizamiento. Muchos de los casos citados a continuación son consecuencia de varios factores y, sobre todo de un diseño inexistente o inadecuado y de una carencia total o casi total de gestión controlada.

- Vertedero de Bens (A Coruña, España. Septiembre 1996): Las lluvias persistentes facilitaron la formación de lixiviados que saturaron la masa de residuos. Un vertido sin ningún diseño constructivo, facilitó la catástrofe.
- Vertedero de Doña Juana (Bogotá, Colombia. Septiembre 1997): Aunque la gestión se realizaba correctamente, la recirculación de lixiviados provocó el incremento de las presiones intersticiales en la masa de residuos y el consiguiente deslizamiento (ECONS.S.A. 2003; Hendron et al. 1999; Johannessen et al. 1999)
- Vertedero de Payatas (Manila, Filipinas. Julio 2000) Figura 2.30: Las lluvias torrenciales provocaron la saturación de los residuos y la erosión del terreno. El depósito de residuos se realizaba sin control, formando un talud con pendiente y altura excesivas para un material saturado y con elevadas presiones intersticiales (Kölsch. 2000; Merry. 2000)



Figura 2.30: Vista aérea y frontal del desprendimiento del vertedero de Payatas en Filipinas. Fuente: (Kölsch et al. 2004)

- El Basuro de Navarro (Cali, Colombia. Septiembre 2001): Las lluvias persistentes provocaron una acumulación de lixiviados, lo que unido a la acumulación de gases, incrementó de forma espectacular la presión de poro, saturó los residuos y ocasionó el derrumbe.

- Vertedero de Mpewere (Kampala, Uganda. Mayo 2002): Aunque se diseñó con un sistema de evacuación de lixiviados y de gases, éstos no llegaron a funcionar por obturación y los lixiviados se acumularon en el fondo del vertedero provocando el deslizamiento (Johannessen et al. 1999; Lemoine. 2003)
- Vertedero de Chongqing (China. Junio 2002): Al igual que los anteriores, el deslizamiento fue debido a una acumulación de lixiviados generados por lluvias intensas y persistentes.
- Vertedero de Loma Los Colorados (Santiago, Chile. Diciembre 2002) Figura 2.31: La naturaleza arcillosa de un material de cobertura poco permeable y la deposición de nuevas celdas sobre otras celdas saturadas fueron las causas de esta importante fuga de lixiviados.



Figura 2.31: Vista general de la fuga de lixiviados en el Vertedero Loma Los Colorados. Fuente: por cortesía del profesor Marcel Szantó.

- Vertedero de Ano Liossia (Atenas, Grecia. Marzo 2003): La variación en la concentración de lixiviado incrementó las presiones intersticiales y provocó una pérdida de cohesión en la masa de residuos. Se atribuyó también a un incendio declarado dos semanas antes.
- Vertedero de Guadalupe (Salvador. Octubre 2003): El deslizamiento se originó en una ladera, pero el movimiento de tierra arrastró el vertedero y produjo una avalancha de lodo y residuos (Prois. 2003)

- Vertedero de Bandung (Indonesia. Febrero 2005): Las lluvias torrenciales y persistentes provocaron la formación de lixiviados que saturaron la masa de residuos. Un vertido sin ningún diseño constructivo facilitó la catástrofe.

### ***2.8.7. Fugas de lixiviados ocasionadas por una incorrecta impermeabilización de la base***

Hay multitud de casos en los cuales un incorrecto o inexistente sistema de impermeabilización de la base ha generado destacables impactos ambientales. La producción de grandes cantidades de lixiviados generados a partir de la hidrólisis de la fracción fermentable y de las precipitaciones, hace que estos líquidos percolen hasta la base del vertedero, penetren en el suelo y contaminen acuíferos y capas subterráneas de agua situados a distancias considerables.

Esta cantidad de lixiviados generada será mayor cuanto mayor haya sido el tiempo de acumulación de líquido. La liberación repentina provocaría un impacto ambiental en el medio difícil de cuantificar.

En otros casos es el agua subterránea la que penetra en el interior del vertedero y provoca la saturación de los residuos, disminuyendo su estabilidad e implicando un riesgo importante. Por ello, la legislación vigente en la mayoría de países del mundo obliga a unos sistemas de impermeabilización que serán más o menos exigentes en función del tipo de residuos y de las propiedades geológicas de la zona. Los vertederos que han ocasionado impactos ambientales y sanitarios por esta causa son los siguientes:

- Vertedero de Lewiston (Idaho, EEUU. Marzo 1999): La inexistente impermeabilización permitió que entrase agua subterránea en la masa de residuos. Esta acumulación de líquido originó un desplazamiento en una fase clausurada del vertedero (Jenkins et al. 2002)
- Vertedero de Guadalupe (California, EEUU. Octubre 2003): En un deslizamiento provocado en la ladera de una montaña se detectaron contaminantes que, previsiblemente, procedían del vertedero por una mala o inexistente impermeabilización (Seward. 2000)



### ***2.8.8. Problemas ocasionados por la producción y por la mala gestión de los gases generados***

La producción de biogás en los vertederos incontrolados o vertederos antiguos, sobre todo de países en desarrollo, no está canalizada, lo cual unido a una mala impermeabilización del vaso, puede originar una migración lateral de gases. Según las observaciones de L.M. Johannessen y G. Boyer (1999), en Africa sólo el 22 % de los vertederos tenía sistemas de evacuación de gases. En Asia y en Latinoamérica la mayor parte sólo cuentan con sistemas de ventilación pasiva.

Hay un gran número de riesgos asociados a fugas de gas, entre ellos riesgos para la salud pública, riesgos de explosión, riesgos para las propiedades y riesgos ambientales, sobre todo en los casos en que no se realiza un manejo adecuado (Westlake. 1995). Algunos casos de accidentes ocurridos por la mala gestión de los gases producidos en vertederos los detallamos a continuación:

- Vertedero de Sarajevo (Bosnia Herzegovina): Una de las causas que originaron el desprendimiento fue la explosión de una acumulación de biogás dentro de los residuos (ECONS.S.A. 2003; UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). 2004)
- Vertedero de Derbyshire (Loscoe, UK): Al no existir impermeabilización, el metano migró 70 m hasta llegar a un chalé en el que se produjo la explosión (Aitkenhead. 2002; Derbyshire County Council. 1986; Eden. 1993; Wittle. 1998)
- Vertedero de Carate-Brianza (Italia): En un relleno de una antigua cantera, el metano salía del vertedero por las paredes del suelo detectándose a nivel del suelo (Gandolla et al. 1998; Lassini et al. 1999)
- Vertedero de Umraniye-Hekimbasi (Estambul, Turquía): Además de otras causas, una explosión de metano se baraja como la causa principal de la catástrofe (Blight et al. 2004; Díaz et al. 2003; ECONS.S.A. 2003; Fahey et al. 2002; Kocasoy et al. 1995; Rushbrook. 1999).
- Vertedero de Vergiate (Italia): La migración del gas produjo una explosión en un pozo para captación de aguas subterráneas situado a 300 m. El biogás causó daños a la vegetación situada a más de 1000 m (ECONS.S.A. 2003; Gandolla et al. 1998)

- Vertedero del Cerro Maggiore (Milán, Italia): La impermeabilización del sellado del vertedero provocó la migración de metano a través del suelo y contaminando un centro comercial situado a 70 m (Calare et al. 1996; ECONS.S.A. 2003; Parsons. 1993; TENAX SpA. 2004)
- Vertedero de Seveso (Italia): La generación de gases causó el hinchamiento de la geomembrana de la capa de sellado impermeable con el consiguiente peligro de explosión. El biogás también migró a través del suelo provocando una explosión en un edificio de depuración (ECONS.S.A. 2003; Lassini et al. 1999)
- Vertedero de Casate (Ticino, Suiza): El biogás migró a través del suelo afectando a los cultivos cercanos e incluso penetrando en viviendas (ECONS.S.A. 2003; Gandolla et al. 1998; Parsons. 1993; Zhao et al. 1999)
- Vertedero de Croglio (Suiza): El metano migrado reaccionaba con el aire formando un gas compuesto de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub> y vapor de agua a altas temperaturas (Gandolla et al. 1998)
- Vertedero de Saint Augustin (Alemania): Un grupo de viviendas tuvo que ser evacuado por las altas concentraciones de metano (Gandolla et al. 1998)
- Vertedero de Los Ángeles (Albuquerque, EEUU): El gas generado por el vertedero sale por las grietas resultantes del asentamiento del vertedero (ECONS.S.A. 2003; Yoshimura. 2002)
- Vertedero de Ghemme (Novara, Italia): Un vertedero con lámina impermeable se instaló junto a otro clausurado. La migración de biogás del antiguo vertedero provocó el hinchamiento de la lámina del nuevo y el consiguiente riesgo de explosión (Calare et al. 1996; Gandolla et al. 1998)

### ***2.8.9. Mal dimensionamiento de los canales de evacuación de aguas de escorrentía exteriores al vertedero***

Los vertederos ubicados en vaguadas están contruidos sobre superficies que recogen las aguas de escorrentía de los terrenos colindantes. Si el canal perimetral no está bien dimensionado, cuando ocurren episodios de lluvias intensas puede entrar agua al vertedero, provocando erosión, arrastre del material de cobertura y desprendimientos de residuos.



Figura 2.32: Erosión intensa del vertedero debido al agua de escorrentía de la montaña. Fuente: por cortesía del profesor Dr. Antonio Gallardo.

Por esta razón cuando se vaya a dimensionar el canal de evacuación de aguas de escorrentía exteriores, se debe tener en cuenta las precipitaciones correspondientes, como mínimo, a un periodo de retorno de 100 años, tal y como recomienda la legislación de algunas comunidades autónomas.

Si el canal de evacuación no tiene suficiente capacidad para conducir toda esta agua, se desbordará y el agua llegará a la superficie de vertido, arrastrando importantes cantidades del material de cobertura, moviendo y dispersando los residuos y disminuyendo la estabilidad estructural del vertedero, tal y como se muestra en la Figura 2.32.

#### **2.8.10. Rotura de la balsa de lixiviados**

Las balsas de lixiviados recogen los líquidos generados en el interior del vertedero (Figura 2.33). La normativa de vertederos<sup>12</sup> obliga a impermeabilizar estas balsas con geomembrana, sin embargo, salvo la legislación de Cataluña (Decreto 1/1997), no se especifica la obligatoriedad de instalar un sistema de detección de fugas. Estas fugas de líquido no son frecuentes pero sí posibles, ya que cualquier poro en la lámina, incorrecto sellado en las juntas, actos vandálicos, punzamientos,

<sup>12</sup> Real Decreto 1481/2001 sobre el depósito de residuos en vertedero

etc., ocasionarían una salida de líquido que, si no se detectara, podría encontrar una vía preferente de paso y atravesar el talud hasta el exterior. Este fenómeno se conoce como tubificación (*piping*) y es causa de la mayor parte de roturas en los taludes de las balsas de tierra. Si ocurriera este fenómeno, en poco tiempo se provocaría la rotura del talud y todo el líquido contenido por encima del nivel de la rotura saldría al exterior de la balsa. Este suceso, ha sido ampliamente estudiado para balsas y embalses de almacenamiento de agua y en presas para el almacenamiento de residuos líquidos mineros.



Figura 2.33: Balsa de lixiviados de un vertedero.

Si los taludes de la balsa (Figura 2.33) no han sido diseñados bajo el supuesto de saturación, es posible que lluvias persistentes provoquen erosión y saturación. La unión de ambos disminuiría la estabilidad del talud, ya que, por una parte, la erosión formaría cárcavas y pérdida de material, debilitando la estructura y, por otra parte, la saturación disminuiría considerablemente la cohesión entre las partículas del terreno y podría causar un deslizamiento. La rotura del talud ocasionaría la salida de los lixiviados al exterior de la balsa.

Otro peligro estaría en la rotura de la balsa por rebosamiento. Si embargo, la legislación española y la de la Comunidad Valenciana obliga a un dimensionado de las balsas de forma que deben tener un volumen suficiente para recoger el doble del volumen de agua que puede llover sobre el vaso de vertido según la lluvia máxima en

24 horas con un período de retorno de 100 años. Esto disminuye hasta prácticamente riesgo cero las posibilidades de rebosamiento en las balsas de lixiviados de vertederos, ya que las precipitaciones intensas están contempladas y el aumento en la generación de lixiviados en el vertedero debido a lluvias intensas no es inmediato. No obstante hay que tener especial atención en las balsas de lixiviados de las plantas de compostaje, ya que se han interpuesto denuncias a este tipo de plantas por el desbordamiento de su balsa en periodos de precipitaciones intensas. Esto es debido a que estas balsas recogen toda el agua que cae sobre la superficie de la misma balsa y sobre toda la superficie de las eras de compostaje, por lo que si no están bien dimensionadas, es posible que una lluvia intensa provoque el desbordamiento de la balsa. Si este desbordamiento se produce en balsas de tierra podría ocasionar una erosión en el dique y su consiguiente rotura, vertiendo todo el líquido contenido al exterior.

Es importante también la correcta elección del emplazamiento ya que si se ubica la balsa sobre un terreno inestable pueden suceder colapsos o subsidencias del terreno y provocar la rotura de la balsa (Memon et al. 2002).

Finalmente, otro peligro vendría dado por la rotura de la balsa debido a un movimiento sísmico. El coeficiente sísmico en España puede variar desde valores muy próximos a 0, donde el riesgo de un seísmo de intensidad destructiva es muy baja, hasta valores superiores a 0,20 en algunas zonas concretas de la provincia de Granada o Alicante. Si las balsas de lixiviados no se han diseñado bajo este supuesto y si el sismo fuera de alta intensidad, los taludes o diques podrían fallar y crearse grietas en ellos, a través de las cuales se produciría una fuga de líquidos.

### ***2.8.11. Estudio de la situación actual de los vertederos en España***

Para realizar un estudio sobre el emplazamiento de los vertederos en España y poder identificar que instalaciones supondrían un riesgo potencial se ha recurrido al Sistema de Información Geográfica de Parcelas del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (SIGPAC, <http://sigpac.mapa.es/feqa/visor/>) y a los datos de ubicación y emplazamiento de vertederos ofrecidos por las diferentes Consejerías de Medio Ambiente de las distintas Comunidades Autónomas o empresas gestoras.

Aunque algunas comunidades autónomas dan una descripción detallada de la ubicación de los vertederos (carretera, punto kilométrico, población, paraje, etc.), otras sólo proporcionan datos sobre el nombre del término municipal en el que están situadas las instalaciones de depósito de residuos. En estos casos se ha tenido que examinar, por ortofotografía, todo el término municipal hasta encontrar el vertedero.

En total se han localizado 118 vertederos distribuidos por toda España de los cuales 88 cuentan con una o más balsas de lixiviados, cuyo volumen se estima desde 300 hasta unos 28000 m<sup>3</sup>. El resto son basureros de menor tamaño o vertederos antiguos de los que no cuentan con sistema de almacenamiento de lixiviados.

De los 88 vertederos con balsa de lixiviados es importante destacar que 17 de ellos están situados a menos de 2000 m de un río, arroyo o canal, por lo que en caso de rotura de la balsa, el lixiviado previsiblemente afectaría ese cauce fluvial. La tabla resumen de los datos obtenidos por ortofotografía se puede consultar en el Anexo II.

Además de la proximidad a cauces de agua, existen otras balsas que están situadas en zonas próximas a lugares de interés comunitario, embalses, microrreservas, zonas recreativas, etc. Esto demuestra que, aunque la balsa sea una instalación geotécnicamente segura, la presencia de elementos importantes cercanos supone un riesgo que no se puede ignorar.

### **2.8.12. Conclusiones**

Una vez conocidas y resumidas las causas de los accidentes, se van a exponer las conclusiones resultantes de forma que sirvan como parámetros de diseño a la hora de ubicar y diseñar vertederos e instalaciones anexas. Así mismo pueden servir para solucionar posibles problemas surgidos de vertederos en funcionamiento o clausurados, se puedan utilizar como base empírica para la elaboración de modelos matemáticos y para minimizar el riesgo ambiental y sanitario de los vertederos y sus balsas de lixiviados

- 1. En cuanto a la gestión del biogás:** Aunque en los vertederos que se construyen actualmente se obliga a evacuar el gas generado, en antiguos vertederos clausurados no era una técnica común o no se realizaba correctamente. Por ello, si se conoce la presencia de un vertedero sellado y

clausurado, se debe tener en consideración la presencia de metano en las inmediaciones, las posibles explosiones y las fugas de biogás a través del suelo. Estas precauciones se deben intensificar si en las áreas próximas al antiguo vertedero existe presencia humana o animal o el terreno ocupado por los residuos es utilizado para alguna finalidad social, industrial, agrícola o medioambiental

2. **En cuanto al emplazamiento:** La elección de un emplazamiento adecuado es fundamental para evitar filtraciones de lixiviados, inundaciones, entrada de aguas subterráneas en la masa de residuos, deslizamientos, pérdidas de estabilidad e impacto medioambiental. Por ello es necesario conocer la zona donde se pretende ubicar la instalación y todas sus características.
3. **En cuanto a la generación de lixiviados:** Para minimizar la generación de lixiviados, es importante que el agua de escorrentía producida por precipitaciones no penetre en el área de depósito, lo cual se puede conseguir mediante un canal perimetral dimensionado correctamente. No obstante, es preceptivo aislar los residuos del suelo por medio de un adecuado sistema de impermeabilización y evacuar los lixiviados generados evitando la saturación de la masa de residuos y la formación de acumulaciones en la base del vaso. Para evitar casos como el ocurrido en el vertedero de la Loma Los Colorados de Chile, se podría dimensionar la balsa de lixiviados con un resguardo suficiente de manera que ésta pudiese contener los líquidos vertidos en el caso de un accidente similar y ubicarla en un emplazamiento adecuado para este fin. De esta forma los lixiviados no llegarían a ningún lugar vulnerable ya que quedarían contenidos.
4. **En cuanto a la estabilidad geotécnica:** Para garantizar la estabilidad estructural del vertedero se debe diseñar y construir con una inclinación de taludes aceptable, teniendo en cuenta las propiedades mecánicas de los residuos, su posible saturación e incluso, los movimientos sísmicos. Como norma general un vertedero recientemente clausurado es una estructura inestable durante muchos años, por lo que se tendrá especial cuidado si se construyen estructuras rígidas en su superficie en los 25 – 30 años posteriores a la clausura.

- 5. En cuanto a los peligros de las balsas de lixiviados:** Estas balsas contienen lixiviados que son unos de los principales problemas ambientales asociados a un vertedero aunque se conocen pocos casos de rotura, o bien porque se les ha dado poca importancia, o bien porque se han silenciado para evitar sanciones o movilizaciones sociales. Sin embargo las balsas de lixiviados, siendo instalaciones seguras, pueden resultar peligrosas si no se construyen correctamente o no se tiene en cuenta las características del entorno. En la observación de vertederos descrita en el epígrafe 2.8.10, se han observado casos (20 % de las balsas de lixiviados consultadas) en los que una rotura de la balsa de lixiviados provocaría la contaminación de una masa o curso de agua.
  
- 6. En cuanto al emplazamiento de las balsas de lixiviados:** Se ha observado en el epígrafe 2.8.10 la proximidad de algunas balsas de lixiviados a cauces de agua. Además de esto es posible encontrar otros factores ambientales de interés próximos a vertederos (vegetación de interés, yacimientos históricos, zonas recreativas, etc.) que, aunque cumplen los requerimientos legales de distancia, serían afectados si la balsa se rompiera y un caudal de agua avanzase cauce abajo. Por eso si se presumen factores ambientales próximos a balsas de lixiviados, es importante incrementar las medidas preventivas y de seguridad en la construcción y explotación de estas balsas.



## 2.9. PARÁMETROS GENERALES DE DISEÑO DE UNA Balsa DE LIXIVIADOS

Para almacenar temporalmente los lixiviados generados en los vertederos de residuos sólidos y en las plantas de compostaje, se suele recurrir a balsas de tierra de pequeña o media capacidad.

La simplicidad constructiva y su bajo precio hacen que las balsas de materiales sueltos impermeabilizadas con geomembrana sean las más utilizadas para almacenar lixiviados. Cabe destacar como dato objetivo (Anexo II) que de 118 vertederos identificados en España por ortofotografía aérea, más del 74% (87) almacenan sus lixiviados en este tipo de balsas, el resto recurren a depósitos de hormigón armado o simplemente no disponen de sistemas de almacenamiento de lixiviados. También son muy utilizadas en las plantas de compostaje aunque en este caso suelen tener una mayor capacidad.

### 2.9.1. Generalidades de las balsas de materiales sueltos impermeabilizadas

Las características geométricas y constructivas de las balsas de lixiviados son similares a las empleadas para la construcción de las balsas de materiales sueltos para riego, con la diferencia de que las primeras no pueden tener aliviadero ya que el líquido contenido es muy contaminante y no puede ser liberado a ningún cauce sin ser antes depurado.



Figura 2.34: Vista parcial de la balsa de lixiviados de un vertedero de residuos no peligrosos.

Las balsas de materiales sueltos, tanto para almacenar agua para riego como para contener lixiviados, presentan unos requerimientos técnicos y constructivos que, a lo largo de la historia, han condicionado también su desarrollo. A parte de la necesidad de este tipo de balsas, resulta imprescindible establecer, desde un punto de vista constructivo, los requerimientos que plantea este tipo de obra para que pueda cumplir eficazmente la función asignada.

Básicamente se puede establecer que las balsas de riego y las de lixiviados presentan, desde un punto de vista constructivo, los siguientes requerimientos técnicos:

- Requerimiento estructural
- Requerimiento de la impermeabilización
- Requerimiento de la explotación (elementos de regulación y control)

Se pueden encontrar múltiples referencias a este tipo de balsas a las que se les llamó “embalses de plástico” por estar impermeabilizadas con una capa de plástico, lo cual pone de manifiesto la presencia, desde mediados de los años sesenta, de este tipo de obras, cuya función era fundamentalmente el almacenamiento de agua para riego.

Como datos contrastados para comprobar la abundancia y la utilidad de las balsas de materiales sueltos impermeabilizadas con geomembrana para uso agrícola se puede destacar que solamente en la provincia de Alicante (España) se pueden contabilizar más de 2600 balsas de distinta capacidad que pueden almacenar un volumen total mayor de 72 000 000 de metros cúbicos. La superficie total de lámina empleada supera los 15 600 000 m<sup>2</sup> (Zapata. 2003), con lo que se observa la importancia económica y agrícola de estas construcciones en una zona de periodos importantes de sequías.

### ***2.9.2. Función de las balsas de lixiviados***

Las balsas de lixiviados se utilizan para la recogida de los lixiviados aguas abajo del vertedero, para recoger el agua caída sobre las eras de compostaje de una planta de compostaje o para almacenar cualquier tipo de lixiviados sea del origen que sea. Las funciones de dichas balsas son:

- Recoger los lixiviados del fondo del vertedero procedentes del propio vertido, después de haber sido canalizados mediante la red de drenaje.
- Recoger el agua de percolación caída sobre el vertedero en el caso de lluvias fuertes.
- Almacenar y disminuir la producción global de lixiviados por evaporación en la balsa, de manera que esta disminución será mayor cuanto mayor sea la superficie de coronación.
- También pueden ser útiles en caso de derrames o pérdidas accidentales de lixiviados por saturación de residuos y por altas presiones intersticiales (ver figura 2.30)

### ***2.9.3. Justificación del volumen***

Para calcular la capacidad de una balsa de lixiviados de un vertedero o de una planta de compostaje se deberán estudiar, además de los requerimientos que marca la legislación, los siguientes aspectos:

- Calcular la superficie total de la instalación que va a desaguar en la balsa.
- Del volumen de lluvia caída en precipitación torrencial, se considera que el coeficiente de infiltración en un vertedero de baja compactación ( $<800 \text{ kg/m}^3$ ) es del 25 - 40 % (Álvaro et al. 2001), y que por tanto un 25 – 40 % del agua de lluvia que cae sobre un vertedero anualmente pasa a convertirse en lixiviado. En un vertedero de alta compactación ( $>800 \text{ kg/m}^3$ ) el 15-25 % de la precipitación anual se transforma en lixiviado (Álvaro et al. 2001; Stegmann. 1983). En el caso de las plantas de compostaje el porcentaje de lluvia caída que se convierte en lixiviado es del 100 % aunque, evidentemente, su carga contaminante es mucho menor.

Si se recoge el requerimiento del Plan Integral de Residuos de la Comunitat Valenciana, se especifica que la balsa deberá tener una capacidad como suficiente para almacenar el doble de la lluvia máxima en 24 horas con un periodo de retorno de 100 años caído sobre la superficie del vertedero.

### 2.9.4. Unidades constructivas que componen la obra

Para la adecuada construcción de una balsa de materiales sueltos impermeabilizada con geomembrana, hay que considerar los parámetros de tres unidades constructivas: diques, impermeabilización y obras complementarias. En el caso de los diques y de la impermeabilización, su construcción e instalación es similar, independientemente de la capacidad o de los diferentes líquidos contenidos. El número y tipología de las obras complementarias sí que dependen directamente de la capacidad y del tipo de balsa aumentando a medida que se incremente la capacidad de la balsa.

#### 2.9.4.1. Diques

Los diques deben estar contruidos con un material adecuado, es decir un material bien graduado y con buenas propiedades mecánicas. Para ello se deben realizar los ensayos pertinentes sobre el material con el que va a ser construida la balsa (ensayo de granulometría, límite líquido, preparación de muestras compactadas en las condiciones correspondientes al 100% del proctor normal y ensayo de corte directo saturando la muestra, ensayo de dispersabilidad por tubificación y ensayo triaxial).

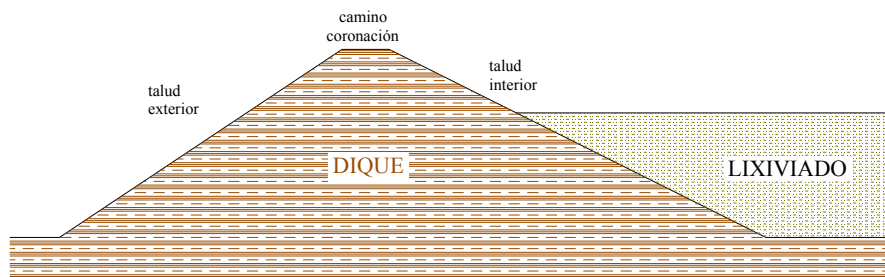


Figura 2.35: representación gráfica del dique de una balsa de materiales sueltos impermeabilizada con geomembrana que contiene lixiviados.

Con estos ensayos se obtendrían las propiedades mecánicas del suelo, es decir los valores de la cohesión efectiva saturada y el ángulo de rozamiento, los cuales se deben comparar con los datos ofrecidos por el “Bureau of Reclamation”.

A partir de los datos mecánicos del material, de la geometría del dique y de las propiedades mecánicas del suelo subyacente, se calcularía la estabilidad de los taludes interior y exterior de la balsa<sup>13</sup>. Entre los métodos de análisis de estabilidad

<sup>13</sup> Talud exterior o talud aguas abajo. Talud interior o talud aguas arriba

de taludes más extendidos y contrastados destacan los métodos de Bishop y Janbú, el método de Fellenius como precedente de ambos y el ábaco de Taylor por su sencillez. Este punto de la estabilidad de taludes está ampliamente desarrollado en apartados posteriores de esta tesis y en el Anexo III.

### 2.9.4.2. Impermeabilización

Las balsas de materiales sueltos se configuran mediante dos elementos o sistemas básicos: la estructura de tierras que conforma el vaso propiamente dicho y un sistema de impermeabilización que garantice suficiente estanqueidad. Este sistema de impermeabilización se puede realizar de diferentes maneras (arcilla, asfalto, GCL, plástico), aunque para el caso de balsas de lixiviados suele ser mediante geomembrana plástica, normalmente de HDPE.

Algunos autores (Amigó et al. 1994) desarrollan algo más este esquema y establecen la composición más genérica de una pantalla de impermeabilización con geomembrana según la Figura 2.36 y Figura 2.37:

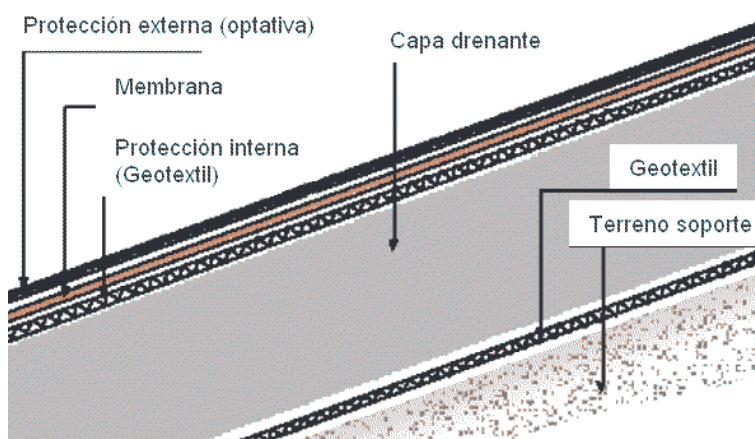


Figura 2.36: Elementos de una pantalla de impermeabilización. Fuente: (ALKORPLAN. 2004)

Este esquema representa la tipología más genérica para la impermeabilización de balsas que, por otra parte está considerada como la opción más segura desde el punto de vista ambiental, ya que cualquier fuga o escape por rotura en la lámina sería detectada por medio de un pozo de registro que recogería el líquido de la red de drenaje.

Los materiales utilizados para la fabricación de este tipo de geomembranas son PVC, HDPE, PP y EPDM<sup>14</sup> variando su resistencia mecánica y su resistencia a agentes químicos en función de los aditivos o plastificantes añadidos en su fabricación. En el Anexo VI se da más información sobre este aspecto.



Figura 2.37: balsa de lixiviados con talud interior, impermeabilización y obras complementarias (tubería de entrada de HPDE, escalera de salvamento, vallado perimetral y anclaje de la tubería).

Estos plásticos suelen presentarse en rollos que se despliegan sobre el fondo y paredes del vaso a medida que se van soldando entre ellas. La soldadura puede ser térmica por aire caliente con pistola de llama, betún caliente, cuña caliente o por extrusión o por adhesivo o vulcanización (Zapata. 2003) y el perfecto acabado y revisión de esta actividad es fundamental para prevenir fugas posteriores.

#### 2.9.4.3. Obras complementarias

Las grandes balsas que se utilizan para abastecer de agua a amplias superficies agrícolas, cuentan con distintas obras complementarias que intervienen en el correcto funcionamiento. Estas obras tienen una gran complejidad ingenieril y su mejora es el fundamento de numerosos estudios, entre ellas encontramos los elementos que permiten la entrada de agua superior (vertido directo sobre lámina, canal con lámina pasante, canal con lámina anclada en los bordes), la entrada de agua inferior (entrada mediante codo de 90° por el fondo de la balsa, entrada mediante arqueta en la zona de transición fondo-talud, entrada mediante “pico de flauta” en la zona inferior del talud interior), las salidas de agua (salida por coronación mediante sifón invertido,

<sup>14</sup> Según la experiencia recogida en los embalses impermeabilizados con membrana de EPDM, se pone de manifiesto serios problemas en la ejecución y control de las uniones de obra (Zapata. 2003)

salida inferior [obra civil para instalación de las conducciones, conducciones de salida y galería visitable, obras de toma de agua, órganos de maniobra y regulación, caseta de válvulas]), aliviaderos (de tubos, de canal rectangular o de badén), sistema de drenaje (zanja, tuberías, material granular, geotextil de envuelta), sistema de unión a puntos rígidos y obras de fábrica, anclajes de la geomembrana, valla perimetral, elementos de salvamento y sombreado (Figura 2.38)



Figura 2.38: tubería de entrada con el líquido cayendo sobre la lámina, anclaje de lámina en coronación y vallado perimetral.

Las balsas de lixiviados suelen tener una capacidad bastante menor<sup>15</sup> por lo que la mayor parte de estas obras no existen. Por otra parte, los sistemas de salida de líquido y aliviaderos no tienen fundamento técnico en las balsas de lixiviados ya que en ningún caso se permite evacuar este líquido a cauce público. La única forma en la que se podría encontrar una tubería de salida sería el caso de una balsa conectada a una planta depuradora.

La entrada de agua suele ser por la parte superior mediante una tubería de diámetro variable que vierte el lixiviado recogido por la red de drenaje en la lámina impermeable del talud interior (Figura 2.38).

El anclaje de la geomembrana se realiza normalmente por medio de un muerto de tierra, piedra o zuncho de hormigón. Sí que está obligada la instalación de una valla perimetral y de sistemas de salvamento.

---

<sup>15</sup> Según el censo de balsas de lixiviados en España realizado por este doctorando (Anexo II), la capacidad máxima observada de este tipo de balsas, no supera en ningún caso los 25000 m<sup>3</sup>, sin embargo se pueden encontrar balsas de riego en la provincia de Alicante con una capacidad superior a 1 000 000 m<sup>3</sup>.

### 2.9.5. Referencias legales

A partir del análisis de la legislación (apartado 2.6 y 2.7) y de la normativa vigente en materia de vertederos, se puede observar la ausencia casi total de especificaciones sobre las características constructivas de las balsas de lixiviados. En los casos en los que se ha encontrado alguna referencia se limita a establecer criterios de impermeabilización y/o de capacidad de recogida.

Las citas legales encontradas hacen referencia a: [1] la colocación<sup>16</sup> de arcilla de aporte en la base y laterales del vaso de la balsa de lixiviados, realizándose de tal manera que se garantice en todo su espesor un coeficiente de permeabilidad K menor o igual a  $10^{-9}$  m/s. [2] o a la capacidad<sup>17</sup>, en donde se obliga a que la balsa tendrá un volumen suficiente para almacenar el doble de la lluvia máxima en 24 horas con un periodo de retorno de 100 años caído sobre la superficie del vertedero, o bien que la balsa o depósito de lixiviados del vaso dispondrá de suficiente capacidad de almacenamiento para retener todos los lixiviados antes de ser retirados para su tratamiento y no podrá tener ningún dispositivo de rebose, aliviadero o vertido<sup>18</sup>

Sólo en la legislación catalana se hace una referencia específica a los parámetros constructivos y de impermeabilización de las balsas de lixiviados<sup>19</sup> obligando a que la balsa de almacenamiento de los lixiviados de un depósito controlado de clase II (residuos no peligrosos) y clase III (residuos peligrosos):

- a) Se saneará, se nivelará y se extenderá sobre el terreno natural una capa de arcilla debidamente compactada. La pendiente del fondo no será inferior al 1 % y la superficie afectada drenará en su totalidad hasta un punto concreto.
- b) Se extenderá un nivel drenante de 20 cm de grosor entre el que se instalará una red de tubos de drenaje que será conectada a un pozo de registro de la estanqueidad de la balsa.
- c) Se instalará una lámina sintética de impermeabilización debidamente protegida de 2 a 2,5 mm de grosor en función del tipo de vertedero.

<sup>16</sup> LEY 6/2005, de 26 de mayo, de declaración de proyecto regional para la instalación de un centro de tratamiento de residuos urbanos para la provincia de Salamanca, en el término municipal de Gomecello (Salamanca).

<sup>17</sup> ORDEN de 12 de noviembre de 2001, del conseller de Medio Ambiente, de la Generalitat Valenciana por la que se aprueba el Plan Zonal de residuos de la Zona XV. [2001/X11452]

<sup>18</sup> DECLARACION de impacto ambiental del proyecto denominado "Proyecto complementario número 1 del proyecto modificado número 1, para saneo de la escombrera de El Terronal de la autovía Mieres-Gijón", emplazamiento Mieres. Expediente: IA-PI-0335/01.

<sup>19</sup> Decret 1/1997, de 7 de gener de 1997, sobre la disposició del rebuig en dipòsits controlats



## **2.10. MODELOS DE ANÁLISIS DE RIESGOS APLICADOS A VERTEDEROS**

### **2.10.1. Introducción**

De forma general y según la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (USEPA), la evaluación del riesgo consta de cuatro pasos:

- a) Identificación de peligros: identificar los contaminantes que se suponen peligrosos para la salud, cuantificando las concentraciones a las cuales están presentes en el medio ambiente y evaluando las formas de toxicidad y las condiciones bajo las cuales podrían afectar a individuos expuestos. La información se obtiene a partir de datos empíricos de mediciones ambientales, estudios de toxicidad, etc.
- b) Valoración de la dosis de respuesta: supone la evaluación de las condiciones bajo las cuales las propiedades tóxicas se manifiestan en los individuos expuestos. Incluye el desarrollo de relaciones cuantitativas entre la dosis y los efectos sobre la salud.
- c) Valoración de la exposición: especificar el número de individuos que podrían estar expuestos al agente tóxico y estimar la magnitud, duración y tiempo de permanencia de la dosis recibida como resultado de la exposición.

Aunque la USEPA ha sido la pionera en la aplicación de los modelos de evaluación del riesgo, hay todavía pocas aplicaciones en los temas relacionados con el depósito de residuos (Garrick. 2002), ni, hasta hace pocos años, existía ninguna metodología ni programa informático que, de manera global, evaluara el riesgo ambiental de los vertederos (Butt et al. 2003).

Los trabajos de evaluación del riesgo aplicados al área de los residuos sólidos, están basados en modelos determinísticos cuyos objetivos son establecer las migraciones o fugas de los contaminantes desde la fuente, a través de distintas vías, hasta los receptores. Estos modelos se van complicando a medida que se van introduciendo restricciones, con lo que al final se vuelven muy complejos y sus resultados pueden alejarse de la realidad. No obstante la evaluación del riesgo como metodología de análisis es una herramienta efectiva para proteger el medio ambiente

ante los peligros generados por una instalación de vertido de residuos sólidos (Butt et al. 2003).

Los modelos o programas informáticos con los que se podía evaluar el riesgo medioambiental de los vertederos se limitaban a valorar, por una parte, el riesgo generado por los lixiviados y, por otra parte, el riesgo ocasionado por los gases liberados a partir de la descomposición anaerobia de los residuos.

### **2.10.2. Evaluación del riesgo por fugas de lixiviados**

La generación de lixiviados es el principal riesgo ambiental ocasionado por los vertederos de residuos sólidos, sobre todo por el peligro que supone para las aguas superficiales y, sobre todo, subterráneas (Blumberga et al. 2001) de manera que los vertederos han sido tradicionalmente asociados a la contaminación de los acuíferos situados en las proximidades.

Como herramienta para el diseño de vertederos y la valoración del riesgo de los acuíferos cercanos, la empresa Golder Associates en colaboración con la Agencia Medioambiental de Inglaterra y Gales, desarrollaron un programa informático interactivo llamado “LandSim” que se comercializó en 1996 como una herramienta para valorar las fugas de lixiviado del vertedero y cuantificar el impacto en las aguas subterráneas. Además de valorar fugas o filtraciones de lixiviados procedentes de un vertedero, valora también la atenuación en la zona insaturada de suelo, la dilución y el transporte de contaminantes en la zona saturada.

LandSim utiliza la técnica de simulación de Monte Carlo que analiza distribuciones de variables aleatorias usando simulación de números aleatorios. Este proceso se repite muchas veces para dar un rango de posibles valores. LandSim permite a los gestores de un vertedero considerar el rendimiento de diferentes sistemas de impermeabilización por capas y de sistemas colectores de lixiviados, teniendo en cuenta la gran variabilidad en cuanto a los regímenes geológicos e hidrogeológicos de la zona.

En 2003 se lanzó LandSim 2.5 (Figura 2.39) que consideraba los posibles deterioros en las instalaciones y en los sistemas de control y gestión, por lo que quedaba definido el ciclo de vida del vertedero. LandSim 2.5 estima cambios en la



Figura 2.39: Imagen comercial del programa LandSim. Fuente: Golder Associates.

estabilidad del diseño y fallos en las medidas de control a lo largo de muchos años (siglos) durante los cuales los vertederos pueden ser fuente de contaminación. También se introdujo un sofisticado sistema para simular variaciones en la composición y poder contaminante de los lixiviados con el paso del tiempo.

Un procedimiento simplificado para evaluar el riesgo de vertederos en países en vías de desarrollo ha sido realizado por el ISWA Landfill Working Group con expertos sudafricanos. Se trata de un procedimiento simplificado basado en aproximaciones que se utiliza para identificar los parámetros que afectan fundamentalmente el diseño de la evacuación de lixiviados. El diseño propuesto se basa en la sensibilidad o vulnerabilidad del entorno a esos lixiviados (Mavropoulos. 2004) y trabaja con un número limitado de datos de fácil obtención que proporcionan los constituyentes del diseño técnico del sistema de evacuación de lixiviados. Una vez diseñado el sistema, lo relaciona con los posibles costes ocasionados por la instalación.

La Scottish Environment Protection Agency planteó un modelo de evaluación del riesgo por lixiviados a partir de distintos pasos: [1] Establecimiento de los límites de la barrera geológica, [2] Comprobación de las propiedades de la capa mineral de suelo, [3] valorar el riesgo con y sin capa mineral artificial, [4] evaluar el riesgo cuando la capa mineral cumple la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos y [5] elección de la alternativa que menor riesgo entrañe (SEPA. 2002).

Otro método de evaluación del riesgo ambiental se basa en dos fases: [1] identificación y evaluación del peligro potencial del vertedero, el cual se obtiene en función de la cantidad de residuos modificados, del sistema colector de lixiviados, del tipo de residuo, del estado físico del residuo, del estado de la estabilización, del tipo y material de cobertura, de los sistemas de control y del sistema de depósito de residuos. Con todos estos datos y con la asignación de peso a cada parámetro se obtiene el índice de peligro del vertedero ( $I_p$ ). [2] estado de la vulnerabilidad o

sensibilidad del acuífero y asignación de peso a cada parámetro (Rapti-Caputo et al. 2006).

### **2.10.3. Evaluación del riesgo por emisiones de biogás**

Otro de los impactos ambientales debidos a vertederos es la generación de gases. Aunque estos gases pueden ser gestionados y aprovechados para obtener energía, si no se evacuan correctamente, pueden llegar a causar accidentes o intoxicaciones a la población cercana.

#### **2.10.3.1. Modelo GasSim**

Como herramienta para valorar el riesgo debido a los gases de vertedero, la empresa Golder Associates elaboró, para la Agencia Medioambiental de Inglaterra y Gales un programa informático llamado GasSim, el cual realiza simulaciones sobre el destino de los gases generados en vertederos controlados e incontrolados.

El modelo utiliza información sobre la composición y cantidad de residuos depositados, diseño de la instalación y técnicas de gestión y evacuación de gases. Con estos datos se obtiene una valoración de la mejor combinación de las medidas de control para un diseño y tasa de vertido determinados.

El programa ha sido validado para determinar la generación de metano, dióxido de carbono e hidrógeno a partir de la descomposición anaerobia de los residuos orgánicos (Attenborough et al. 2002). La validación se realizó mediante su comparación con los otros dos modelos existentes, que se expondrán seguidamente.

El modelo estima la cantidad de gases generada, las emisiones contaminantes de llamas y motores de gas, las emisiones a través de las capas superiores y laterales, los impactos a la atmósfera a corto y largo plazo, las migraciones laterales terrestres, el impacto sobre el efecto invernadero y la exposición humana a los gases tóxicos.

#### **2.10.3.2. Modelo LandGEM**

El modelo LandGEM es también una herramienta, elaborada por la U.S. Environmental Protection Agency, que utiliza el programa Microsoft Excel para estimar los ratios de emisiones totales de gases procedentes del vertedero, entre ellos el metano, dióxido de carbono, otros compuestos orgánicos y otros contaminantes.

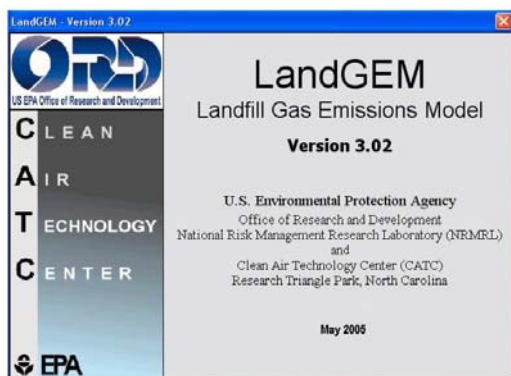


Figura 2.40: Interface principal del programa LandGEM. Fuente: <http://www.epa.gov/>

LandGEM (Figura 2.40) puede utilizar datos específicos de distintos emplazamientos o, en caso de que no se tengan estos datos, aplicar datos por defecto, los cuales están basados en las regulaciones federales de vertederos de residuos sólidos de la Clean Air Act. Estos datos se han extraído de los factores de emisión de la Environmental Protection Agency

(histórico de emisiones contaminantes del aire) y se pueden emplear para estimar emisiones generadas en el vertedero en caso de no disponer de estos datos.

### 2.10.3.3. Modelo HELGA

El modelo HELGA (Health and Environmental Risk Effects from Landfill Gas), fue desarrollado por la Agencia Ambiental del Reino Unido para contribuir a la valoración de los riesgos sanitarios y ambientales de los vertederos existentes o futuros. Por otra parte facilitó a la Agencia Ambiental y a otras organizaciones de protección medioambiental la comparación de los riesgos asociados a las diferentes formas de eliminación de residuos.

HELGA consta de módulos que describen las emisiones de gases o los productos resultantes de su combustión y las consecuentes vías de transmisión a los seres humanos y/o al medio ambiente. Además del metano, el modelo incluye otros gases emitidos, compuestos orgánicos volátiles y partículas sólidas en suspensión.

### 2.10.4. Modelos generales de evaluación del riesgo

A parte de los anteriores que son programas específicos para valorar el riesgo de determinados parámetros de los vertederos, existen otros que analizan, de manera global, el riesgo asociado a cada instalación de vertido.

#### 2.10.4.1. RSS (Ministry of Environment, NZ)

El Ministerio de Medio Ambiente de Nueva Zelanda desarrolló un sistema general de evaluación del riesgo en vertederos llamado RSS (Risk Screening System)

basado en una ecuación de riesgo obtenida a partir del producto entre el peligro, el medio de propagación y el receptor. La presencia de los tres componentes implica la existencia de riesgo. La ausencia o baja presencia de cualquiera de los tres factores implicaría un riesgo bajo o muy bajo (Bradley. 2004; MFE. 2004).

$$\text{Riesgo} = \text{Peligro} \cdot \text{Medio de propagación} \cdot \text{Receptor} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

El Peligro se calcula a partir del producto entre la toxicidad del efluente, la cantidad emitida y la movilidad. El Medio de Propagación depende de la existencia de sistemas de contención y de las barreras naturales o artificiales que interrumpen o disminuyan la migración de contaminantes. El Receptor tendrá un valor comprendido entre 0 y 1, dependiendo de la vulnerabilidad del receptor ante la contaminación.

Mediante la combinación de los anteriores factores y mediante medidas protectoras, se podría conseguir minimizar el valor del Riesgo, por lo que esta herramienta se considera adecuada para su uso por promotores y explotadores del vertedero (Bradley. 2004).

#### **2.10.4.2. Metodología del diagnóstico ambiental (Calvo et al. 2002; Calvo et al. 2005)**

Para poder identificar los problemas ambientales generados por cada lugar de emplazamiento de los vertederos, es necesario el diagnóstico ambiental. Este diagnóstico ambiental se puede realizar a partir de la siguiente metodología:

- a) Interacción entre el punto de liberación de contaminantes y los factores ambientales potencialmente afectados
- b) Valor ambiental de los factores ambientales existentes en el entorno (aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo, salud pública, etc.)
- c) Condiciones o sistemas de explotación del vertedero

La metodología constituye una poderosa herramienta en la planificación de la toma de decisiones en zonas concretas donde se plantea la construcción de un vertedero para disminuir el impacto ambiental a partir de la mejora en las condiciones de explotación y en el diseño del vertedero (Calvo et al. 2006)

#### **2.10.4.3. Sistemas de información geográfica**

A partir de la aplicación y superposición de mapas temáticos, por ejemplo de pendientes, impermeabilidad, estabilidad del soporte geológico, usos del suelo, proximidad a vías de comunicación, alejamiento de zonas urbanas y cauces fluviales, no visibilidad, volumen de almacenamiento, etc, se puede, mediante restricciones en cuanto a la ubicación del vertedero con análisis multicriterio, realizar un mapa de orientación al vertido (Ordóñez et al. 2003).

La metodología empleada se basa en realizar, en primer lugar, una zonificación a gran escala considerando factores muy generales, con el objetivo principal de descartar grandes zonas y obtener una clasificación orientativa de la zona aceptable. En segundo lugar, una vez conocido el número de núcleos a gestionar y las instalaciones a construir, se reclasifican las zonas aptas utilizando factores más específicos, de carácter económico, medioambiental y social (Gallardo et al. 2005).

#### ***2.10.5. Aplicación de la evaluación del riesgo a las balsas de lixiviados***

Aunque se han estudiado modelos de evaluación del riesgo para el cálculo del volumen y características de los lixiviados generados, y para el diseño de los sistemas de evacuación, no se han obtenido resultados en la búsqueda de la aplicación de estos modelos a las balsas de lixiviados.

Sin embargo, aunque las balsas de lixiviados se contemplan como un elemento propio del vertedero, sería lógico considerar que por las características contaminantes del líquido que contienen, deberían contar con algún tipo de metodología específica para el análisis de los riesgos ocasionados por este tipo de instalaciones y, de este modo, prevenir posibles accidentes debidos al fallo, rotura o fugas en estas balsas.

## 2.11. CONCLUSIONES

Tras realizar un estudio pormenorizado del estado del arte dentro de la generación, gestión y eliminación de residuos y después de haber centrado los esfuerzos en analizar los riesgos que presentan las balsas de lixiviados, se puede concluir de forma general diciendo que, pese a ser instalaciones anexas muy importantes para la contención segura de lixiviados, no existe una normativa específica que regule su ubicación, construcción y gestión. Por otra parte, tampoco se han encontrado metodologías específicas de evaluación del riesgo medioambiental para este tipo de instalaciones. Debido a esto, se considera que las balsas de lixiviados, siendo uno de los elementos que, por sí mismos entrañan mayor peligro por el líquido que contienen, no están suficientemente reguladas a nivel general y, o bien su evaluación y diseño se deja en manos de los ingenieros que las diseñan, o bien se engloban dentro de la gestión general del vertedero o instalación mayor.

Las conclusiones que se han obtenido tras este repaso general al estado del arte han sido las siguientes:

- El vertido incontrolado de residuos sólidos es una actividad inaceptable desde el punto de vista sanitario y medioambiental. Graves problemas de epidemias en países en vías de desarrollo podrían haber sido evitados con una adecuada gestión y eliminación de residuos. Sin embargo las ayudas y esfuerzos económicos se centran más en solucionar los problemas que en intentar eliminar las causas.
- La investigación durante el siglo XX sobre el diseño, construcción, gestión, explotación y clausura de los vertederos, ha facilitado la construcción de instalaciones seguras, minimizando el impacto social y ambiental producido por lixiviados y biogás que son evacuados del vertedero de forma segura.
- Se han analizado 36 casos de accidentes ocurridos en vertederos durante los últimos 30 años y se ha comprobado que las principales causas de accidente corresponden a: una inexistente gestión de evacuación del biogás, inadecuado emplazamiento, falta de medidas para evitar la generación de lixiviados, inadecuado cálculo de la estabilidad de los taludes, falta de estabilidad geotécnica de la masa de residuos, mal diseño general de la instalación e incorrecta ubicación de la balsa de lixiviados.



- Existen casos en los que, a pesar de un diseño y gestión supuestamente controlados, se ha producido un accidente por algún factor no considerado. Por eso en las fases de diseño, gestión, clausura y postclausura de vertederos se deben realizar los adecuados controles intensivos de todos los posibles peligros con el fin de minimizar los riesgos.
- La extracción y evacuación segura de los lixiviados obliga a la construcción de depósitos o balsas de almacenamiento de estos líquidos, donde permanecen hasta que son depurados *in situ* o transportados hasta una estación depuradora. Como dato objetivo, cabe resaltar que de 118 vertederos observados en España, 88 de ellos cuentan con una o más balsas de lixiviados.
- Aunque la construcción de balsas de lixiviados como elemento anexo al vertedero está contemplada en la normativa de muchos países, incluyendo la Unión Europea, no existe una legislación específica, a nivel general, que especifique las directrices técnicas constructivas y de seguridad estructural.
- Un mal dimensionamiento en las balsas de lixiviados, una inadecuada impermeabilización del vaso o un incorrecto diseño en el dique, podrían ser causa de desbordamiento, fuga de lixiviados e incluso rotura del dique, con el consiguiente impacto medioambiental que ello produciría.
- Las balsas de lixiviados generan uno de los principales peligros asociados a los vertederos. Sin embargo no se ha encontrado ninguna aplicación de la metodología de evaluación del riesgo para este tipo de instalaciones, lo cual supone una seria carencia a nivel social y ambiental para este tipo de instalaciones que, debido al poder contaminante del líquido que contienen, entrañan un importante riesgo medioambiental.

# Capítulo 3:

## JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

### 3.1. JUSTIFICACIÓN

El depósito de residuos en vertedero ha sido, a lo largo de la historia uno de los procedimientos de eliminación de residuos más ampliamente utilizado. Inicialmente los vertederos eran zonas donde se depositaban los residuos sin ningún tipo de control y el único fin que se perseguía era el transporte de los residuos fuera de la ciudad (ABORGASE-EDIFESA. 2001; Hontoria et al. 2000; Lezcano. 2001; Tchobanoglous et al. 1994).

Más tarde, siendo conscientes de la problemática asociada a una inadecuada gestión de los residuos, se empezó a aplicar la compactación con maquinaria pesada con lo que se obtenía una forma higiénica y económica y que, además aprovechaba mejor el espacio, sin embargo no se realizaba ningún tipo de diseño ni proyecto preliminar (Blakeley et al. 2000; Hickman et al. 2000; Hontoria et al. 2000; Tchobanoglous et al. 1994)

A mediados del siglo XX se vio la necesidad de investigar sobre la evacuación de los gases y lixiviados generados debido a su ya conocido poder contaminante y peligrosidad. Desde entonces la forma de operar en los vertederos no ha cambiado significativamente, produciéndose sólo cambios en la gestión y en la forma de proyectarlos y construirlos (Cossu et al. 1990). Aunque se atiende especialmente el impacto social y medioambiental (Wells et al. 1987f), sin embargo, los avances tecnológicos en la eliminación de residuos no se aplican en países en vías de desarrollo, ocasionando, por esta razón, serios problemas medioambientales y sanitarios.

En la actualidad las tendencias de sostenibilidad apuntan hacia una progresiva reducción del porcentaje de residuos que se depositan en vertedero, de manera que la eliminación segura en vertedero ocupa la última posición en la jerarquía de gestión de los residuos y se sitúa como la opción menos recomendable (Tchobanoglous et al. 1994). No obstante, y sobre todo en España, el volumen total que se elimina mediante vertedero representa prácticamente el 50% del total de residuos producidos. En los países en vías de desarrollo este porcentaje es mucho mayor.

Uno de los asuntos más importantes relacionados con el emplazamiento, diseño, gestión y mantenimiento a largo plazo de un vertedero de residuos sólidos es

el manejo de los lixiviados, formados por el fluido percolado que ha sido generado a partir de líquidos presentes en los residuos y de agua exterior infiltrada (Johannessen. 1999). Si estos lixiviados si no se manejan convenientemente pueden suponer, tanto en vertederos activos como en vertederos clausurados, la principal fuente de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales (Ding et al. 2001; Flyhammar. 1997; Hancock et al. 1995; Isidori et al. 2003).

Si se busca en las hemerotecas de distintos periódicos regionales y nacionales se pueden encontrar noticias relacionadas con fugas de lixiviados que han contaminado acuíferos, ríos, lagos, zonas agrícolas u otros factores ambientales. Así pues, se ve necesaria la máxima precaución y eficacia a la hora de evacuar estos líquidos de una forma segura ya que la amenaza que los lixiviados suponen a la calidad de las aguas subterráneas y superficiales es un significativo impacto ambiental (Kjeldsen. 1993; Thornton et al. 2000; Williams. 1985).

El poder contaminante de los lixiviados está basado fundamentalmente en las elevadas concentraciones de materia orgánica como ácidos grasos volátiles, sustancias húmicas, microcompuestos xenobióticos, disolventes clorados, hidrocarburos derivados del petróleo y pesticidas (Lyngkilde et al. 1992; Murray et al. 1990; Oman et al. 1993; Rügge et al. 1995) y de macronutrientes (N y P) además de importantes concentraciones de sustancias tóxicas, metales pesados, detergentes y presencia de organismos patógenos (Manga et al. 2004). Para seleccionar adecuadamente el método de tratamiento más idóneo se hace necesario caracterizar el lixiviado ya que, dada la complejidad en la composición de estos líquidos, usualmente se requieren combinaciones de distintos métodos físicos, químicos y biológicos para el tratamiento de los mismos (Bessada et al. 1993; Guyonnet et al. 1998; Heavey. 2003; Johannessen. 1999; Manga et al. 2004).

Un factor importante para determinar el poder contaminante de los lixiviados es la composición de los residuos de los que provienen. La legislación tiende a prohibir el depósito en vertederos de residuos reciclables o valorizables, por lo que se supone que, si se cumple esta premisa, la composición del lixiviado variará en el futuro, conteniendo menor carga orgánica.

Además, las modernas tendencias de tratamiento de los residuos sólidos y los sistemas de pretratamiento, aireación y *flushing* [vertederos PAF] intentan reducir la carga orgánica presente en los lixiviados ya que la fracción fermentable ha debido ser previamente eliminada y tratada (Cossu et al. 2003). No obstante, el lavado continuo de los residuos generará un mayor volumen de lixiviados en menor tiempo por lo que se deberán buscar sistemas de almacenamiento para estos líquidos antes de su depuración o tratamiento (Cossu et al. 2003; Martínez Orgado. 2004; Martínez Orgado. 2005).

Por todas estas características en la generación y la composición de los lixiviados cada vez se hace más necesaria la construcción de un depósito para el almacenamiento temporal de estos líquidos, ya sea para la depuración *in situ* o para ser transportados hasta una planta depuradora. La construcción de balsas de materiales sueltos impermeabilizadas con geomembrana se presenta como una opción fácil, poco costosa y que, si se hace correctamente, puede dotar de gran seguridad a la instalación de evacuación de lixiviados.

La complicada elección en el emplazamiento del vertedero y de su balsa de lixiviados hace que, en muchas ocasiones se tenga que recurrir a ubicarlos en la ladera de un monte o aprovechando una vaguada. Con esta topografía, la seguridad estructural de la instalación se limita al muro o dique de contención. Es por ello por lo que se suele elegir este tipo de vertedero. Con ello, la balsa de lixiviado también suele construirse aprovechando el terreno natural por lo que solamente se debe construir un dique de contención. Por el contrario en caso de rotura de la balsa, el líquido circularía por el cauce aguas abajo inundando una superficie menor que si se tratara de una zona más abierta.

La legislación actual a nivel nacional sólo hace mención a las balsas de lixiviados para fijar la capacidad mínima que deben tener y para obligar a la impermeabilización del vaso<sup>20</sup>. Sí que se obliga a que la selección del emplazamiento donde va a estar ubicado el vertedero o la planta de compostaje debe realizarse siguiendo criterios de aptitud geológica, hidrológica e hidrogeológica, para evitar riesgos medioambientales y sanitarios.

---

<sup>20</sup> Con la excepción de la legislación de Cataluña

Con una buena elección del emplazamiento se pretende evitar la contaminación o el impacto ambiental que produciría una fuga de lixiviados en el entorno de la instalación. Sin embargo, es importante recalcar que no se plantea el impacto que podría provocar la rotura de la balsa de lixiviados formando un caudal de lixiviados sobre el cauce receptor, con una longitud de la zona inundada que podría superar los 5000 m en algunos casos.

Aunque se parte de la premisa, demostrada por la experiencia, de la seguridad de las balsas de materiales sueltos impermeabilizadas con geomembrana (Zapata. 2003), existen casos en los que se ha producido un deslizamiento en el talud y una rotura del dique perdiendo todo su contenido. Las causas fundamentales que han dado lugar a roturas han sido debidas a movimientos sísmicos, subsidencias en el terreno de la base por las filtraciones en un terreno con alto contenido en yesos, saturación del dique, pendiente excesiva del talud, membranas impermeables deterioradas por envejecimiento o desgarros, rotura por tubificación debida a la erosión interna, [*piping*], rotura por rebosamiento [*overtopping*], asentamientos y desplazamientos en el terraplén, fallos estructurales o combinación de los anteriores (Dam Safety Engineering Program. 1994; Dam Safety Engineering Program. 1999; Dam Safety Office. 1992; Fell et al. 2003; Ohio Department of Natural Resources. Division of Water. 1994; U.S. Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985; Zapata. 2003). En efecto, aproximadamente el 50 % de los fallos ocurren durante los primeros 5 años de vida de la balsa y el 19 % ocurren en el primer llenado (Middlebrooks. 1948).

Si en una balsa de lixiviados se produjese una de estas roturas, el impacto ambiental sería muy importante dado el poder contaminante de estos líquidos. Debido a esto se hace necesario, para prevenir posibles catástrofes o accidentes medioambientales, evaluar e identificar la magnitud del impacto potencial y la superficie afectada en caso de rotura.

La prevención y reparación de los daños medioambientales citados debe llevarse a cabo mediante el fomento del principio de que “quien contamina paga”. El principio fundamental de la Directiva de Responsabilidad Medioambiental de la unión Europea consiste en que un operador cuya actividad haya causado daños al medio ambiente o haya supuesto una amenaza inminente de tales daños, sea

declarado responsable desde el punto de vista financiero a fin de inducir a los operadores a adoptar medidas y desarrollar prácticas dirigidas a minimizar los riesgos de que se produzcan daños al medio ambiente, de forma que se reduzca su exposición a responsabilidades financieras y medioambientales.

Por todo lo anterior, el propósito fundamental de la presente Tesis es establecer una metodología de evaluación de riesgo medioambiental en la que se establezca un índice de riesgo medioambiental para las balsas de lixiviados. Si este índice de riesgo, a nivel de proyecto, construcción o explotación, se situara por encima de un valor prefijado, se deberían aplicar las medidas preventivas necesarias, ya sea en las fases de planificación, construcción, explotación o abandono.

En cualquier caso, los técnicos competentes en materia medioambiental serían los encargados de establecer los límites por encima de los cuales sería desaconsejable e inviable, medioambientalmente hablando, construir una balsa de lixiviados.

## 3.2. OBJETIVOS

El objetivo principal de esta Tesis es desarrollar una metodología de evaluación de riesgo medioambiental para las balsas de lixiviados de manera que se puedan cuantificar los riesgos ambientales mediante el cálculo de un índice de riesgo ambiental. Para ello se desarrollarán los siguientes trabajos:

- Realizar un análisis comparativo de la normativa específica sobre vertederos en distintos países del mundo y la normativa aplicable en la Unión Europea y en España para determinar las debilidades o carencias.
- Establecer los parámetros que influyen en la estabilidad y seguridad estructural de la balsa de lixiviados.
- Inventariar los vertederos de España para estudiar sus dimensiones, su ubicación y la presencia o ausencia de balsa de lixiviados. Con ello se podrá apreciar el tipo de vertedero en función de su localización y la presencia de factores ambientales de interés en el entorno próximo a la balsa, con lo que se determinaría la gravedad de una posible rotura.
- Evaluar la importancia medioambiental de los factores ambientales presentes en la zona de ubicación y evaluar la vulnerabilidad o sensibilidad a los lixiviados.
- Adaptar una metodología de Evaluación del Riesgo Medioambiental a las balsas de lixiviados. Para ello se desarrollará un índice de riesgo ambiental que, mediante un valor adimensional, determinará el riesgo que la balsa de lixiviados genera. Este índice puede ser importante para el personal técnico de las administraciones públicas o de empresas privadas que trabajen en temas relacionados.
- Una vez desarrollada la metodología, para su validación, se aplicará a tres casos reales de balsas de lixiviados.

Con estos objetivos, en caso de aplicarse la metodología, se conseguirían tres propósitos:

- I. Dotar a los técnicos en medio ambiente de una herramienta para incrementar la seguridad de las balsas de lixiviados, es decir un instrumento para minimizar el riesgo estructural y ambiental.



- II. Proteger el medio ambiente ante posibles contingencias mediante la protección de los factores ambientales presentes en el entorno de una balsa de lixiviados,
- III. Permitir rebajas y descuentos en las primas que las empresas explotadoras de vertederos y de instalaciones de eliminación de residuos, pagan a las compañías aseguradoras.

La determinación de los límites a partir de los cuales un balsa de lixiviados se puede considerar segura, en función de las consecuencias de un posible accidente y de la responsabilidad mediambiental, será función de las administraciones públicas con competencias en medio ambiente. De este modo, el cálculo del índice sería de obligado cumplimiento para este tipo de instalaciones y la autorización para construir y explotar la balsa, estaría supeditada a un valor determinado previamente.

# Capítulo 4:

## METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL

## 4.1. RESPONSABILIDAD MEDIOAMBIENTAL

La responsabilidad medioambiental tiene por objeto obligar al causante de daños al medio ambiente (el contaminador) a pagar la reparación de tales daños.

En el Tratado Constitutivo de la Comunidad Europea del año 1957, en su artículo 174.2, ya se establecían determinadas medidas preventivas y correctoras en materia de responsabilidad medioambiental: *“La política de la Comunidad en el ámbito del medio ambiente tendrá como objetivo alcanzar un nivel de protección elevado, teniendo presente la diversidad de situaciones existentes en las distintas regiones de la Comunidad. Se basará en los principios de cautela y de acción preventiva, en el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la fuente misma, y en el principio de quien contamina paga”*.

Por otro lado, según palabras del Profesor Mostafa K. Tolba, Director Ejecutivo del PNUMA y con respecto a la Conferencia de Estocolmo en 1972: *“Una de las principales responsabilidades de esta Conferencia es emitir una declaración internacional sobre el medio humano, un documento sin imperativos jurídicamente vinculantes, aunque, esperamos, con autoridad moral, que inspire en los corazones de los hombres el deseo de vivir en armonía entre ellos y con el medio ambiente”*.

El Pacto Mundial (*Global Compact*) formulado por Naciones Unidas para el medio ambiente (UNEP; *United Nations Environment Program*) en julio de 2000, promulga que las empresas deberían mantener un enfoque preventivo a favor del medio ambiente, lo cual queda expresado en los siguientes principios:

- Principio 8: Las empresas deben fomentar las iniciativas que promuevan una mayor responsabilidad medioambiental
- Principio 9: Las empresas deben favorecer el desarrollo y la difusión de las tecnologías respetuosas con el medio ambiente.

Sin embargo, años antes de la formulación del Pacto Mundial, Estados Unidos, como país pionero en esta materia, ya había aprobado una serie de leyes y normativas sobre responsabilidad medioambiental.

La Ley de Responsabilidad, Compensación y Recuperación Ambiental (*Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act*,

CERCLA por sus siglas en inglés), mejor conocida como *Superfund*, fue aprobada por el Congreso de los Estados Unidos en 1980 con el fin de identificar, investigar y restaurar lugares que contienen desperdicios peligrosos provenientes de polígonos industriales, industrias químicas o instalaciones de eliminación de residuos. Para ello se creó una tasa que debían pagar las industrias que pudiesen generar riesgo a la salud o al medio ambiente (Boyer et al. 1997). Además CERCLA establece los lugares que no pueden ser utilizados para el depósito de residuos peligrosos y responsabiliza a las personas que incumplen esta prohibición de los gastos derivados del incumplimiento. *Superfund* también provee fondos que se utilizan para restaurar y mejorar los lugares que contienen estos residuos peligrosos. Los fondos son utilizados cuando no se puede determinar la persona o empresa responsable de la contaminación en el área identificada o cuando esa persona o empresa no puede pagar por el trabajo de limpieza, mejora o restauración del área afectada. CERCLA fue actualizada mediante la SARA (Superfund Amendments and Reauthorization Act) en 1986.

Mediante estas regulaciones se pretendía homogeneizar la política ambiental por medio de unos estándares máximos de emisión o vertido de contaminantes y de unos estándares de tecnología que aseguraran, para todas las empresas potencialmente contaminantes, una adecuada protección al medio ambiente. Por otro lado se responsabilizaba a dichas empresas a cubrir los gastos causados en caso de accidente (Dionne et al. 2003; Ulph et al. 2004). Sin embargo estas obligaciones podrían incumplirse si, una vez causado y detectado el accidente, la empresa causante se declara insolvente desde el punto de vista económico o bien, los gastos de reparación ambiental provocan la bancarrota de la compañía causante de la contaminación (Hutchinson et al. 2005). Una posible solución a este problema es que la responsabilidad medioambiental se extienda a todos los agentes y empresas terceras relacionadas contractualmente con la compañía contaminadora. De este modo, proveedores y clientes de una empresa potencialmente contaminante, forzarán a ésta para que cumpla e implante sistemas de prevención y minimización del riesgo medioambiental (Hollins et al. 1998; Hutchinson et al. 2005; Segerson. 1993; Ulph et al. 2004). En 1992 la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos promulgó una Ley en la que se obligaba a esta responsabilidad subsidiaria para garantizar una

rápida indemnización a las víctimas y una eficaz aplicación de la restauración medioambiental (Boyer et al. 1997).

Sin embargo, la aplicación de la responsabilidad subsidiaria, ha provocado que las entidades financieras con contratos con las industrias potencialmente contaminantes, limiten sus gastos de prevención con vistas a unos posibles gastos de descontaminación, de manera que se compensen, a priori, los posibles gastos derivados de un accidente. Esto hizo ver a determinados autores, que la responsabilidad subsidiaria no resuelve los problemas de prevención y corrección de manera simultánea (Pitchford. 1995). Por tanto es necesario encontrar alguna fórmula basada en incentivos y/o regulaciones que fomenten una mayor prevención.

Desde poco antes del año 1990 la Comisión Europea ha estado trabajando en el establecimiento de un régimen de responsabilidad a escala comunitaria para garantizar la reparación de los daños ambientales. Este trabajo se vio impulsado por la catástrofe ocurrida en Seveso (Italia) en el año 1976 dónde un accidente en el proceso de fabricación del desinfectante hexaclorofeno provocó la emisión de una nube de gases con una alta proporción de dioxinas tóxicas que llegó a las zonas vecinas, especialmente a la localidad de Seveso, en donde 736 personas fueron evacuadas y hubo que descontaminar suelos y viviendas (Briñas. 2002). Otros episodios de catástrofes sociales y medioambientales, como la rotura de la balsa de residuos mineros de Aznalcóllar de Huelva (España), fueron incrementando las exigencias sociales en cuanto a la necesidad de prevenir y reparar los daños medioambientales (Orteu et al. 2005). Los costes de descontaminación, las sanciones impuestas a las empresas contaminantes y los impactos provocados sobre el medio ambiente han propiciado la concienciación de la población ante los riesgos medioambientales y las consecuentes responsabilidades civiles y ambientales (Hollins et al. 1998).

En el año 1991 la Comisión Europea elaboró la primera propuesta sobre responsabilidad civil (entonces restringida al campo de los daños provocados por los residuos, si bien no llegó a aprobarse). El problema que había era que, aunque algunos países de la Unión Europea tenían como firme objetivo la mejora de los controles ambientales, existían importantes diferencias en cuanto a la política medioambiental basada en recursos económicos, medios técnicos y concienciación

social (Christie et al. 1996). De hecho las ventajas del Mercado Único Europeo pueden ser inefectivas por la ausencia de consenso en cuanto a los enfoques y obligaciones ambientales de los diferentes estados miembros (Hollins et al. 1998) sobre todo después de la última ampliación a los países del este de Europa en donde las diferencias entre unos países y otros se han visto incrementadas.

No obstante, pese a los problemas mencionados, entre los pasos más importantes dados desde entonces, se puede señalar la aprobación de un Libro Verde sobre la reparación del daño ecológico en 1993, la directiva de vertederos de 1999, el Libro Blanco sobre la responsabilidad ambiental de 2000 y, finalmente, la presentación por la Comisión de la propuesta de directiva en enero de 2002 y su consiguiente aprobación en la llamada *Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de abril de 2004 sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales*.

El régimen comunitario de responsabilidad medioambiental viene a articular un sistema de prevención y en su caso de reparación de los daños ambientales (Martín Díez. 2005). El objetivo de la directiva de responsabilidad ambiental es contribuir al logro de un alto nivel de protección del medio ambiente mediante el establecimiento de un régimen de responsabilidad para la prevención y la reparación de daños ambientales. Dispone para ello un mecanismo de responsabilidad objetiva en virtud del cual los operadores que causen un daño ambiental o una amenaza inminente de que se produzca tal daño quedan obligados a su reparación o, en su caso, a evitar que el daño tenga lugar. Los objetivos que se persiguen con este mecanismo de responsabilidad son:

1. Refuerzo en las medidas de prevención y una reducción de la probabilidad de ocurrencia de daños (Hutchinson et al. 2005) y, en caso de que estos tengan lugar, que sean reparados por el operador que los cause, es decir estas medidas están basadas en un sistema integral de prevención y en la puesta en práctica del principio de “quien contamina paga”, basándose en la respuesta monetaria del contaminador por los daños causados (Mendiola. 2005)
2. Establecimiento de un régimen administrativo de responsabilidad en el que conviven actividades cuyos daños se exigen en función de un esquema de responsabilidad objetiva y daños cuya producción sólo originan responsabilidad

al amparo de la Directiva en el operador que los ha ocasionado cuando se demuestra su culpa o negligencia. De esta manera, cuando el daño o amenaza de daño tenga su origen en alguna de las actividades incluidas en el Anejo III, ya se trate de daños al agua, al suelo o los hábitats y especies naturales protegidas, la responsabilidad será de carácter objetivo, no siendo necesario que medie el elemento de la culpa o negligencia (art. 3.1 a). Por el contrario, cuando se trate de daños causados a las especies y hábitats naturales protegidos por el desempeño de actividades profesionales distintas de las incluidas en el ámbito de aplicación de la Directiva (actividades relacionadas en su Anejo III), así como cualquier riesgo inminente de que se produzcan tales daños a raíz de alguna de tales actividades, la responsabilidad será de carácter subjetivo (art. 3.1 b).

3. Constituir un régimen de responsabilidad de carácter ilimitado. El art. 8 impone al operador responsable la obligación de sufragar la totalidad de los costes derivados de las acciones preventivas o reparadoras, sin contemplar limitaciones financieras a dicha responsabilidad. Este carácter ilimitado se manifiesta igualmente en la regulación de los criterios de reparación de los daños ambientales contenidos en la propuesta, según la cual los recursos naturales dañados se reparan con carácter general devolviéndolos a su estado original.

A nivel español, la Constitución del año 1978, en su artículo 45, proclama que:

1. Todos tienen el derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo.
2. Los poderes públicos velarán por la utilización de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.
3. Para quienes violen lo dispuesto en el apartado anterior, en los términos que la ley fije, se establecerán sanciones penales o, en su caso, administrativas, así como la obligación de reparar el daño causado.

A parte de las obligaciones y derechos que promulga la Carta Magna Española y de leyes relativas a la protección del medio ambiente, España como país miembro

de la Unión Europea incorpora la Directiva de responsabilidad medioambiental a su Derecho interno antes del 30 de abril de 2007.

#### **4.1.1. Daño medioambiental**

Según la Directiva 2004/35/CE, se entiende por daño medioambiental:

1. Los daños a las especies y hábitats naturales protegidos, es decir, cualquier daño que produzca efectos adversos significativos en la posibilidad de alcanzar o de mantener el estado favorable de conservación de dichos hábitats o especies. El carácter significativo de dichos efectos se evaluará en relación con el estado básico, teniendo en cuenta los criterios expuestos en el Anexo I de la Directiva.

Los daños a las especies y hábitats naturales protegidos no incluirán los efectos adversos previamente identificados, derivados de un acto del operador expresamente autorizado por las autoridades competentes de conformidad con disposiciones que apliquen los apartados 3 y 4 del artículo 6 o el artículo 16 de la Directiva 92/43/CEE o el artículo 9 de la Directiva 79/409/CEE, o, en el caso de hábitats o especies no regulados por el Derecho comunitario, de conformidad con disposiciones equivalentes de la legislación nacional sobre conservación de la naturaleza.

2. Los daños a las aguas, es decir, cualquier daño que produzca efectos adversos significativos en el estado ecológico, químico o cuantitativo, o en el potencial ecológico definidos en la Directiva 2000/60/CE, de las aguas en cuestión, con excepción de los efectos adversos a los que se aplica el apartado 7 del artículo 4 de dicha Directiva.
3. Los daños al suelo, es decir, cualquier contaminación del suelo que suponga un riesgo significativo de que se produzcan efectos adversos para la salud humana debidos a la introducción directa o indirecta de sustancias, preparados, organismos o microorganismos en el suelo o el subsuelo.

Por otro lado, el pasivo ambiental es el conjunto de daños ambientales, en términos de contaminación del agua, del suelo, del aire, del deterioro de los recursos y de los ecosistemas, producidos por una empresa, durante su función ordinaria o por accidentes imprevistos, a lo largo de su historia. La valoración monetaria de los daños al medio ambiente es muy arbitraria debido a la complejidad en la interacción



entre los ecosistemas y la sociedad. Además los valores de los recursos ambientales afectados son inconmensurables por lo que su valuación monetaria es complicada. Sin embargo, pese lo anterior, se podría disminuir la generación de daños medioambientales si se pidiese una compensación a la empresa generadora del daño (ODG. 2002), de manera que en la medida en que los operadores o empresas potencialmente contaminantes se vean obligados a asumir los costes de los daños medioambientales que provoquen, adoptarán las medidas preventivas necesarias para minimizar los riesgos medioambientales derivados de su actividad (Martín Díez. 2005).

La institución de la responsabilidad civil constituye un mecanismo de defensa de los intereses particulares y, en especial, de reparación del daño causado a los mismos, sin embargo en el tema medioambiental es difícil aplicar debido al interés colectivo del medio ambiente. Por ello se ha establecido, desde el punto de vista jurídico, el concepto de “daño ecológico puro”, entendido como aquel deterioro causado al medio ambiente como bien jurídico colectivo que trasciende los intereses particulares. Por eso la Administración Pública, a priori, debería poder actuar frente a los daños medioambientales causados a los bienes de dominio público (Faus. 2004).

El daño medioambiental va más allá del ámbito del Derecho privado y entra en relación con el Derecho público, puesto que afecta a intereses colectivos (intereses difusos) y afecta a bienes de dominio público (Pavelek. 1997). Además dentro del concepto de daño ambiental, se incluyen tanto los daños que afectan al medio ambiente propiamente dicho y en sentido amplio, como los que afectan también a la salud, al patrimonio de las personas, entre otros bienes y derechos (Dopazo. 2002). Otra característica de los daños medioambientales, que los define como especiales o que precisan de un tratamiento específico, consiste en la posibilidad de su manifestación a largo plazo e incluso su carácter permanente o duradero en el tiempo y en el espacio (Dopazo. 2002).

La Directiva de responsabilidad ambiental limita su ámbito de aplicación a los daños o a la amenaza de daños, ocasionados por un determinado tipo de actividades a los distintos factores ambientales. La definición de daño ambiental está limitada a aquellos daños que producen o pueden producir efectos significativamente negativos en:

- La posibilidad de alcanzar o de mantener un estado de conservación favorable y adecuada de los hábitats de la Red Natura 2000 o de las especies protegidas por las directivas de hábitats<sup>21</sup> y de aves<sup>22</sup>.
- El estado ecológico, químico o cuantitativo, o en el potencial ecológico de las aguas identificadas en la directiva marco de aguas<sup>23</sup>.
- El suelo, pero exclusivamente cuando los daños causen un riesgo importante para la salud humana.

Quedan excluidos de este ámbito de aplicación los daños potenciales identificados previamente en los correspondientes estudios de impacto ambiental y la reclamación, por parte de particulares, de indemnizaciones por los daños ambientales causados.

Entre otras actividades, quedan incluidas en este régimen la explotación de las instalaciones cubiertas por la directiva IPPC, las relativas a la gestión de residuos, las más importantes de las reguladas por la directiva marco de aguas (con vertidos de sustancias peligrosas incluidas) o las relativas a la producción, almacenado y transporte de sustancias peligrosas.

Quedan expresamente excluidas, entre otras, las consecuencias de la contaminación difusa cuando no se puede demostrar quién es el autor o autores concretos del daño. De este modo quedan en términos generales excluidos los daños derivados de la contaminación atmosférica en sentido amplio o de la contaminación agraria difusa (como por ejemplo la derivada de abonos o de pesticidas). También están excluidos, como es habitual, los daños causados por fenómenos naturales, guerras y hostilidades, así como por las actividades de defensa nacional y las de protección contra catástrofes naturales.

En cuanto al sujeto responsable, se obliga al operador a financiar los costes ocasionados por la adopción de las medidas preventivas o correctoras. Así los procesos de producción contaminantes son sometidos a tributación, de modo que el coste del daño medioambiental ocasionados se incorpore al coste del producto y, por

---

<sup>21</sup> Directiva 92/43/CEE.

<sup>22</sup> Directiva 79/409/CEE.

<sup>23</sup> Directiva 2000/60/CE.

consiguiente, el potencial contaminador tendrá un mayor interés en aplicar sistemas de control ambiental (Mendiola, 2005).

En los supuestos en los que existe una pluralidad de operadores responsables y no resulta posible determinar el grado de participación de cada uno de ellos en la actividad originadora del daño o riesgo, el legislador comunitario ha dejado en manos del legislador nacional la facultad de establecer un régimen proporcional o solidario en relación con la imputación de costes en caso de varios responsables. Por otra parte, como es común a todos los regímenes de responsabilidad, la Directiva recoge una serie de supuestos que en unos casos eximen de responsabilidad al operador y en otros actúan como circunstancias atenuantes a tener en cuenta a la hora de fijar la participación del responsable en la financiación del coste de la indemnización.

#### ***4.1.2. Mecanismos para la reparación del daño ambiental***

La legislación medioambiental de Estados Unidos: CERCLA, Ley de Contaminación del Aire y Ley del Agua Limpia atribuyen la responsabilidad por daños al medio ambiente a las empresas causantes del accidente (Hutchinson et al. 2005). Por otra parte, a nivel de la Unión Europea y según la Directiva, el concepto de reparación del daño ambiental es distinto según se trate de daños al suelo, a las aguas o a los hábitats o a especies protegidas:

- La reparación del daño al suelo consiste en eliminar o controlar los contaminantes hasta que el suelo contaminado deje de ser un riesgo importante para la salud humana.
- La reparación de los daños a las aguas o a las especies y hábitats protegidos se debe realizar de manera que se recupere el estado que tenían estos elementos ambientales en el momento previo a sufrir el daño, es decir el estado básico<sup>24</sup>. Este estado básico no es sólo la situación estática previa al daño en la que se encontraban los elementos, sino que incluye también la recuperación de los servicios o funciones que éstos prestaban a los recursos naturales y a la sociedad. Esta reparación lleva aparejada la obligación de eliminar todo riesgo significativo de que se produzcan efectos negativos sobre la salud humana.

---

<sup>24</sup> Según la Directiva 2004/35/CE

Para reparar el daño causado sobre los distintos factores ambientales existen tres tipos de medidas:

1. Medidas de reparación primaria: es la opción más simple y consiste en que una vez producido el daño ambiental, se adopten una serie de medidas correctoras que consiguen recuperar el estado ambiental previo a dicho daño, volviendo al estado básico.
2. Medidas de reparación complementarias: se deben aplicar tras un daño irreversible en el cual es prácticamente imposible volver al estado básico. Estas medidas intentan remediar el daño causado creando recursos equivalentes a los dañados.
3. Medidas de reparación compensatorias: tienen por objeto compensar las pérdidas temporales de recursos naturales producidas como consecuencia de un daño ambiental irreversible, es decir, son aquellas medidas que se aplican durante el proceso de recuperación del factor ambiental afectado, de modo que compensan la disminución de recursos ocasionada desde que se produce el daño hasta que se llega a la situación final de reparación.

Aunque la Directiva finalmente no obliga a suscribir un seguro de responsabilidad medioambiental<sup>25</sup>, promueve el mantenimiento de un régimen voluntario para las garantías financieras, con lo que, manteniendo la voluntariedad de dichas garantías financieras, se pide a la Comisión el estudio y elaboración en seis años de un análisis sobre los mercados de este tipo de servicios o la presentación de la propuesta legislativa correspondiente. Con ello se intenta paliar el problema que supone la responsabilidad subsidiaria de la administración cuando el Estado debe hacerse cargo de la reparación de los daños en los que no se conoce al operador o éste es insolvente o no es responsable directo de acuerdo con la Directiva.

El plazo para incorporar la Directiva 2004/35/CE sobre responsabilidad ambiental en relación con la prevención y reparación de daños ambientales al derecho interno de cada país miembro de la Unión Europea, vence el 30 de abril de 2007.

---

<sup>25</sup> En un principio, la propuesta inicial de la Comisión era el establecimiento de un régimen obligatorio de garantías financieras que, junto con un fondo suficiente, podría garantizar en todas las circunstancias la disponibilidad de medios suficientes para reparar los daños

## 4.2. ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DEL RIESGO MEDIOAMBIENTAL

### 4.2.1. Conceptos generales y entidades implicadas

Para la evaluación del riesgo medioambiental, se deben conocer los siguientes conceptos:

- Accidente: suceso no previsto que genera consecuencias no deseadas.
- Análisis de riesgos: es la utilización sistemática de la información disponible para identificar los peligros y estimar los riesgos.
- Estimación del riesgo: proceso mediante el cual se determinan la frecuencia y la probabilidad de las consecuencias que pueden derivarse de la materialización de un peligro.
- Medida preventiva: toda medida adoptada en respuesta a un suceso, acto u omisión que haya supuesto una amenaza inminente de daño medioambiental, con objeto de impedir o reducir al máximo dicho daño.
- Medida reparadora: toda acción o conjunto de acciones, incluidas las medidas paliativas o provisionales, que tenga por objeto reparar, rehabilitar o reemplazar los recursos naturales y servicios dañados, o facilitar una alternativa equivalente a los mismos según lo previsto en el Anexo II de la Directiva 2004/35/CE.
- Peligro medioambiental: cualquier propiedad, condición o situación, de una sustancia o de un sistema (instalación, equipo, etc.), que pueda ocasionar daños.
- Proceso de evaluación de riesgos: proceso mediante el cual se obtiene la información necesaria para que una organización esté en condiciones de adoptar una decisión apropiada sobre la oportunidad de adoptar medidas preventivas y en tal caso, el tipo de medidas que deben adoptarse.
- Riesgo: combinación de la probabilidad o frecuencia de la realización de un determinado peligro y la magnitud de sus consecuencias.
- Riesgo medioambiental: caso particular del riesgo en el que se valora el peligro de causar daños al medio ambiente, o a las personas o a los bienes, como consecuencia del daño al medio ambiente.

El problema de la magnitud del daño o impacto ambiental es importante y se manifiesta ya en los procedimientos de Evaluación de Impacto Ambiental, ya que no

todas las alteraciones ambientales son susceptibles de ser medidas: lo son, por ejemplo, los daños por ocupación del suelo, o la intensidad del ruido; no lo son, sin embargo, los aspectos relacionados con la calidad de las cosas: daño por desaparición de especies, contaminación de una masa de agua, problemas asociados a los malos olores, etc. En este sentido cabe destacar el importante desarrollo de técnicas de análisis ambiental que tratan de solucionar estos problemas. Es el caso, entre otros, de la valoración contingente, la teoría de decisiones (Bennet et al. 2001), etc.

La Directiva 2004/35/CE sobre responsabilidad ambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales debe aplicarse, en cuanto a los daños medioambientales se refiere, a las actividades profesionales que presenten un riesgo para la salud humana o el medio ambiente.

Los riesgos ambientales están a menudo relacionados con altos niveles de gravedad en el accidente pero con bajas probabilidades de ocurrencia, además el agente responsable de un accidente no es la única víctima y el impacto causado por el accidente puede perdurar durante muchos años (Dionne et al. 2003).

De acuerdo con el principio de “quien contamina paga”, un operador que cause daños medioambientales o que amenace de forma inminente con causar tales daños debe sufragar, en principio, el coste de las medidas preventivas o reparadoras necesarias, de manera que se alcance un nivel óptimo de prevención, mediante el cual las posibles víctimas sean compensadas adecuadamente si ocurre la catástrofe (Boyer et al. 1997)

Los operadores deben sufragar los costes ocasionados por las medidas preventivas que hayan tenido que ser adoptadas en cualquier caso con vistas al cumplimiento de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas que regulen sus actividades, o de los términos de cualquier permiso o autorización.

En función de este riesgo potencial basan sus decisiones las compañías aseguradoras<sup>26</sup> (aceptación o no del riesgo y fijación en su caso de las condiciones de cobertura) realizando un análisis individualizado de los factores y circunstancias que influyen en la gravedad y la protección de los riesgos analizados.

---

<sup>26</sup> En España existe una agrupación denominada EL POOL ESPAÑOL DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES, que es una Agrupación de Interés Económico constituida en 1994 para administrar un convenio de correaseguro, para la suscripción conjunta de los riesgos medioambientales.

Asimismo, en la actualidad, todas las Administraciones Públicas con competencias en la concesión de autorizaciones en materia de medio ambiente, realizan, con mayor o menor profundidad y con un sistema más o menos complejo, algún tipo de comprobación de las características y las condiciones de prevención de determinadas actividades industriales que se consideran potencialmente contaminantes, constituyendo éste uno de los elementos necesarios para la toma de decisiones en cuanto a su autorización administrativa. Esta tarea se lleva a cabo mediante la inspección de la instalación, el análisis de la documentación pertinente o ambas.

Este procedimiento se viene aplicando sectorialmente a determinadas actividades industriales que tienen potencial incidencia en alguna de las áreas de protección (agua, atmósfera, residuos), pero con la entrada en vigor la Ley de Prevención y Control Integrados de la Contaminación<sup>27</sup>, la tutela y control por la Administración Medioambiental deberá ejercerse sobre un abanico de actividades amplio y de forma integrada, situación en la que deberá utilizarse un sistema de evaluación del riesgo ambiental también integrado y sistemático. Entre estas actividades se encuentran los vertederos y las instalaciones de gestión y eliminación de residuos.

La evaluación del riesgo medioambiental es útil también para otras entidades privadas interesadas; pueden contarse entre ellas:

- El cliente con el que la empresa mantiene un contrato de suministro con vocación de permanencia.
- El potencial inversor, que ha de considerar el riesgo medioambiental de la empresa en la que invierte como uno de los riesgos importantes a los que está sujeta su inversión.
- La entidad financiera que analiza la concesión de un crédito.
- La propia industria cuyo riesgo se evalúa, para llevar a cabo su labor de gerencia de riesgos, necesita una herramienta objetiva de identificación y evaluación del riesgo medioambiental.

---

<sup>27</sup> Ley 16/2004

Sin embargo, los criterios de evaluación no están en la actualidad unificados, siendo diversos entre sí los de las distintas Administraciones Públicas y éstos en relación con los utilizados por las entidades aseguradoras y financieras, por ejemplo. El resultado es que la tarea de evaluar una misma instalación ha de repetirse una y otra vez por los distintos interesados y, como consecuencia de la utilización de criterios diferentes, suele llegarse a resultados no coincidentes (de Heras. 2005).

#### ***4.2.2. Objetivos de la evaluación del riesgo medioambiental***

La Evaluación del riesgo medioambiental tiene como objetivos principales, por una parte identificar los peligros de generar o sufrir un accidente que cause contaminación y por otra parte evaluar los riesgos consecuentes y las medidas implantadas para evitar su ocurrencia o minimizar sus consecuencias y como objetivo complementario, proponer las mejoras pertinentes para la reducción de los riesgos evaluados.

#### ***4.2.3. Distintas metodologías de evaluación del riesgo ambiental***

Para determinar y cuantificar el riesgo medioambiental se considerará el carácter ordinario o extraordinario, la posible periodicidad o frecuencia del acontecimiento o siniestro y las dimensiones del daño medioambiental en cada supuesto concreto (Dopazo. 2002). No obstante, a modo de evaluación comparativa, se analizan a continuación las metodologías de valoración del riesgo de la Agencia Medioambiental de Estados Unidos (U.S. EPA), la Organización Mundial de la Salud (WHO), la Agencia de Investigación y Protección Medioambiental de Nueva Zelanda (LCR) y la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).

##### **4.2.3.1. El caso de la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU**

La ERA, *Ecological Risk Assessment*, planteada por la Agencia de Protección Ambiental (U.S. EPA) de Estados Unidos tiene, como principal objetivo en esta materia, determinar cualitativa o cuantitativamente los efectos actuales o potenciales que la exposición de una sustancia contaminante tendría en el medio ambiente (U.S.EPA. 1995; U.S.EPA. 1997). Para la valoración del riesgo la ERA incluye tres fases:



1. Formulación del problema: Sienta los fundamentos sobre los que se va a basar la evaluación del riesgo, planteando objetivos, estableciendo metas, preparando el modelo conceptual y desarrollando el análisis del plan.
2. Análisis: supone la caracterización de la exposición y de los efectos o impactos ecológicos, en función de los niveles de contaminante y los umbrales de daño.
3. Caracterización del riesgo: se estiman los riesgos ecológicos en función de las incertidumbres y los niveles de confianza que, a su vez son función de la probabilidad de ocurrencia.

La U.S. EPA publicó en 1998 un documento titulado Directrices para la evaluación del riesgo ambiental<sup>28</sup> que, aunque no tenían carácter normativo, representaban unas pautas generales para el personal técnico.

#### 4.2.3.2. El caso de la Organización Mundial de la Salud

La Organización Mundial de la Salud en su Programa de Evaluación Integrada del Riesgo Sanitario y Medioambiental, promueve la integración de los riesgos a la salud humana y al medio ambiente en una sola evaluación (Suter et al. 2001; Suter et al. 2005; WHO. 2001). El procedimiento de evaluación del riesgo es similar al adoptado por la U.S. EPA y queda representado en la Figura 4.1.

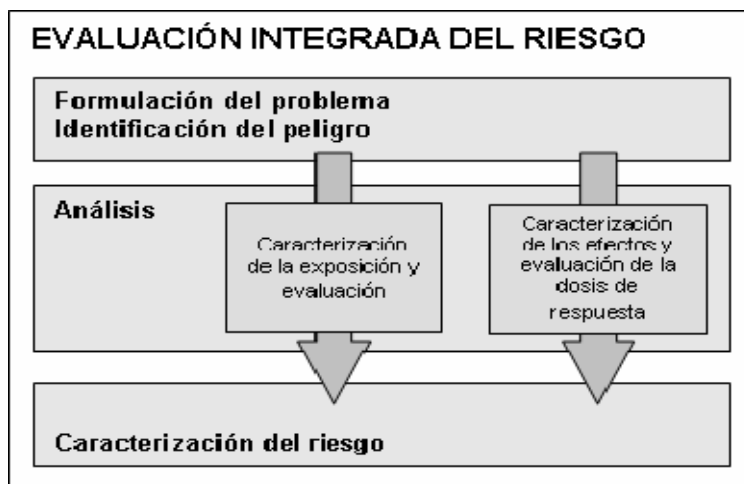


Figura 4.1: Esquema representativo de la evaluación integrada del riesgo sobre la salud humana y el medio ambiente. Fuente: adaptado de Suter et al. 2001.

De esta forma, dentro del proceso de evaluación quedan incluidos todos los agentes implicados relevantes para la toma de decisiones, todas las rutas de

<sup>28</sup> Guidelines for Ecological Risk Assessment (EPA/630/R-95/002F, April 1998)

exposición, todos los límites de tolerancia del contaminante, todos los posibles receptores de la contaminación, todas las escalas (tiempo, lugar, espacio, estado fenológico o mecanismos), todos los ciclos de vida, todas las alternativas de gestión y todos los procesos sociales y económicos.

#### 4.2.3.3. El caso de Nueva Zelanda

En otros países como Nueva Zelanda, la evaluación del riesgo ambiental se fundamenta en realizar los pasos representados en la Figura 4.2. (LCR. 2003):

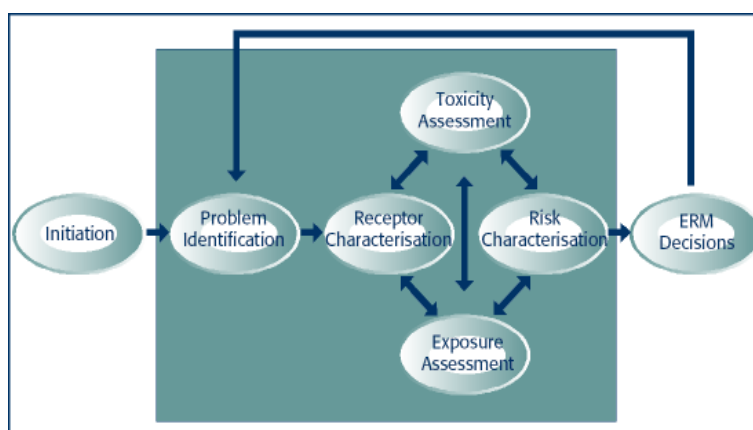


Figura 4.2: Directrices para la Evaluación del riesgo ambiental en Nueva Zelanda. Fuente: LCR, 2003

Estos pasos se desarrollan de la manera siguiente:

1. Enfoque general del problema; identificando, caracterizando y clasificando la zona de riesgo y estableciendo las prioridades en cuanto a los factores ambientales que pueden sufrir impacto.
2. Identificar el problema y fijar unos objetivos a cumplir dependiendo de las características de la zona y del nivel de prevención del riesgo mantenido hasta ese momento.
3. Caracterizar los posibles receptores del impacto, es decir, conocer cuales son los factores ambientales que van a sufrir impacto, de qué forma y en qué medida, entendiendo como receptor cualquier especie vegetal o animal que sea potencialmente afectada por un contaminante. La magnitud del impacto dependerá de la sensibilidad, de la visibilidad y de la escala.
4. Por una parte se debe valorar la toxicidad del contaminante, conociendo qué efectos puede generar sobre los factores ambientales y en qué concentración y

por otra parte saber cual es la cantidad y concentración de contaminante que se va a liberar.

5. Caracterización del riesgo. Se debe tener respuesta a las siguientes preguntas:  
¿Qué contaminante se ha liberado? ¿Cual va a ser el medio de propagación?  
¿Cuáles son los receptores potenciales? ¿Qué cantidad de contaminante se va a liberar, y en qué concentración? ¿Qué efectos se van a producir?
6. Toma de decisiones de gestión del riesgo en función de la probabilidad de que el accidente cause efectos adversos sobre el medio ambiente.

#### **4.2.3.4. El caso de España**

Por su parte, la Asociación Española de Normalización y Certificación, AENOR, en junio de 2000 desarrolló un sistema de evaluación del riesgo (Norma UNE 150008-EX de Análisis y evaluación del riesgo medioambiental) mediante el que se pretendía suministrar la información necesaria para lograr que las labores de control de riesgos medioambientales fueran compatibles con un sistema de evaluación unificado y asumible por todas las entidades públicas y privadas.

#### ***4.2.4. La norma UNE 150008 EX de Evaluación del riesgo medioambiental***

En el ámbito de la gestión ambiental, existen instrumentos utilizables por las empresas mediante los cuales se adquieren compromisos en relación con el uso de métodos aceptables desde el punto de vista medioambiental. Para ello, en todos los procedimientos de gestión de la empresa, debe existir un programa continuo de mejora. Dichos instrumentos, con reconocimiento legal en el Reglamento (CEE) N°. 1836/93 del Consejo relativo a un Sistema de Gestión y Auditoría Medioambientales (EMAS) y que también pueden homologarse y certificarse mediante los sistemas de certificación del grupo ISO 14000 y del propio EMAS, no suministran necesariamente la información sobre las fuentes de peligro ni evalúa la intensidad o importancia del riesgo que genera una instalación.

Este será un aspecto en el que los consultores que llevan a cabo la ecoauditoría orientada a implantar un Sistema de Gestión Medioambiental pondrán atención genérica y en relación con el cual harán recomendaciones al interesado para mejorar el control, de acuerdo con los criterios que les dicte su experiencia pero, en esta

materia, no existen métodos que establezcan principios generales para la identificación pormenorizada y evaluación de riesgos medioambientales.

Partiendo del reconocimiento de la actual situación de carencia antes comentada, el Pool Español de Riesgos Medioambientales propuso en su día a la entidad española de normalización AENOR la organización de un foro de trabajo, compuesto por profesionales de diversos sectores interesados y por representantes de las Administraciones Públicas, para confeccionar una Norma Española para la Evaluación del Riesgo Ambiental de las instalaciones en las que se desarrollen actividades empresariales. Esta norma iría dirigida principalmente a las industrias y aquellas empresas de servicios que generen algún riesgo para el medio ambiente. La norma ha sido concluida y publicada con la referencia UNE-150008-EX, con carácter experimental.

La evaluación del riesgo, a nivel generico, se ha estructurado en las siguientes etapas, cada una de las cuales cuenta con las correspondientes herramientas (PERM. 2005; U.S.EPA. 1995; U.S.EPA. 1997):

1. Información previa, a facilitar por el responsable de la actividad a evaluar: El usuario o el experto que vaya a realizar la inspección, podrá solicitar al titular de la instalación a evaluar una información previa que le servirá para preparar la inspección, previendo la extensión necesaria y los puntos de interés. Existen distintos modelos de cuestionarios de solicitud para las instalaciones industriales más características y uno general para aquellas instalaciones para las que no hay previsto un cuestionario específico. Hay un modelo específico para el caso de los vertederos controlados, centros de depósito permanente de residuos, inertes, urbanos o industriales, incluso aquellos que cuentan con secciones de recuperación de residuos.
2. Inspección "in situ": la inspección habrá sido preparada conforme a la información suministrada por el responsable de la instalación. El objetivo de la inspección es doble:
  - La verificación, a partir de la observación visual efectuada en la visita, de la calidad de la información suministrada por el responsable de la instalación,

a fin de completar y corregir mediante observaciones aquellos aspectos que puedan ser relevantes en relación con la generación de peligros.

- La identificación de peligros y escenarios de accidente

3. Emisión del informe de evaluación: este informe será la herramienta que utilicen los interesados en el análisis de la evaluación, por lo que contendrá la información necesaria para la identificación de peligros y escenarios de accidente. A partir de su análisis, el asegurador puede decidir las condiciones de aseguramiento, la Administración pública el otorgamiento de licencia, etc. El informe constará de cuatro elementos:

- Documento de información suministrada por el responsable de la instalación, que sirvió de base para la inspección, una vez corregido con las observaciones del evaluador, adjuntándose a él, en su caso, la información facilitada por dicho responsable.
- Informe descriptivo de las instalaciones con los aspectos con relevancia ambiental que el inspector haya detectado.
- Enumeración y descripción de los peligros y escenarios de accidente identificados y estimación de los riesgos
- Como complemento de la identificación y valoración de peligros/escenarios, el informe incluirá una serie de recomendaciones para la reducción del riesgo estimado.

Sin embargo, en la aplicación de la norma UNE 150008 EX a las balsas de lixiviados, se pueden encontrar algunas carencias que se citan a continuación:

- No se tiene en cuenta la dirección en la que se produce el impacto, por ejemplo en caso de formación de una brecha en el dique de la balsa de lixiviados, el líquido contenido se vertería al exterior, siguiendo la línea de máxima pendiente (cauce receptor), con lo cual el principal impacto provocado sobre el entorno se limitaría al producido en el cauce receptor. Los factores ambientales situados aguas arriba del cauce, no se verían afectados.
- No se contempla la distancia a la cual están situados los factores ambientales, es decir cuando se forma la brecha y se vierte el líquido, se formaría una avalancha de lixiviados que avanzaría cauce abajo hasta su total atenuación, por

lo que el impacto potencial corresponde a las zonas incluidas en esa pluma contaminante formada por la avalancha es decir, la zona inundada.

- Se debe considerar el volumen que llegue hasta una zona concreta, ya que además del poder contaminante del líquido, en función del volumen de líquido que llegue hasta una zona determinada, el impacto puede ser mayor o menor.
- Es muy complicado establecer probabilidades de rotura en este tipo de construcciones debido a que la ocurrencia de fallo depende de multitud de factores además de que la asignación de una probabilidad tiene un cierto carácter subjetivo.
- A la hora de plantear escenarios, para el caso de balsas de lixiviados sólo se puede contemplar un escenario basado en la rotura del dique.
- El resultado de la evaluación del riesgo está basado en una valoración cualitativa y genérica del riesgo medioambiental, sin tener en cuenta el impacto concreto que se podría producir sobre cada uno de los factores ambientales existentes.
- No se tiene en cuenta el riesgo indirecto. Aunque en la zona de ubicación de la balsa no existan determinados factores ambientales (p.ej. acuíferos), es posible que a una distancia concreta, donde puede llegar la avalancha, sí que existan, o que varíen las condiciones de permeabilidad del suelo y se produzcan filtraciones, o que exista un cauce fluvial, o que sea el hábitat de un endemismo vegetal sensible a los lixiviados.

### 4.3. ESQUEMA PROPUESTO DE LA METODOLOGÍA DE LA EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL

A partir de las carencias o debilidades de la norma UNE, se ha visto la necesidad de ampliar el sistema de evaluación del riesgo medioambiental para que pueda ser aplicado a las balsas de lixiviados. Se considera necesaria la aplicación de una metodología alternativa la cual permita que, a partir de la rotura del dique de una balsa, se pueda estimar la superficie afectada por una avalancha de lixiviados y las consecuencias que se producirían sobre los factores medioambientales ubicados en esa superficie. Esta metodología permitiría valorar el riesgo medioambiental sin tener que buscar datos históricos de accidentes bastante escasos, ni escenarios subjetivos y ambiguos (Figura 4.3).

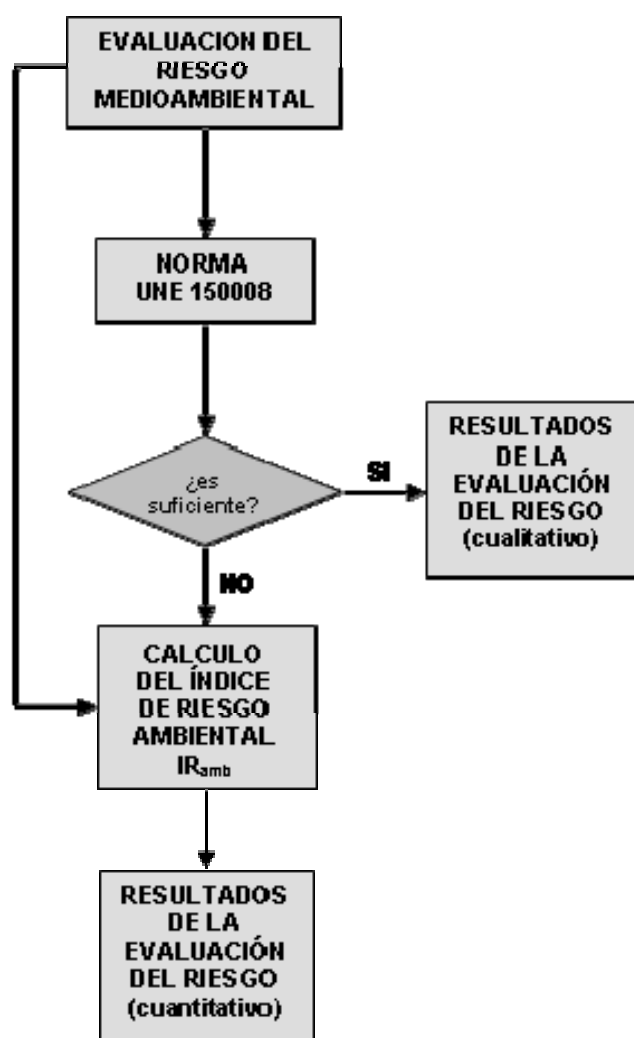


Figura 4.3: Proceso iterativo para evaluar el riesgo medioambiental.

A la hora de realizar la evaluación del riesgo medioambiental en una balsa de lixiviados, se puede recurrir, o bien a la norma UNE 150008 EX, mediante la cual se aplica un modelo genérico de evaluación del riesgo y se obtienen datos cualitativos de riesgo medioambiental, o bien elegir una metodología alternativa en la que se calcula un índice de riesgo que proporciona un valor cuantitativo del riesgo medioambiental, al cual se le denomina Índice de Riesgo ambiental ( $IR_{amb}$ ).

No obstante, se podría también realizar una primera valoración cualitativa mediante la norma UNE y si el resultado no resulta concluyente o si la resolución se plantea complicada, aplicar la metodología del Índice de Riesgo ambiental como sistema más exhaustivo de evaluación del riesgo. La segunda metodología, propuesta en esta Tesis, utiliza valores objetivos y cuantitativos fáciles de obtener y de calcular por el técnico responsable de la instalación.

Estos valores están fundamentados en las características geométricas y constructivas de la balsa de lixiviados, en el poder contaminante del lixiviado, en las características del cauce preferente y en el entorno medioambiental circundante potencialmente afectado. Los valores obtenidos se miden en unidades inconmensurables entre sí, por lo que es necesario pasarlos a unidades homogéneas con las que se pueda operar entre ellas. La combinación de todos estos datos proporcionaría el valor del Índice de Riesgo ambiental.

Aunque el índice de riesgo se ha elaborado pensando en balsas de lixiviados de vertederos, la polivalencia de esta metodología le permite ser aplicada a todo tipo de balsas de tierra que puedan contener líquidos contaminantes, incluyendo las pertenecientes a plantas de compostaje, a estaciones depuradoras, etc.

A continuación, en el epígrafe 4.4. y 4.5 se desarrollan las dos opciones posibles.



#### 4.4. ADAPTACIÓN DE LA EVALUACIÓN DEL RIESGO MEDIOAMBIENTAL A LAS BALSAS DE LIXIVIADOS SEGÚN LA NORMA UNE 150008 EX

Según la norma UNE 150008 EX, se plantea una metodología de evaluación del riesgo medioambiental para las instalaciones que pueden provocar daños medioambientales. Las balsas de lixiviados, debido al poder contaminante del líquido que contienen, se pueden incluir en este tipo de instalaciones.

##### 4.4.1. Esquema general del mecanismo de evaluación

Según la Norma UNE 150008 EX de Análisis y evaluación del riesgo medioambiental (AENOR. 2000), el resultado de la evaluación de riesgos sirve para, además de estimar el riesgo, hacer un inventario de acciones que permita a la empresa diseñar, mantener o mejorar las medidas de control de riesgos. El proceso iterativo para evaluar el riesgo se representa en el siguiente diagrama de flujo:

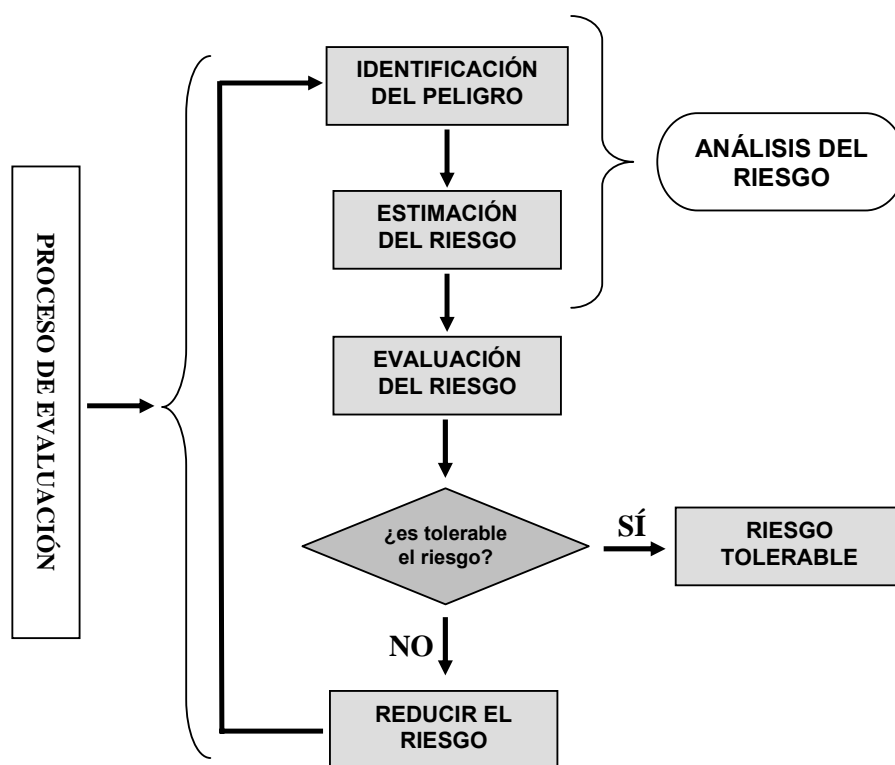


Figura 4.4: Proceso iterativo para evaluar el riesgo medioambiental. Fuente: (AENOR. 2000)

Cada una de las etapas descritas en la figura 4.4, tiene un método de desarrollo específico que, a su vez está comprendido por diversas acciones. El personal técnico responsable de la instalación será el encargado de realizar la evaluación del riesgo

medioambiental siguiendo los anteriores pasos. Las etapas descritas se desarrollan a continuación.

#### ***4.4.2. Identificación de peligros medioambientales***

Se entiende por identificación de peligro a aquel proceso mediante el cual se reconoce la existencia de un peligro y se definen sus características.

Los peligros medioambientales de una instalación de eliminación de residuos en general y de una balsa de lixiviados en particular están relacionados tanto con las características constructivas, actividades, procesos y sustancias peligrosas generados en ellos (considerando sus efectos directos e indirectos a corto, medio y largo plazo) como con las características y factores medioambientales existentes en el entorno donde se desarrollen las actividades. Así mismo la magnitud del peligro está íntimamente relacionada con la morfología del cauce receptor.

Mediante la norma UNE 150008 EX se identifican las fuentes generales de peligro de manera genérica para cualquier actividad potencialmente peligrosa. La aplicación de la norma UNE a las balsas de lixiviados está basada en la experiencia adquirida durante muchos años por los miembros del grupo de investigación de Infraestructuras de Uso Rural y Agroalimentario del Departamento de Ingeniería Rural y Agroalimentaria de la Universidad Politécnica de Valencia, cuyas investigaciones se han centrado en la seguridad estructural de las balsas de materiales sueltos para riego impermeabilizadas con geomembrana, muy similares por sus métodos constructivos a las balsas de lixiviados que se estudian en esta tesis. En cuanto a las balsas de lixiviados cabe decir que, aunque su capacidad suele ser bastante menor, cuentan con un peligro añadido que es el de la toxicidad y poder contaminante del líquido contenido.

La representación esquemática del proceso de identificación de peligros medioambientales se representa, de forma resumida en la Figura 4.5.

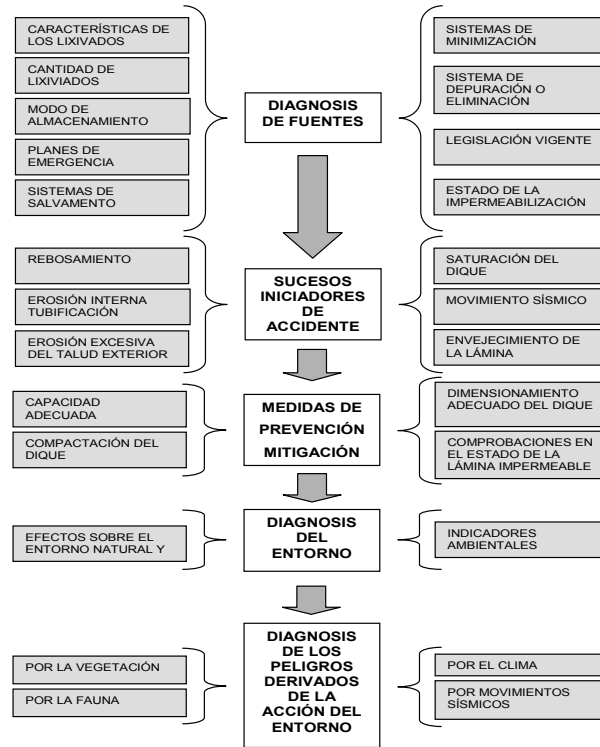


Figura 4.5. Esquema resumen de la identificación de peligros medioambientales como proceso de la evaluación del riesgo medioambiental.

1. *Diagnosis de las fuentes de peligro*

Diagnosticar las fuentes de peligro consiste en enumerar y analizar cuales pueden ser los parámetros que caractericen el peligro. Se representa esquemáticamente en la Figura 4.6:

<b>(1) DIAGNOSIS DE FUENTES</b>	
CARACTERÍSTICAS CONTAMINANTES DE LOS LIXIVIADOS Y VOLUMEN GENERADO	REGISTROS PERIÓDICOS
MODO DE ALMACENAMIENTO DE LOS LIXIVIADOS	CONTROL DEL VOLUMEN DE LIQUIDO ALMACENADO
PLANES DE EMERGENCIA	PROTOCOLOS DE ACTUACIÓN ACTUALIZADOS
MEDIDAS DE MINIMIZACIÓN DE LIXIVIADOS	CANALES DE EVACUACIÓN DE AGUAS DE ESCORRENTIA EXTERIORES A LA Balsa
PLANTA DEPURADORA DE LIXIVIADOS, SI EXISTE	CONTROLES PERIÓDICOS DE LOS EFLUENTES
CUMPLIMIENTO DE LA LEGISLACIÓN VIGENTE	NORMATIVA ACTUALIZADA
ESTADO DE LA IMPERMEABILIZACIÓN DEL VASO	CONTROLES DE FUGAS
SISTEMAS DE SALVAMENTO	PRUEBAS DE EFICACIA Y ESTADO DE USO

Figura 4.6: Tabla resumen de las diagnosis de las fuentes de peligro.

- Las características y la composición de los lixiviados pueden variar enormemente de unas instalaciones a otras en función de los residuos de los que provengan, de las precipitaciones, de la edad de los residuos y de muchos otros factores. En todo caso son líquidos muy contaminantes con una alta carga orgánica y, en algunos casos, con elevadas proporciones de metales pesados que pueden contaminar el suelo, las aguas superficiales y, si se filtran en el suelo, las aguas subterráneas. Debe existir un registro sobre las cantidades generadas y almacenadas y sobre la composición química y biológica de estos líquidos. Otra característica negativa es el de los olores que desprenden.
- El almacenamiento de los lixiviados en las balsas, no deben ocasionar impactos medioambientales significativos en situación de operación normal con excepción de los olores, sin embargo en caso de accidente, ya sea por filtración, fuga, rebosamiento o rotura en el dique de la balsa de lixiviados se produciría un vertido de líquidos muy contaminantes. Se tendrá especial cuidado en no rebasar el volumen máximo aconsejable de líquido dejando siempre un resguardo entre la máxima altura de líquido y la coronación de la balsa.
- El desconocimiento por parte de los trabajadores de los planes de emergencia; se debe comprobar la existencia de un protocolo de actuación en caso de accidente y que el personal encargado de la instalación lo conozca, lo entienda y lo sepa aplicar.
- Se deben comprobar las medidas para la minimización de lixiviados, esto es verificar la existencia de un canal de evacuación de aguas de escorrentía exteriores a la superficie de la instalación de eliminación de residuos.
- En el caso de que exista una planta depuradora de lixiviados y que el líquido resultante sea vertido a cauce público, se comprobará el correcto funcionamiento del proceso de depuración y que los puntos de vertido al exterior están perfectamente definidos y conformes a la autorización de vertido correspondiente.
- Se debe comprobar el grado de cumplimiento de la legislación aplicable a vertederos y al almacenamiento de sustancias peligrosas, sobre todo en lo relativo a medidas de control de aguas subterráneas y superficiales para

vigilar posibles filtraciones. Así mismo se debe comprobar si existe un libro de registro actualizado.

- Se deben tener en cuenta las situaciones en las que se pudiera producir contaminación del suelo, sobre todo en el correcto mantenimiento de la red de evacuación de lixiviados del vertedero y en la adecuada impermeabilización del vaso tanto del vertedero como de la balsa de lixiviados. En caso de fuga accidental se indicará la naturaleza y distribución de la misma.
- Sobre los servicios auxiliares: se comprobará periódicamente el buen estado de los sistemas de salvamento en las balsas, de que el canal para desviar las aguas exteriores de escorrentía funcione correctamente, que los sistemas de detección de fugas, en caso de que los hubiera, cumplan su cometido y de que la lámina impermeable se encuentre en buen estado sin perforamientos ni desgarros.

2. *Listado de sucesos iniciadores de accidente*

Consiste en enumerar las principales causas que pueden propiciar un accidente. Se representa gráficamente mediante la Figura 4.7:

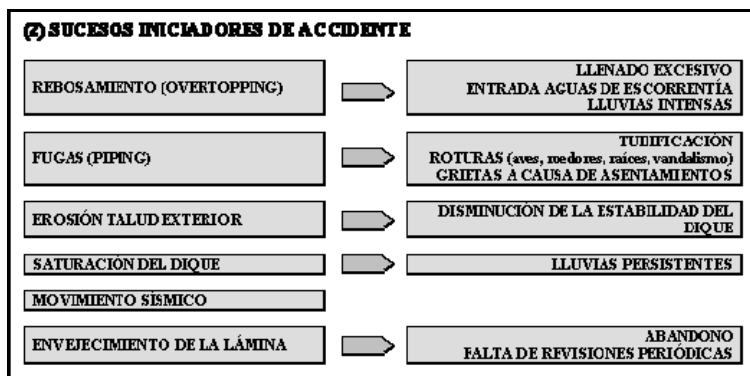


Figura 4.7: tabla resumen de los sucesos iniciadores de accidente.

- Por rebosamiento de la balsa (overtopping); debido a lluvias intensas, sobre todo en el caso de que la balsa recoja el agua caída sobre una superficie mayor que el vaso de la balsa. Este supuesto es menos improbable en balsas de lixiviados de plantas de compostaje ya que suelen recoger el agua de las eras de maduración del compost.

- Por la aparición de un poro por fallo en la soldadura de la geomembrana, por punzonamiento o por rotura debida a diversos factores (aves, roedores, actos vandálicos, etc.), se puede crear una vía preferente de salida de líquido a través del dique y la consiguiente tubificación (piping), la cual podría causar la rotura del talud.
- Por la erosión continuada del talud exterior, se puede perder material y disminuir la estabilidad del dique. Esto es más probable en balsas en fase de abandono que no se han vaciado y en balsas cuyo dique no se ha construido siguiendo la normativa de compactación<sup>29</sup>. También puede influir la ausencia de medidas de revegetación del talud.
- Por saturación del dique tras lluvias persistentes, disminuye la cohesión del material y aumenta la presión intersticial, con lo que disminuye el factor de seguridad del talud y, por consiguiente, disminuye también su estabilidad, pudiendo ocurrir un deslizamiento.
- Por movimiento sísmico.
- Por envejecimiento de la lámina. Las geomembranas tienen una vida útil de unos 20 – 30 años según el material y las condiciones externas por lo que, si transcurrido este tiempo no se sustituye, pueden aparecer poros, desgarros u otros problemas que causarían una salida de líquido.

### 3. Medidas de prevención/mitigación

Consiste en las medidas aplicadas para minimizar la probabilidad de ocurrencia del suceso. Se representa gráficamente mediante la Figura 4.8:

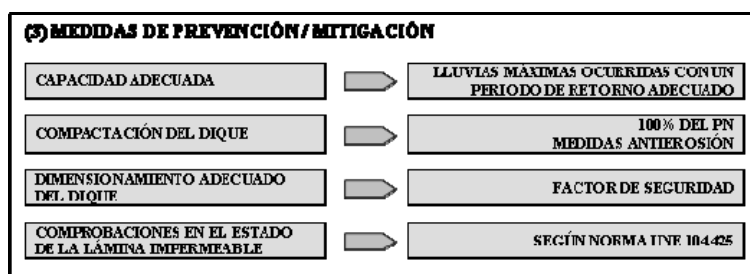


Figura 4.8: tabla resumen de las medidas de prevención/mitigación.

<sup>29</sup> Ensayo de compactación Próctor Normal: norma UNE 103500:1994. Ensayo de compactación Próctor Modificado: norma UNE 103501:1994

- La legislación consultada<sup>30</sup>, obliga a que la capacidad de la balsa de lixiviados debe ser, al menos la correspondiente al doble del agua recogida por las precipitaciones máximas ocurridas en 24 horas con un periodo de retorno de 100 años. Aunque esto se cumple en la mayoría de balsas para vertederos, no es así en las balsas de plantas de compostaje, ya que estas recogen toda el agua recogida por las eras de compostaje (Figura 4.9). Las medidas preventivas se basan en un correcto dimensionado de las balsas.



Figura 4.9: Ortofotografía aérea de una planta de compostaje, un vertedero antiguo y un vertedero en uso con sus correspondientes balsas de lixiviados. Fuente: SIGPAC. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

- En la fase de construcción de los diques, se deberá comprobar que la compactación del material se realiza según la norma<sup>8</sup>. Para evitar o disminuir la erosión del talud exterior es aconsejable plantar especies herbáceas y/o arbustivas. No es recomendable plantar especies arbóreas ya que estas, en estado adulto, pueden llegar a dañar la lámina impermeable con sus raíces.
- El talud debe ser diseñado bajo criterios de talud saturado ya que en caso de peligro inminente de deslizamiento no es posible un desembalse rápido con vertido al exterior. En caso contrario deberá existir un plan de vaciado rápido por medio de recirculación a la masa de residuos o de

<sup>30</sup> consultar Capítulo 2.

extracción mediante una batería de camiones cuba. El talud debe haber sido dimensionado bajo criterios de sismo<sup>31</sup>, adoptando el coeficiente sísmico de la zona donde está ubicada la explotación.

- La aparición de poros por defectos en la soldadura se previene realizando una correcta comprobación del sellado entre las láminas tal y como se recomienda por la norma UNE al respecto<sup>32</sup>. Los punzonamientos o desgarros se previenen por medio de herbicidas, rodenticidas y avicidas adecuados. La presencia de una valla perimetral a una distancia considerable del borde de la balsa, evitaría los actos vandálicos. En el caso de que la presencia de estos factores sea inevitable, se puede instalar, en el momento de la construcción un sistema de drenaje basado en una capa drenante entre la lámina impermeable y el suelo y unas tuberías conectadas con un pozo de registro. De este modo si hubiese una pérdida de líquido por rotura de la lámina, este circularía por el sistema de drenaje hasta las tuberías, que lo conducirían hasta el pozo de registro donde sería detectado. Evidentemente deberá existir personal encargado de vigilar este pozo de registro. El estado de la geomembrana se revisará periódicamente por personal técnico adecuado y, en cualquier caso antes de 30 años, la lámina será sustituida por una nueva. Existirá un plan de vaciado rápido para el caso de peligro inminente de rotura, fuga o rebosamiento. Este vaciado rápido se realizará mediante la recirculación de lixiviados a la masa de residuos o por camiones cuba, no obstante, por la complicación que presentan estas medidas de emergencia, la mejor forma de evitar accidentes es la prevención.

#### 4. *Diagnosis del entorno*

Consiste en un conocimiento y análisis exhaustivo del medio receptor, es decir del entorno medioambiental que rodea la balsa de lixiviado. Se representa gráficamente mediante la Figura 4.10:

---

<sup>31</sup> Real Decreto 997/2002. Norma de construcción sismorresistente: NCSR-02.

<sup>32</sup> Norma UNE 104300, UNE 104421, UNE 104481:1994



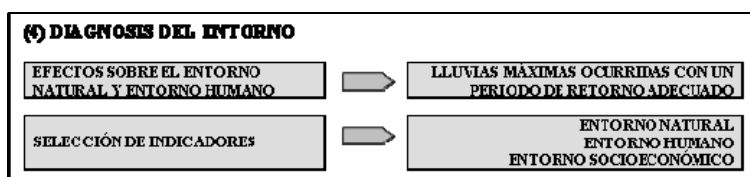


Figura 4.10: tabla resumen de la diagnosis del entorno.

- Entorno humano y entorno socioeconómico que podría resultar afectado en caso de accidente.
- Para conocer la existencia de un efecto sobre el medio ambiente, es conveniente recurrir a indicadores, los cuales van a aportar información sobre el estado previo y el estado posterior al accidente. Estos indicadores deberán ser seleccionados entre las características de los factores ambientales que puedan ser afectados por el lixiviado, los cuales se especifican a continuación:
  - Indicadores del medio natural: aire (fundamentalmente por olores y emisión de biogás), aguas superficiales (en caso de que el flujo de lixiviados alcance un cauce fluvial, un lago o el mar causará mayor o menor daño en función de la calidad ambiental del medio receptor), aguas subterráneas (en caso de que el flujo se infiltre en el terreno y llegue hasta un acuífero), suelo (por contaminación), fauna silvestre (en caso de que existan animales silvestres que se alimenten de vegetales con sustancias tóxicas o de que beban agua contaminada por lixiviados o beban en charcos formados por el flujo de lixiviados, el impacto será mayor cuanto mayor poder contaminante tengan los lixiviados y cuanto mayor sea el grado de protección de las especies animales), fauna doméstica (en caso de que el lixiviado vertido llegue hasta zonas de pasto o de abrevadero natural del ganado), flora (en caso de que se afecten a especies protegidas. El daño será mayor cuanto mayor sea la sensibilidad de los vegetales a estos líquidos), paisaje (en caso de que la superficie afectada por el vertido sea importante puede llegar a causar un impacto visual considerable), espacios naturales protegidos (en caso de que el flujo llegue a ellos. El daño será mayor cuanto mayor sea la sensibilidad del medio a los lixiviados).

- Indicadores del entorno humano: salud pública (en caso de que se afecte a una zona de captación de agua para consumo humano), zonas recreativas, zonas de baño, zonas de acampada (en caso de que el flujo de lixiviados y sus consecuencias lleguen a dejar inutilizable estas zonas), zonas de pesca deportiva, zonas agrícolas (en caso de que el lixiviado pueda afectar negativamente la capacidad agrológica del suelo)
- Indicadores del entorno socioeconómico: agricultura (en caso de que el lixiviado afecte negativamente los cultivos), silvicultura (en caso de que el lixiviado afecte negativamente la masa forestal), pesca (en caso de que el lixiviado llega a una zona de interés pesquero y produzca un efecto negativo, ya sea una piscifactoría o una masa de agua), infraestructuras (en caso de que el caudal afecte de forma parcial o total, temporal o permanente infraestructuras como vías pecuarias, tendidos eléctricos, conducciones de gas, suministro de agua potable, red de aguas residuales, telecomunicaciones, sistemas de depuración de aguas, carreteras), patrimonio histórico y cultural (monumentos, yacimientos prehistóricos, yacimientos históricos, lugares de interés geológico)

5. *Diagnosis de los peligros derivados de la acción del entorno sobre la balsa de lixiviados*

Identificar los peligros que el entorno genera en la balsa. Se representa gráficamente mediante la Figura 4.11:

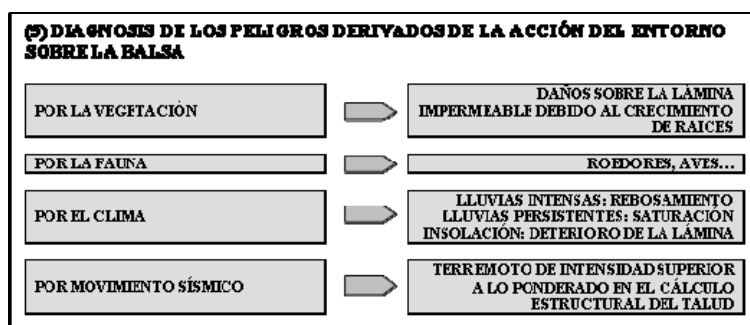


Figura 4.11: tabla resumen de los peligros derivados de la acción del entorno sobre la balsa de lixiviados.

- Los principales peligros para las balsas de lixiviados por influencia del entorno son los peligros naturales sobre todo movimientos sísmicos, riadas e inundaciones (en caso de que la balsa esté en una zona inundable). Para disminuir el riesgo es necesario elegir ubicaciones fuera de zonas inundables con un periodo de retorno aceptable y dimensionar la balsa bajo el supuesto de sismo. Este punto es redundante con respecto al punto 2.

#### 4.4.3. Estimación del riesgo medioambiental

Una vez identificadas todas las fuentes potenciales de peligro, se deben estimar probabilidades o frecuencias de ocurrencia que, asociadas a las características del entorno y a las consecuencias que sobre él produzcan, permitan realizar la estimación del riesgo medioambiental de cada suceso iniciador y finalmente de la instalación de lixiviados en su conjunto, tal y como se representa en la Figura 4.12.

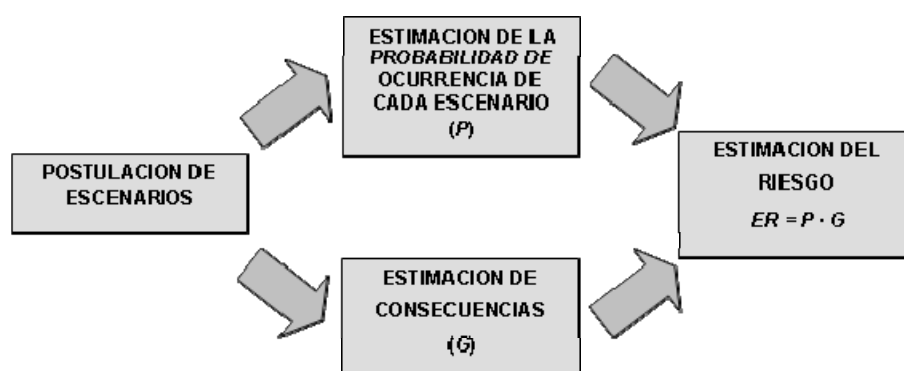


Figura 4.12. Esquema resumen de la estimación del riesgo como proceso de la evaluación del riesgo medioambiental. Fuente: elaboración propia a partir de UNE 150005 EX.

La estimación del riesgo debe estar propiciada por un proceso dotado de la mayor objetividad posible y estará realizada y supervisada por personal técnico de la instalación o por un grupo de expertos en el tema de análisis de riesgos. El análisis del riesgo implica un análisis detallado, un juicio de valor y la conclusión o toma de postura consiguiente. El proceso metodológico para realizar la estimación del riesgo medioambiental consiste en los siguientes pasos:

- *Postulación de escenarios*

Consiste en la identificación de los posibles escenarios de accidente que se deriven de cada suceso iniciador. Aunque estos sucesos iniciadores de

accidente, según estudio realizados sobre balsas de materiales sueltos impermeabilizadas con geomembrana sean diferentes (lluvias intensas y rebosamiento, filtración y formación de la vía preferente de fuga del lixiviado, etc.) las consecuencias serían semejantes, es decir, se provocaría la rotura del dique y una avalancha de lixiviados que buscaría un cauce preferente de máxima pendiente. La diferencia entre unos sucesos iniciadores y otros radica en la rapidez con la que se formaría la brecha en el dique por lo tanto, el consiguiente caudal máximo de descarga. Este aspecto se desarrollará más exhaustivamente en el Anexo VIII.

▪ *Estimación de la probabilidad/frecuencia de ocurrencia de cada escenario*

Una vez que se han identificado los sucesos iniciadores de accidente se les asigna una frecuencia o probabilidad de ocurrencia de fallo. Los criterios de probabilidad según la norma UNE 150008 EX se resumen en la Tabla 4.6:

FRECUENCIA	PROBABILIDAD	VALOR
Más de una vez al mes	Muy probable	5
Entre una vez al mes y una vez al año	Altamente probable	4
Entre una vez al año y una vez cada 10 años	Probable	3
Entre una vez cada 10 años y una vez cada 50 años	Posible	2
Menos de una vez cada 50 años	Improbable	1

Tabla 4.6. Frecuencia/probabilidad de ocurrencia de un escenario. Fuente: AENOR, 2000

Para asignar las frecuencias de los peligros identificados se puede recurrir a instrumentos diversos tales como:

- Datos históricos de la empresa: por lo general, las balsas de lixiviados analizadas son de nueva creación. En cualquier caso la experiencia de las empresas constructoras en otras balsas construidas con anterioridad y la ocurrencia de accidentes podría proporcionar datos.
- Datos históricos del sector: se pueden estudiar en la prensa multitud de problemas ocurridos en vertederos y en plantas de compostaje como consecuencia de una fuga de lixiviados. En otras ocasiones los sucesos son silenciados para evitar la protesta social.
- Datos históricos de accidentes: aunque no se tiene constancia escrita de muchos casos de rotura en balsas de lixiviados, sí que es posible encontrar

datos sobre roturas en balsas de riego con similares características en cuanto a métodos constructivos y capacidades se refiere.

- Información de fabricantes, proveedores, etc.: como se ha citado, muchos casos de rotura y de fugas son silenciados y ocultados a la prensa, no obstante los sucesos sí que son conocidos por el personal técnico relacionado con el sector que, aprovecha esta información para prevenir ulteriores problemas (Figura 4.13).
- Bibliografía especializada: Los artículos sobre roturas en balsas de lixiviados son muy escasos, aunque sí que es posible encontrar análisis y estudios de roturas en presas y balsas de materiales sueltos para riego. Las conclusiones de estos análisis pueden aprovecharse para prevenir problemas en las balsas de lixiviados.



Figura 4.13: Ortofotografía de vertedero con sus correspondientes balsas de lixiviados a 340 metros del río Ebro. Ocasionalmente se denuncias fugas de lixiviados. Fuente: (SIGPAC. 2006)

No obstante, la elección de la probabilidad de ocurrencia de una rotura para el caso de las balsas de lixiviados es complejo debido a la escasa información disponible. Por ello es recomendable recurrir a sucesos de rotura en balsas de riego o bien basar la decisión en función del criterio del técnico o técnicos que realizan la evaluación.

- *Estimación de las consecuencias*

Consiste en estimar las posibles consecuencias que la rotura de la balsa y su correspondiente avalancha de lixiviados causaría sobre el medio ambiente, en particular sobre la zona afectada. Para estimar la gravedad de las consecuencias, según la norma UNE 150008 EX, se aplican las siguientes fórmulas que valoran el daño ocasionado sobre el medio ambiente, las personas y las propiedades.

- Daño sobre el entorno natural:

$$Cn + 2 \cdot Pl + Ex + Cm = Gr-EN \quad \text{Ecuación 4.1}$$

- Daño sobre el entorno humano

$$Cn + 2 \cdot Pl + Ex + PA = Gr-EH \quad \text{Ecuación 4.2}$$

- Daño sobre el entorno socioeconómico

$$Cn + 2 \cdot Pl + Ex + PtCp = Gr-ES \quad \text{Ecuación 4.3}$$

Siendo:

Cn: cantidad de lixiviado que se vierte al cauce receptor y la duración del flujo de descarga. Para las balsas de lixiviados, los valores de volumen pueden llegar hasta 25000 m<sup>3</sup> que es el mayor valor observado en España para una balsa de lixiviados. (valores de 1 a 4).

Pl: peligrosidad del líquido en función de su composición y toxicidad, ya que en función de las características del residuo del cual provengan, puede tener mayor o menor peligrosidad. Este valor se multiplica por 2 para darle un mayor peso (valores de 1 a 4)

Ex: extensión o espacio de influencia que pudiera resultar afectado por el caudal de lixiviado. (valores de 1 a 4)

Cm: calidad del medio que pudiera resultar afectado, su reversibilidad y el grado de interés de la zona. (valores de 1 a 4)

PA: número estimado de personas afectadas directamente por el lixiviado (4: más de 100 personas; 3: entre 25 – 100 personas; 2: entre 5 – 25 personas; 1: 5 personas o menos)

PtCp: patrimonio y capital productivo afectado por el lixiviado (patrimonio histórico, infraestructuras, actividades agrarias, instalaciones industriales,

espacios naturales protegidos, residenciales, servicios). Se dará como puntuación global la del medio de mayor relevancia (valores de 1 a 4)

Gr-EN: gravedad sobre el entorno natural

Gr-EH: gravedad sobre el entorno humano

Gr-ES: gravedad sobre el entorno socioeconómico

La estimación de la gravedad de las consecuencias obtenida de las fórmulas anteriores, se realiza en función de los siguientes baremos:

	Valoración	Valor asignado
Crítico	Entre 20-18	Gravedad = 5
Grave	Entre 17-15	Gravedad = 4
Moderado	Entre 14 - 11	Gravedad = 3
Leve	Entre 10 - 8	Gravedad = 2
No relevante	Entre 7 - 5	Gravedad = 1

Tabla 4.7: Valoración de la gravedad de las consecuencias. Fuente: AENOR, 2000

▪ *Estimación del riesgo*

Una vez estimadas las probabilidades/frecuencias de ocurrencia de los distintos escenarios identificados y las consecuencias derivadas sobre cada uno de los tres entornos posibles, se procede a calcular la estimación del riesgo. Esta estimación consiste en multiplicar la probabilidad (valores de 1 a 5) por la gravedad de las consecuencias (valores de 1 a 5), resultando un valor entre el 1 y el 25, de menor a mayor riesgo. De manera que la estimación del riesgo (ER) será igual a:

$$ER = P \cdot G \quad \text{Ecuación 4.4}$$

Siendo  $P$  la probabilidad de ocurrencia y  $G$  la gravedad de las consecuencias.

Si se suman los valores correspondientes al entorno natural, el entorno humano y el entorno socioeconómico, se obtendrá un valor global de cada entorno considerado.

#### 4.4.4. Evaluación de riesgos medioambientales

A partir de distintos escenarios  $[E_1, E_2, E_3, E_4, \dots, E_n]$ , con los datos obtenidos en los apartados anteriores de probabilidad de ocurrencia de cada escenario  $[P_1, P_2, P_3, P_4, \dots, P_n]$  y gravedad de las consecuencias  $[G_{11}, G_{12}, \dots, G_{n3}]$  sobre cada entorno, se elabora la Tabla resumen 4.8.

ESCENARIO	PROBABILIDAD	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO NATURAL	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO HUMANO	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO SOCIOECONÓMICO
$E_1$	$P_1$	$G_{11}$	$G_{12}$	$G_{13}$
$E_2$	$P_2$	$G_{21}$	$G_{22}$	$G_{23}$
$E_3$	$P_3$	$G_{31}$	$G_{32}$	$G_{33}$
$E_4$	$P_4$	$G_{41}$	$G_{42}$	$G_{43}$
... ..	... ..	... ..	... ..	... ..
$E_n$	$P_n$	$G_{n1}$	$G_{n2}$	$G_{n3}$

Tabla 4.8. tabla resumen de las probabilidades y gravedades de cada escenario para cada entorno. Fuente: AENOR, 2000

Teniendo en cuenta que el valor del riesgo  $ER$  es igual al producto entre la probabilidad de ocurrencia del escenario  $P$  por la gravedad de las consecuencias  $G$ , se podrá calcular el riesgo de cada escenario para cada uno de los entornos (natural, humano y socioeconómico), tal y como se representa en la Tabla 4.9:

ESCENARIO	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO NATURAL	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO HUMANO	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO SOCIOECONÓMICO
$E_1$	$P_1 \cdot G_{11}$	$P_1 \cdot G_{12}$	$P_1 \cdot G_{13}$
$E_2$	$P_2 \cdot G_{21}$	$P_2 \cdot G_{22}$	$P_2 \cdot G_{23}$
$E_3$	$P_3 \cdot G_{31}$	$P_3 \cdot G_{32}$	$P_3 \cdot G_{33}$
$E_4$	$P_4 \cdot G_{41}$	$P_4 \cdot G_{42}$	$P_4 \cdot G_{43}$
... ..	... ..	... ..	... ..
$E_n$	$P_n \cdot G_{n1}$	$P_n \cdot G_{n2}$	$P_n \cdot G_{n3}$

Tabla 4.9: tabla resumen del cálculo del riesgo de cada escenario para cada entorno. Fuente: AENOR, 2000

Para representar la evaluación de riesgos es necesario dar valores concretos a los parámetros de probabilidad y gravedad de las consecuencias, por eso a modo de ejemplo, se suponen seis escenarios con distintos valores de probabilidad de ocurrencia  $P_i$  y distintos valores de gravedad de las consecuencias  $G_{ij}$  tal y como se representa en las Tablas 4.10 y 4.11.



ESCENARIO	PROBABILIDAD	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO NATURAL	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO HUMANO	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO SOCIOECONÓMICO
E <sub>1</sub>	2	4	2	4
E <sub>2</sub>	3	2	1	1
E <sub>3</sub>	1	3	3	3
E <sub>4</sub>	1	2	3	3
E <sub>5</sub>	4	5	1	2
E <sub>6</sub>	5	3	2	2

Tabla 4.10: ejemplo numérico de tabla resumen de las probabilidades y gravedades de cada uno de los seis escenarios para cada entorno. Fuente: AENOR, 2000

ESCENARIO	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO NATURAL	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO HUMANO	GRAVEDAD CONSECUENCIAS ENTORNO SOCIOECONÓMICO
E <sub>1</sub>	8	4	8
E <sub>2</sub>	6	3	3
E <sub>3</sub>	3	3	3
E <sub>4</sub>	2	3	3
E <sub>5</sub>	20	4	8
E <sub>6</sub>	15	10	10

Tabla 4.11: ejemplo numérico de tabla resumen del cálculo del riesgo de cada uno de los seis escenarios para cada entorno. Fuente: AENOR, 2000

En función de su ubicación se podrían catalogar, dependiendo del objetivo del análisis de riesgos, en criterios como:






Riesgo muy alto	de 21 a 25	
Riesgo alto	de 16 a 20	
Riesgo medio	de 11 a 15	
Riesgo moderado	de 6 a 10	
Riesgo bajo	de 1 a 5	

Tabla 4.12: calificación cualitativa del riesgo.  
Fuente: AENOR, 2000

Conocidos los intervalos de valores según la norma UNE 150008 EX, las tablas de doble entrada para cada uno de los entornos (entorno natural, entorno humano y entorno socioeconómico) se pueden observar a continuación:

1. *Riesgo entorno natural:*

Gravedad →	1	2	3	4	5
Probabilidad ↓					
1		E <sub>4</sub>	E <sub>3</sub>		
2				E <sub>1</sub>	
3		E <sub>2</sub>			
4					E <sub>5</sub>
5			E <sub>6</sub>		

Tabla 4.13: Tabla de riesgo para el entorno natural.

2. *Riesgo entorno humano*

Gravedad →	1	2	3	4	5
Probabilidad ↓					
1			E <sub>3</sub> , E <sub>4</sub>		
2		E <sub>1</sub>			
3	E <sub>2</sub>				
4	E <sub>5</sub>				
5		E <sub>6</sub>			

Tabla 4.14: Tabla de riesgo para el entorno humano.

3. *Riesgo entorno socioeconómico*

Gravedad →	1	2	3	4	5
Probabilidad ↓					
1			E <sub>3</sub> , E <sub>4</sub>		
2				E <sub>1</sub>	
3	E <sub>2</sub>				
4	E <sub>5</sub>				
5		E <sub>6</sub>			

Tabla 4.15 Tabla de riesgo para el entorno socioeconómico.

La ubicación de los escenarios en la tabla correspondiente permitirá a cada empresa gestora de la balsa de lixiviados emitir un juicio sobre la evaluación del riesgo medioambiental y plantear una mejora de la gestión de reducción del riesgo.

#### 4.5. ÍNDICE DE RIESGO AMBIENTAL ( $IR_{amb}$ )

El índice de riesgo ambiental se ha planteado como un método objetivo de valorar cuantitativamente el riesgo asociado a una balsa de lixiviados. La metodología de elaboración de la fórmula  $IR_{amb}$  se basa en el conocimiento exhaustivo de los siguientes elementos característicos (Figura 4.14):

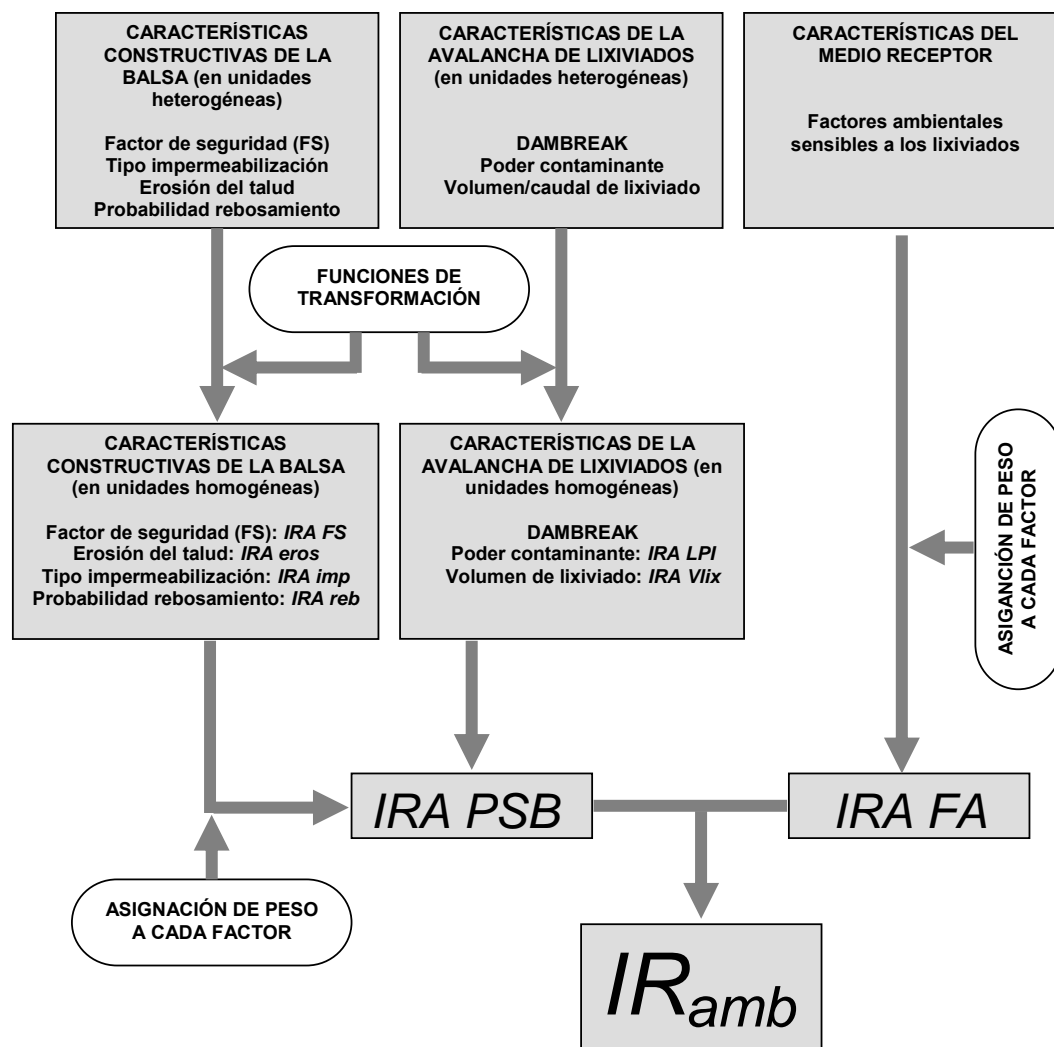


Figura 4.14: representación esquemática de los elementos considerados en la elaboración de la fórmula para el cálculo del  $IR_{amb}$ .

A continuación se explica de forma desarrollada cada uno de los elementos, los cuales se desarrollarán en los próximos epígrafes:

1. Características constructivas de la balsa de lixiviados: este factor consiste en la determinación del factor de seguridad (FS) de los taludes de la balsa, el cual se calcula a partir de las siguientes variables: estabilidad estructural, tipo de

impermeabilización, erosión potencial del talud exterior, probabilidad de rebosamiento.

2. Características de la inundación: consiste en la determinación del volumen de lixiviado que llega hasta cada punto del cauce y en calcular el poder contaminante del lixiviado. En caso de rotura de la balsa de lixiviados por diversos motivos, el líquido sería vertido al exterior formándose una avalancha que seguiría la línea de máxima pendiente inundando un área determinada pudiendo alcanzar otros medios de dispersión (río, lago, acuífero, etc.). El daño medioambiental producido por el lixiviado dependerá del caudal y de su poder contaminante.
3. Características del medio ambiente receptor: consiste en determinar la importancia medioambiental de los factores ambientales sensibles a los lixiviados y su presencia en el entorno receptor.

Una vez conocido el dato cuantitativo correspondiente a los parámetros enunciados en sus unidades de medida, se deben homogeneizar las unidades mediante funciones de transformación. Así se tendrán todos los factores en unidades commensurables, expresadas en unidades de (Índice de Riesgo Ambiental) *IRA*, con las que se pueda operar.

Los valores resultantes de los procesos anteriores, se combinan entre sí, junto con los factores ambientales, obteniendo la expresión correspondiente al Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ ).

#### **4.5.1. Características constructivas de la balsa de lixiviados**

Desde el punto de vista ingenieril, se deben construir balsas estables y seguras (Figura 4.15). Los parámetros que definen la seguridad estructural y la estabilidad de la balsa de lixiviados son los siguientes:

- La estabilidad geotécnica de los taludes: Se establece a partir del cálculo del Factor de Seguridad (FS) y se calcula en función de las propiedades geotécnicas del material, la inclinación de los taludes, el coeficiente sísmico y la altura.

- La erosionabilidad del talud exterior; ya que la pérdida de material por procesos erosivos y la formación de cárcavas profundas en el dique, pueden ocasionar una disminución de la seguridad.
- El tipo de impermeabilización, del cual depende la capacidad de contención de la balsa y las fugas de líquido.
- La probabilidad de rebosamiento depende de la diferencia entre el volumen máximo permitido de lixiviados previo al vaciado y la capacidad total.



Figura 4.15: Balsa de tierra impermeabilizada con geomembrana para la acumulación de aguas pluviales recogidas dentro de la parcela de un vertedero de residuos no peligrosos en la Comunidad Valenciana.

#### 4.5.1.1. Estabilidad geotécnica de los taludes. Ábacos de cálculo.

La estabilidad geotécnica de un talud se conoce mediante el valor de FS, cuyo proceso de cálculo se representa gráficamente en la Figura 4.16:



Figura 4.16: parámetros necesarios para el cálculo de FS.

El asunto que se va a tratar es el estudio del comportamiento de la estabilidad de los taludes que conforman el vaso de las balsas. Los métodos de cálculo más utilizados en la estabilidad de taludes son los de Bishop y Janbú, ambos basados en el método de Fellenius, método de las dovelas, método ordinario, método de las fajas independientes, método Sueco o método U.S.B.R, también se suele aplicar el método de Taylor por su sencillez. Otros métodos de análisis universales para el cálculo del factor de seguridad de taludes son el Método de las Tablas o número de estabilidad (Taylor, 1937 y 1948; Bishop y Morgenstern, 1960; Hunter y Schuster, 1968; Janbú, 1968; Morgenstern, 1963; Spencer, 1967; Terzagui y Peck, 1967 y otros), el Método del Talud Infinito y el Método del Bloque Deslizante (Suárez. 1998). Estos métodos se han modelizado utilizando distintas hipótesis de carga en los taludes usando diversos programas de ordenador. El método de cálculo por medio de los elementos finitos exige una determinación muy cuidadosa de las propiedades mecánicas a utilizar. El desarrollo de estos métodos de análisis y las distintas hipótesis de cálculo se pueden encontrar en el Anexo III.

Mediante los métodos anteriores se calcula el Factor de Seguridad (FS) para un talud determinado. Este FS se debe situar en valores próximos a 1,5. Las diferentes normativas estudiadas para el proyecto de taludes, están enfocadas principalmente a los casos de presas y balsas de tierra y exigen valores mínimos del factor de seguridad (FS) del orden de 1,5 (Bureau of Reclamation. 1980; Lambe et al. 1990). Dependiendo del autor de la investigación se pueden plantear otros valores; por ejemplo, la Instrucción para el Proyecto y la Explotación de Grandes Presas fija diferentes valores en función de la sismicidad o del estado de carga que oscilan, para presas homogéneas de tierra, entre 1,0 (talud interior y exterior durante la construcción con sismo) y 1,4 (talud aguas abajo con el embalse lleno). El (*U.S.Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985*) establece valores que oscilan entre 1,1 (talud exterior con embalse lleno y con sismo) y 1,5 (talud exterior con el embalse lleno con sismo). En otras publicaciones consultadas, se pueden encontrar FS específicos para el caso de las obras de tierra que contienen residuos (DEQ Land Quality. 1998) con valores que oscilan entre 1,2 y 2,0 en función del riesgo potencial de la instalación y de los coeficientes sísmicos.

No obstante en la presente tesis se ha querido adjuntar un método alternativo para saber de una manera inmediata, si un talud cumple con los requerimientos de FS. Para ello se han elaborado unos ábacos adjuntados en el Anexo IV. Se ha elegido el valor FS = 1,4 por ser el valor medio mínimo que recomiendan distintos autores.

Para el diseño de los taludes de las balsas de lixiviados, se han confeccionado tres series de ábacos; La primera serie para las balsas con una altura menor de 2,5 m, la segunda serie corresponde a balsas con alturas comprendidas entre 2,5 y 5 m. y la tercera serie se puede utilizar para el diseño de taludes de balsas con alturas entre 5 y 7,5 m. Con estas dimensiones se recoge la totalidad de las balsas de lixiviados observadas en nuestro país, por lo que es más que probable que las balsas de futura construcción no sobrepasen estas alturas.

Para cada una de estas alturas del dique, se analizan distintas inclinaciones del talud, de forma que se calculan las estabildades de los taludes con pendientes de 45° (1V:1H), 33°69' (1V:1,5H), 26°56' (1V:2H), 18°43' (1V:3H) y 14°04' (1V:4H).

Los ábacos que se han realizado permiten conocer, de forma inmediata, el factor de seguridad (FS) que tendría un determinado talud, con una altura e inclinación conocidas y unas propiedades mecánicas dadas. El desarrollo se explica a continuación:

1. Se adopta para la densidad del suelo, con la humedad de compactación máxima correspondiente, un valor de 2,30 t/m<sup>3</sup> (valor máximo de la densidad del suelo en las condiciones de ejecución según las tablas de propiedades mecánicas del “*Bureau of Reclamation*”).
2. Fijado un ángulo de rozamiento efectivo, que se hace coincidir con los valores mínimos de cada tipo de suelo según el “*Bureau of Reclamation*” y que son  $\phi = 14^\circ, 20^\circ, 25^\circ, 30^\circ 96', 33^\circ 82', 36^\circ 5' \text{ y } 38^\circ 31'$ , se obtiene el factor de seguridad (FS) para distintos valores de cohesión efectiva, de manera que para cada ángulo de rozamiento considerado se obtiene una curva. El proceso se repite para distintos coeficientes sísmicos (cs) con valores de 0 / 0,05 / 0,10 / 0,15 / 0,20 entre los cuales está englobada la práctica totalidad del territorio español.
3. Variando cada uno de los datos anteriores se analizan los distintos casos mediante el programa informático “Estabilidad de Taludes” (Rechea. 1996)

4. Se fija como valor mínimo admisible para el factor de seguridad el valor de 1,4 (ver el apartado 4.5.1.1., correspondiente al coeficiente de seguridad (FS)).
5. Se escogen, para cada tipo de suelo, los valores mínimos de ángulo de rozamiento efectivo y cohesión efectiva seca (con la humedad del 100 % PN) de cada tipo de suelo según el “*Bureau of Reclamation*”, de manera que, entrando en las gráficas, se determina la aptitud o no de cada tipo de suelo. Para el manejo, no es necesario, en principio, conocer las propiedades mecánicas del suelo mediante ensayo, simplemente debemos conocer su clasificación, ya que en el gráfico se indica la aptitud de cada tipo de suelo. Si el suelo es apto, el valor de IRA FS sería, como mínimo, el correspondiente a 1,4.
6. En los casos en que se disponga de valores apropiados de las propiedades mecánicas del suelo, obtenidas mediante ensayo triaxial, los ábacos permiten la obtención directa del coeficiente de seguridad.
7. Si en la ejecución del dique se presentan varios tipos de suelos, lo cual suele ser lo habitual, la metodología a emplear consiste en la determinación de la pendiente para cada tipo de suelo, escogiendo la menor de ellas.
8. Se han elaborado los ábacos correspondientes a talud saturado sin sismo, ya que aunque se trata de balsas impermeabilizadas con geomembrana, podría haber una rotura accidental de dicha lámina o un defecto de soldadura y una consecuente saturación del talud. Para este caso no se ha tenido en cuenta el coeficiente sísmico ya que la probabilidad de que, estando saturado el talud, ocurra un movimiento sísmico es prácticamente nula.

Elaborados los ábacos del Anexo IV, se presentan a continuación unas tablas resumen (Tablas 4.16) en las cuales, para unas propiedades mecánicas del material dadas, una altura del dique, una pendiente determinada y un coeficiente sísmico concreto, se especifican los suelos que resultan aptos o los que no lo son, tanto para suelo seco como para suelo saturado, es decir los suelos que tendrían un factor de seguridad igual o superior a 1,4. Para los suelos con un factor de seguridad inferior a 1,4 se debería conocer la cohesión efectiva y el ángulo de rozamiento efectivo a partir de un ensayo triaxial y, con estos datos, comprobar en el ábaco su factor de seguridad.



<b>ALTURA DEL TALUD: 2,5 m PENDIENTE: 45° (1V:1H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, CL, MH	CH, ML-CL, ML, SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 2,5 m PENDIENTE: 33,69° (1V:1,5H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, CL, MH	CH, ML-CL, ML, SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 2,5 m PENDIENTE: 26,57° (1V:2H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GP, GW, GM.	GC.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP.	GC, GM.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, SC, CL, MH	CH, ML-CL, ML, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 2,5 m PENDIENTE: 18,43° (1V:3H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GP, GW, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GM, GP, GW.	GC.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GP, GW.	GC, GM.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, SC, CL, MH, SP, SW, GM, GP, GW, CH.	ML-CL, ML, GC.

<b>ALTURA DEL TALUD: 2,5 m PENDIENTE: 14,04° (1V:4H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GP, GW, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
Talud saturado	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	

<b>ALTURA DEL TALUD: 5,0m PENDIENTE: 45° (1V:1H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM.	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 5,0m</b> <b>PENDIENTE: 33,69° (1V:1,5H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\phi</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, CL.	CH, MH, ML-CL, ML, SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 5,0m</b> <b>PENDIENTE: 26.57° (1V:2H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\phi</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM.	GC.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP.	GC, GM.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, CL, MH.	CH, ML-CL, ML, SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 5,0m</b> <b>PENDIENTE: 18,43° (1V:3H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\phi</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM, SM-SC, CL, MH.	CH, ML-CL, ML, SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 5,0m PENDIENTE: 18,43° (1V:4H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
Talud saturado	0	SM, SM-SC, CL, MH, GW, GP, GM, SW, SP, GC, ML, ML-CL.	CH.

<b>ALTURA DEL TALUD: 7,5 m PENDIENTE: 45° (1V:1H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SW.	GC, GM, GP, GW, SP.
Talud saturado	0		CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 7,5 m PENDIENTE: 33,69° (1V:1,5H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM.	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 7,5 m</b> <b>PENDIENTE: 26,57° (1V:2H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM.	GC.
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP.	GC, GM.
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW.	GC, GM, GP, GW.
Talud saturado	0	SM.	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SP, SW, GC, GM, GP, GW

<b>ALTURA DEL TALUD: 7,5 m</b> <b>PENDIENTE: 18,43° (1V:3H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM.	GC.
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP.	GC, GM.
Talud saturado	0	SM, GW, GP, SW, SP, SM-SC, SC, CL, MH.	CH, ML-CL, ML, GC, GM.

<b>ALTURA DEL TALUD: 7,5 m</b> <b>PENDIENTE: 14,04° (1V:4H)</b>			
<b>Estado del talud</b>	<b>Cs</b>	<b>Suelos aptos</b>	<b>Suelos en los cuales se debe conocer <math>C_0'</math> y <math>\emptyset</math> y comprobar en el gráfico</b>
Talud seco	0	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,05	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,10	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,15	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
	0,20	CH, MH, CL, ML-CL, ML, SC, SM-SC, SM, SP, SW, GW, GP, GM, GC. (TODO TIPO DE SUELOS)	
Talud saturado	0	SM, GW, GP, GM, GC, ML, , ML-CL, SW, SP, SM-SC, SC, CL, MH.	CH.

Tablas 4.16: Tablas resumen de las aptitudes de los distintos tipos de suelos a distintas geometrías de talud.

#### 4.5.1.2. Erosionabilidad del talud

Para realizar el cálculo de la erosionabilidad del talud se recurre a la ecuación universal de pérdidas de suelo, para la cual se necesitan los factores representados en la Figura 4.17:

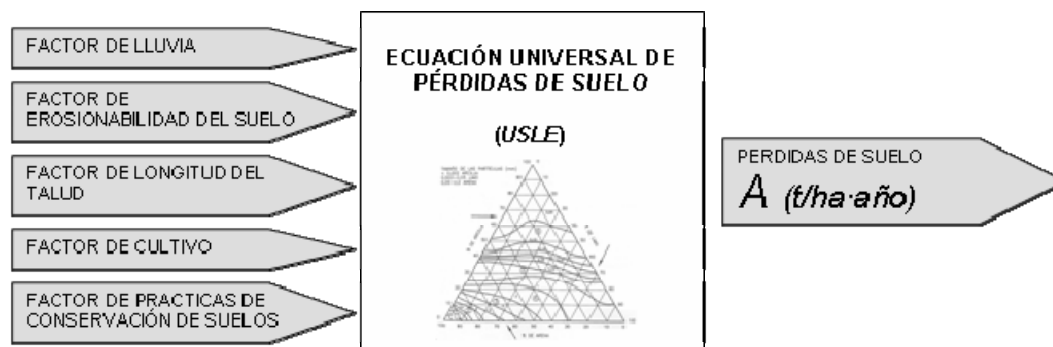


Figura 4.17: parámetros necesarios para conocer la pérdida de suelo por erosión.

El talud exterior de las balsas de lixiviados construidas con materiales sueltos está expuesto a las condiciones meteorológicas ya que no suele estar impermeabilizado. La acción continuada del viento y, sobre todo, de la lluvia sobre el talud genera procesos erosivos que provocan pérdida de material, formación de cárcavas y el consiguiente deterioro progresivo y disminución de la estabilidad. Es, por tanto necesaria la evaluación directa o indirecta de estas pérdidas de material para poder cuantificar la magnitud de los procesos erosivos en un talud o dique determinado.

Los métodos cualitativos informan sobre la magnitud de los procesos erosivos en un área determinada y se emplean fundamentalmente para confeccionar mapas de riesgos erosivos al objeto de dividir una región en áreas de similar grado y clase de erosión, que puedan ser utilizados como base para planificar estrategias y trabajos de conservación y mejora de suelos o taludes.

De los diferentes métodos de evaluación indirecta de la erosión que se pueden emplear para estimar las pérdidas de suelo por erosión hídrica superficial, el que desarrolla la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (*Universal Soil Loss Equation, USLE*), formulada inicialmente por Wischmeier y Smith en 1962 y publicada posteriormente en su forma definitiva en el Manual 534 del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (Wischmeier et al. 1978), es el más indicado para evaluar las pérdidas de suelo que pueden producirse a causa de la realización de una

obra determinada y evaluar, así mismo, las medidas adecuadas para paliarlas (López et al. 2002).

La USLE es una ecuación establecida empíricamente para predecir exclusivamente la erosión laminar y en regueros en áreas relativamente pequeñas y tiene en cuenta todos los factores que afectan a la erosión pluvial, aunque no pronostica la erosión en cárcavas. La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo, en su forma actual, responde a la siguiente expresión:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad \text{Ecuación 4.5}$$

En donde:

*A*: Pérdidas de suelo en toneladas por hectárea y año (t/ha·año)

*R*: Índice de erosión pluvial o factor de lluvia (J·cm/m<sup>2</sup>·h)

*K*: Factor de erosionabilidad del suelo (t·m<sup>2</sup>·h/ha·J·cm)

*L*: Factor de longitud del talud (adimensional)

*S*: Factor de pendiente del talud (adimensional)

*C*: Factor de cultivo o de vegetación (adimensional)

*P*: Factor de prácticas de conservación de suelos (adimensional)

La forma de calcular cada uno de los factores que intervienen en la expresión de la USLE se describe en el Anexo V.

Una vez que se han calculado las toneladas perdidas de suelo por hectárea y por año (t/ha·año), el grado de erosión actual se puede clasificar de una manera cualitativa según datos obtenidos de la Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana, tal y como se resume en la Tabla 4.17:

CLASE	DEFINICIÓN	MATERIAL EROSIONADO (t/ha·año)
1	MUY BAJA	0 – 7
2	BAJA	7 – 15
3	MODERADA	15 – 40
4	ALTA	40 – 100
5	MUY ALTA	> 100

Tabla 4.17: clasificación cualitativa de las pérdidas de suelo.  
Fuente: Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana.  
Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana

### 4.5.1.3. Impermeabilización de la balsa

Para asegurar la contención de los lixiviados en el interior de la balsa y evitar que éstos puedan filtrarse a través del suelo, como ocurre en la balsa de la Figura 4.18, se instalan capas impermeables en los taludes interiores de las balsas. Las capas impermeables más utilizadas suelen ser geomembranas sintéticas.



Figura 4.18: balsa de lixiviados de una explotación agropecuaria sin ningún tipo de diseño ni impermeabilización. Además del riesgo de rotura del dique, el terreno semipermeable, permite las filtraciones de líquidos contaminantes.

En la construcción de las balsas de lixiviados, la legislación vigente de la mayoría de países y las guías técnicas de distintas organizaciones obligan o recomiendan impermeabilizar la base y las paredes de una forma similar a como se hace en el vaso del vertedero, es decir con una capa de arcilla y una lámina impermeable de manera que se garantice en todo el espesor un coeficiente de permeabilidad  $K \leq 10^{-9}$  m/s (U.S.EPA. 1998).

Entre las láminas, las más utilizadas son el polietileno de alta densidad (HDPE), policloruro de vinilo (PVC), polietileno cloro sulfonado (CSPE) y polietileno clorado (CPE). El espesor de estas geomembranas puede variar desde 0,5 mm a 3 mm, aunque se recomienda un espesor mínimo de 1,5 mm (Koerner et al. 1994; Koerner. 1990; Solera et al. 2001; U.S.EPA. 1998; Vaquero. 2004; Yack et al. 1996). Las características propias de cada material se describen en el Anexo VI.

Entre la geomembrana impermeable y la capa de arcilla compactada, es muy conveniente poner una capa de geotextil, consistente en una capa de tejido



constituido por fibras poliméricas sintéticas a la que se le añaden diferentes tipos de aditivos (Leiro. 2001). Su finalidad es proteger la lámina frente a las posibles irregularidades de la capa de arcilla o punzamientos provocados por elementos no eliminados. Este sistema de impermeabilización se conoce como “sistema de capa sencillo” y queda representado gráficamente en la Figura 4.19.

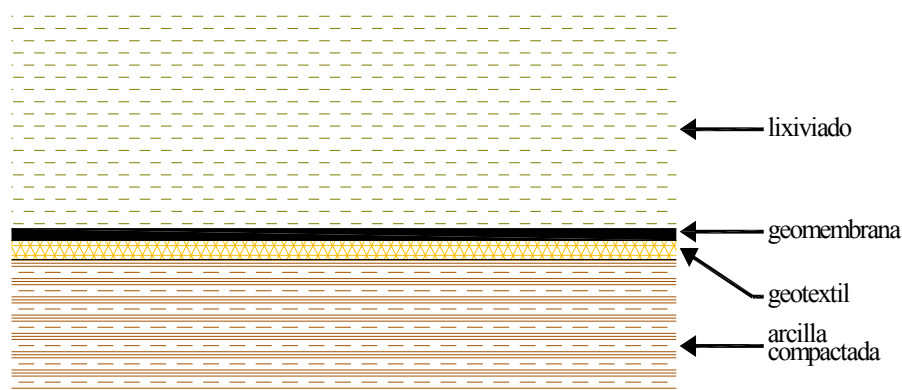


Figura 4.19: Sistema de capa sencillo para la impermeabilización de fondo y paredes de una balsa de lixiviados, tanto en la base como en los taludes laterales.

Otro método más seguro es el sistema basado en la detección de las posibles fugas de lixiviados. Con este sistema, si existiera una rotura en la lámina impermeable ya sea por defecto de la soldadura, acto vandálico, punzonamiento, envejecimiento del material u otras causas, y se produjera una fuga de lixiviado, el líquido sería conducido por un sistema de drenaje hasta un pozo de registro. Gracias a este se podría detectar la fuga y actuar con celeridad antes de que se produjera un accidente. Este sistema está representado en la Figura 4.20.

Este sistema no suele estar contemplado en la legislación para este tipo de balsas y sólo se ha podido encontrar en la normativa de la Generalitat de Catalunya para las balsas de lixiviados “*Decret 1/1997, de 7 de gener de 1997, sobre la disposició del rebuig en dipòsits controlats. Art. 1-5 Bassa d’emmagatzemament dels lixiviatats*”. En este decreto se obliga a que, sobre la capa de arcilla compactada, se extenderá una capa de material de alta permeabilidad de 20 cm de grosor dentro del cual irá instalado un sistema de tuberías perforadas que, a su vez conducirá el líquido hasta un pozo de registro. Encima de la capa drenante se instalará la lámina impermeable. Este sistema es conocido como “sistema de capa compuesto” y es muy utilizado para la detección de fugas de lixiviados en vertederos o en balsas de almacenamiento de agua.

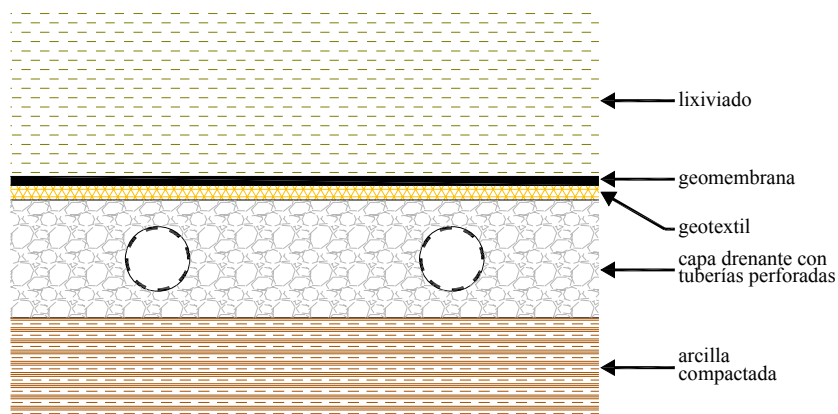


Figura 4.20: Sistema de capa compuesto para la impermeabilización de una balsa de lixiviados, tanto en la base como en los taludes laterales.

#### 4.5.1.4. Probabilidad de rebosamiento

Para calcular la probabilidad de que se produzca un rebosamiento en la balsa debido a lluvias intensas se debe proceder a partir de los datos representados en la Figura 4.12.

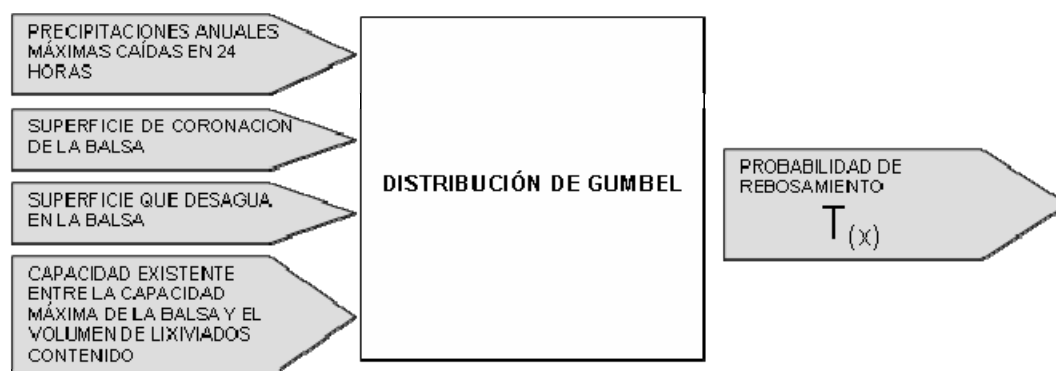


Figura 4.21: parámetros necesarios para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento de la balsa de lixiviados.

El volumen de lixiviados que va a ser conducido hasta la balsa se puede calcular por cualquiera de los métodos analíticos o informáticos descritos en el Anexo VII.

Sin embargo al diseñar la balsa de lixiviados, se deberán tener en consideración otros factores:

- En balsas de lixiviados de vertederos, se debe evitar que llegue el agua procedente de escorrentías exteriores y sólo se considerará la que va a caer directamente sobre la superficie de la balsa, de forma que, según la legislación

consultada, la balsa de lixiviados tendrá un volumen tal que en todo momento la capacidad disponible sea suficiente para almacenar los lixiviados producidos durante una semana durante la época de explotación del vertedero. En caso de que la balsa no estuviera cubierta se debería considerar el volumen de agua de lluvia caída directamente sobre la balsa correspondiente a la precipitación máxima diaria por un periodo de retorno de 100 años en el caso de un depósito controlado de residuos peligrosos, 50 años en el caso de vertederos para residuos no peligrosos y 25 años en el caso de un depósito controlado de residuos inertes. En otros casos como el P.I.R. de la Comunidad Valenciana se obliga a que la balsa de lixiviados tenga como mínimo un volumen suficiente para recoger el doble del volumen de agua que puede llover sobre el vaso según la lluvia máxima en 24 horas con periodo de retorno de 100 años.

- En el caso de la balsa de lixiviados de una planta de compostaje, hay que tener en cuenta que ésta deberá tener capacidad suficiente como para recoger los líquidos lixiviados generados en las eras en el proceso del compostaje y el agua de escorrentía que se generaría en caso de precipitaciones.

En todo caso, la capacidad de la balsa, deberá estar relacionada con la superficie ocupada por el vertedero o planta de compostaje y con el volumen de residuos acumulados.

Para calcular la correlación existente entre la superficie ocupada por el vertedero y el volumen aproximado de la balsa de lixiviados, se ha analizado por medio de ortofotografía y datos obtenidos del Ministerio de Medio Ambiente, 101 vertederos conocidos existentes en España, ciñéndose a los que tienen balsa de lixiviados. Se ha medido la superficie ocupada por el vertedero. Igualmente se ha medido la superficie de coronación de la balsa de lixiviados y la anchura del talud interior y se ha estimado una pendiente media de 1V:1,5H (dato obtenido a partir de la observación *in situ* de diversas balsas de vertederos) con lo cual se ha podido calcular la altura aproximada de la balsa, suponiendo que el volumen contenido se encuentra<sup>33</sup> a 1/3 de su capacidad. Conociendo la superficie de coronación y la altura de la balsa, se calcula el volumen.

---

<sup>33</sup> Se ha aplicado este coeficiente de llenado por ser el dato promedio aproximado de los vertederos con balsa de lixiviados consultados y/o visitados.

El valor de la correlación ( $R^2$ ) existente entre la superficie ocupada por el vertedero y el volumen aproximado de la balsa de lixiviados es muy bajo (0,26), por lo que no es estadísticamente representativo para poder relacionar estos dos parámetros.

Si se relaciona la capacidad de residuos que puede aceptar el vertedero con el volumen aproximado de la balsa de lixiviados, se obtiene un coeficiente de correlación ( $R^2$ ) todavía más bajo (0,11), por lo que tampoco se puede correlacionar estadísticamente estos dos parámetros.

Al no poder relacionar el volumen de la balsa de lixiviados con las características del vertedero, parece más lógico pensar que la balsa se dimensiona en función de la pluviometría de la zona, o en función de los criterios del ingeniero que realiza el proyecto, ya que es él quien decide el periodo de retorno que toma en cuanto a las precipitaciones máximas, o de la legislación específica de cada Comunidad Autónoma.

No obstante, el volumen de lixiviados contenidos en la balsa es uno de los factores que más influyen en el riesgo potencial en caso de rotura y la capacidad máxima de la balsa es la que permite estimar la posibilidad o riesgo de desbordamiento debido a precipitaciones.

En los vertederos donde no existe un sistema de depuración de lixiviados, se recurre a la extracción de éstos por medio de camiones cisterna que vacían periódicamente la balsa transportando el líquido hasta una estación depuradora. Este caso es bastante común ya que los lugares de emplazamiento de los vertederos no suelen tener condiciones adecuadas para la construcción e instalación de una estación depuradora. En estos casos la capacidad de la balsa ha de tener un volumen suficiente para recoger el doble del volumen de agua que puede llover sobre el vaso según la lluvia máxima en 24 horas con periodo de retorno de 100 años (según P.I.R. de la Comunidad Valenciana). Para el cálculo del volumen medio contenido en la balsa y la capacidad mínima recomendada se aportan las siguientes ecuaciones:

$$V_{LMC} = V_{LGD} \cdot D + V_{PPD} \cdot D = D \cdot (V_{LGD} + V_{PPD}) \quad \text{Ecuación 4.6}$$

En donde:

$D$ : días que transcurren entre una recogida de lixiviados y la siguiente (días)

$V_{LMC}$ : Volumen máximo de líquido contenido normalmente en la balsa ( $m^3$ )

$V_{LGD}$ : Volumen medio de lixiviados generado diariamente ( $m^3$ )

$V_{PPD}$ : Volumen medio de agua de lluvia recogida diariamente ( $m^3$ )

$$V_{PPD} = \frac{V_{anual}}{365} \cdot S_{coronación} \quad \text{Ecuación 4.7}$$

$V_{anual}$  = Volumen medio anual de lluvia ( $m^3$  de agua/ $m^2$  de superficie)

$S_{coronación}$  = Superficie de coronación de la balsa ( $m^2$ )

Así pues, la capacidad que debe tener la balsa de lixiviados  $C_{B.LIX}$  se representa como:

$$C_{B.LIX} = V_{LMC} + V_{PPM} \quad \text{Ecuación 4.8}$$

$V_{PPM}$ : Volumen de agua que puede llover sobre el vaso según la lluvia máxima en 24 horas con periodo de retorno de 100 años (según P.I.R. de la Comunidad Valenciana). Este dato puede variar en función de la comunidad autónoma, país, ayuntamiento e incluso ingeniero proyectista que diseña la balsa. En función de este volumen, será más o menos probable que la balsa rebose a causa de una lluvia intensa, así pues:

$$V_{PPM} = C_{B.LIX} - V_{LMC} \quad \text{Ecuación 4.9}$$

Cuanto mayor sea el valor de  $V_{PPM}$  mayor será el volumen agua de lluvia que puede captar la balsa y, por tanto, menor será el riesgo de desbordamiento y consiguiente rotura del talud. Valores próximos a 0 indican que la balsa está dimensionada para condiciones normales de llenado y que cualquier lluvia importante provocaría el llenado y consecuente rebosamiento.

Por lo tanto, para conocer el volumen recogido por las precipitaciones que provocarían desbordamiento en una balsa de lixiviados de un vertedero ( $P$ ), se recurriría a la siguiente fórmula:

$$P = \frac{V_{PPM}}{S_{coronación}} \quad \text{Ecuación 4.10}$$

Para el caso de la balsa de lixiviados de una planta de compostaje, hay que tener en cuenta que se recoge toda el agua caída sobre las eras de compostaje (siempre en el caso de que no estén descubiertas) luego a la superficie de coronación,  $S_{coronación}$ , hay que sumarle la superficie de las eras de compostaje,  $S_{eras}$ .

$$P = \frac{V_{PPM}}{S_{coronación} + S_{eras}} = x \quad \text{Ecuación 4.11}$$

A continuación se calcula la probabilidad de ocurrencia de una precipitación en 24 horas superior al dato obtenido de  $P$ . Para ello se recurre a la Ley de Gauss, para la cual se debe seguir el siguiente procedimiento:

- 1.- Se busca, de la estación meteorológica más próxima, los datos correspondientes a precipitaciones anuales máximas ocurridas en 24 horas.
- 2.- De la serie de años de los que tengamos datos, se calcula la media aritmética  $\bar{x}$  y la desviación típica  $s_x$ .
- 3.- Se aplica la Distribución de Gumbel mediante la fórmula:

$$z = \frac{P - \bar{x}}{s_x} \quad \text{Ecuación 4.12}$$

- 4.- Con el dato obtenido de  $z$  se calcula el porcentaje de probabilidad a partir de la distribución de Gumbel en donde:

$$F(x) = e^{-e^{-b}}$$

Siendo

$$b = \frac{x - u}{\alpha}$$

en la cual:

$$\alpha = s_x / 1,2825$$

$$u = \bar{x} - 0,5772 \cdot \alpha$$

Luego entonces, sustituyendo queda que:

$$b = 1,2825 \cdot \left( \frac{x - \bar{x}}{s_x} \right) + 0,5772$$

nº datos	$\mu_y$	$\sigma_y$
10	0,4952	0,9496
15	0,5128	1,0206
20	0,5236	1,0628
25	0,5309	1,0914
30	0,5362	1,1124
35	0,5403	1,1285
40	0,5436	1,1413
45	0,5463	1,1518
50	0,5485	1,1607
55	0,5504	1,1682
60	0,5521	1,1747
65	0,5535	1,1803
70	0,5548	1,1854
75	0,5559	1,1898
80	0,5569	1,1938
85	0,5578	1,1974
90	0,5586	1,2007
95	0,5593	1,2037
100	0,5600	1,2065
-->infinito	0,5772	1,2825

Los valores de 1,2825 y 0,5772 son válidos si se tienen más de 100 datos. En caso contrario se debe usar la tabla siguiente. Para el caso general se puede aplicar la fórmula siguiente:

$$b = \sigma_y \cdot \left( \frac{x - \bar{x}}{s_x} \right) + \mu_y \quad \text{Ecuación 4.13}$$

Para calcular la probabilidad de ocurrencia  $T(x)$  de que las precipitaciones tengan un valor superior a  $P$ , se recurre a:

$$T(x) = 1 - F(x) \quad \text{Ecuación 4.14}$$

Si se desea calcular el periodo de retorno ( $p_r$ ):

$$p_r = \frac{1}{1 - F(x)} \quad \text{Ecuación 4.15}$$

#### 4.5.2. Características de la avalancha de lixiviados

En el caso de producirse una rotura en la balsa de lixiviados, se formaría una avalancha de líquido que avanzaría siguiendo la línea de máxima pendiente, normalmente el cauce de una rambla o barranco. Para conocer las características del impacto producido por los lixiviados sobre el medio ambiente, se deben conocer los siguientes parámetros:

- *DAMBREAK* o análisis de la inundación por rotura del dique: es el estudio de las características de la inundación tras la rotura. Estas características dependerán de la forma de la brecha y su tiempo de formación y de las propiedades geométricas del cauce receptor.
- Volumen de lixiviado que sale de la balsa o bien el caudal máximo de la avalancha. Este método no se plantea como un análisis de peligros físicos de una rotura, sin embargo a mayor caudal que pase por un punto, mayor será el impacto en ese punto.
- Poder contaminante del lixiviado, ya que cuanto mayor sea éste, mayor será su toxicidad y por consiguiente, mayor será el impacto medioambiental que provoque. El poder contaminante dependerá de la composición química y biológica del lixiviado vertido.

#### 4.5.2.1. Análisis de la inundación por rotura del dique (DAMBREAK)

Las características del flujo procedente de una rotura o fallo en el talud del dique dependen de diversos factores:

- Volumen y tipo de rotura
- Magnitud de la descarga máxima: Dimensiones de la brecha, la forma, la profundidad, el volumen de líquido almacenado en la balsa y el flujo de entrada de líquido en el momento de la rotura
- Tiempo que la brecha tarda en desarrollarse
- Geometría de la balsa: Forma e inclinación del dique, materiales de construcción, profundidad-altura, anchura de la coronación y agente que origina el fallo.

De forma resumida, los datos necesarios y los valores obtenidos se representan en la Figura 4.22.

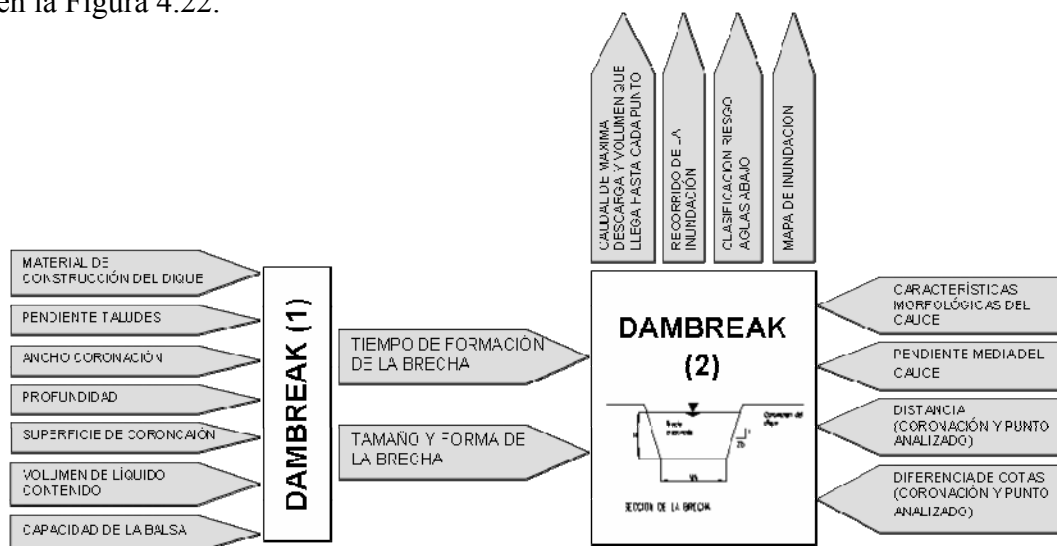


Figura 4.22: parámetros necesarios para el cálculo de las características de la inundación por rotura del dique en una balsa de lixiviados.

Aproximadamente el 50 % de los fallos ocurren durante los primeros 5 años de vida de la balsa y el 19 % ocurren en el primer llenado (Middlebrooks. 1948). El origen del fallo puede ser de cuatro tipos (Dam Safety Engineering Program. 1994; Dam Safety Engineering Program. 1999; Dam Safety Office. 1992; Fell et al. 2003; Ohio Department of Natural Resources.Division of Water. 1994; U.S.Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985):



1. Rotura del dique por rebosamiento: el nivel de líquido excede de la cota máxima de coronación (*overtopping*). La rotura es el resultado de la acción erosiva de un flujo incontrolado de líquido sobre el dique. Las balsas de tierra no están diseñadas para ser rebosadas y por lo tanto son particularmente sensibles a la erosión. Una vez que se ha iniciado la formación de la brecha es casi imposible de detener.
2. Rotura del dique producida por filtraciones, erosión interna, tubificación o cargas sísmicas. El nivel del embalse suele ser el normal (*piping*). Una filtración de líquido incontrolada, puede erosionar progresivamente el dique y/o su terreno subyacente, provocando una rápida formación de la brecha y la consiguiente rotura del talud. La erosión se inicia en el talud exterior desarrollando un tubo que cruza todo el dique. Si la tubificación está muy desarrollada es casi imposible de parar y será la causa de la rotura del dique.
3. Fallos estructurales: grietas, asentamientos y pequeños deslizamientos son los signos más comunes de fallo estructural en el dique. Si estos signos son muy visibles requerirán medidas de emergencia para asegurar la seguridad de la balsa.
4. Combinación de los anteriores. Los tres tipos de fallo pueden correlacionarse de forma compleja, por ejemplo filtraciones incontroladas pueden debilitar el terreno y provocar un fallo estructural, el cual puede acortar la longitud de una vía preferente y favorecer la rotura por tubificación. Así mismo, la erosión superficial puede provocar un fallo estructural

En un estudio realizado en balsas de tierra se resolvió que el 25 % de las roturas fueron debidas a erosión interna del dique y/o de la cimentación, el 13 % fueron originadas por fugas en los conductos, el 15 % se produjeron por inestabilidad del dique y consiguiente deslizamiento, el 5 % se causó por daños en la membrana impermeable aguas arriba del talud y otro 12 % tuvo como origen la combinación de varios de los anteriores. La rotura del resto tuvo un origen desconocido (Dam Safety Office. 1992).

La metodología de caracterización de la brecha con la estimación de las dimensiones y la estimación del flujo de máxima descarga, el recorrido de la

inundación, el mapa de inundación y la clasificación del riesgo aguas abajo se desarrolla ampliamente en el Anexo VIII.

No obstante, de forma genérica, para calcular los parámetros anteriores es necesario conocer los siguientes datos de la balsa de lixiviados:

- *Capacidad de la balsa de lixiviados* ( $m^3$ ): representa el volumen máximo de líquido que la balsa puede contener. Para calcular este dato es necesario considerar las precipitaciones máximas de la zona con un periodo de retorno aceptable.
- *Volumen de líquido contenido* ( $m^3$ ): se refiere al volumen de lixiviado contenido en el momento de la rotura, es decir el líquido que va a generar la inundación. En condiciones normales no suele sobrepasar el 75 % de la capacidad total y en condiciones de inundación y rotura por rebosamiento se debe considerar que el volumen contenido representa el 100 % de la capacidad. En función del volumen contenido se puede medir la altura de líquido en la balsa.
- *Superficie de coronación* ( $m^2$ ): representa la superficie ocupada por la cota máxima del perímetro de la balsa. Para una capacidad determinada, cuanto mayor sea la superficie de coronación, mayor será la evaporación del lixiviado.
- *Profundidad de la balsa* (m): depende de la capacidad y del área de coronación e influye directamente en la altura del dique.
- *Anchura de coronación* (m): se utiliza como camino que sigue todo el perímetro de la balsa en su máxima cota.
- *Inclinación de la brecha*: como ya se ha enunciado anteriormente, la brecha suele tener forma trapezoidal o rectangular y las paredes de la misma tendrán una inclinación que, como norma general suele oscilar entre 45° (1H:1V) y 90° (forma rectangular). Cuanto mayor sea la cohesión del material del dique, mayor suele ser la pendiente de las paredes de la brecha.
- *Pendiente del talud aguas arriba (talud interior) y del talud aguas abajo (talud exterior)*: La inclinación de los taludes depende fundamentalmente de la

capacidad y profundidad de la balsa, de las propiedades mecánicas del material de construcción y del criterio del ingeniero proyectista. Ambos suelen oscilar entre 45° (1H:1V) y 18,43° (3H:1V).

- *Material de construcción del dique:* es importante para calcular el tamaño y forma de la brecha y el tiempo que tardará en formarse. Se diferencia entre materiales con alta cohesión y materiales con baja cohesión.

Por otro lado se deben conocer también las características del cauce sobre el que va a producirse la avalancha de lixiviados. Entre los parámetros que se deben conocer se encuentran los siguientes:

- *Diferencia entre la cota de coronación y la cota del punto analizado “x” (m):* altura sobre el nivel del mar de la coronación menos la altura sobre el nivel del mar del punto analizado.
- *Distancia desde la balsa hasta el punto analizado (m)*
- *Pendiente media del terreno sobre el que se produce la inundación (%):* se calcula como la división entre la diferencia de cotas entre la distancia existente desde la balsa hasta el punto analizado. A partir de este dato y de las características del lecho y orillas del cauce, se calcula la velocidad del líquido en ese punto.
- *Características del lecho y las orillas del cauce:* en función de las características de estos parámetros se le asigna al cauce Tipo 1: Canal principal de gravilla. Orillas con hierba y/o pasto; Tipo 2: Canal principal de gravilla y cantos rodados. Orillas irregulares con broza y arbustos dispersos. Tipo 3: Canal principal de gravilla, cantos rodados y bolos. Orillas arboladas.

Con el propósito de facilitar y agilizar la obtención de los datos correspondientes al caudal y volumen de lixiviado que llegaría hasta un punto determinado, en el Anexo IX se plantea el procedimiento seguido en esta tesis, para la confección de la Figura 4.23. De este modo se puede determinar si un determinado factor ambiental situado a una distancia concreta de la balsa, va a verse afectado por la avalancha y se encuentra dentro de la zona potencialmente inundable.

Una vez realizada la gráfica se establecen dos zonas; una quedaría inundada por la avalancha de lixiviados, por lo que los factores ambientales presentes serían afectados; es la zona de riesgo. La segunda zona no se vería afectada por los lixiviados en caso de una rotura del dique, ya que la avalancha se vería atenuada completamente antes de que llegara hasta ese punto.

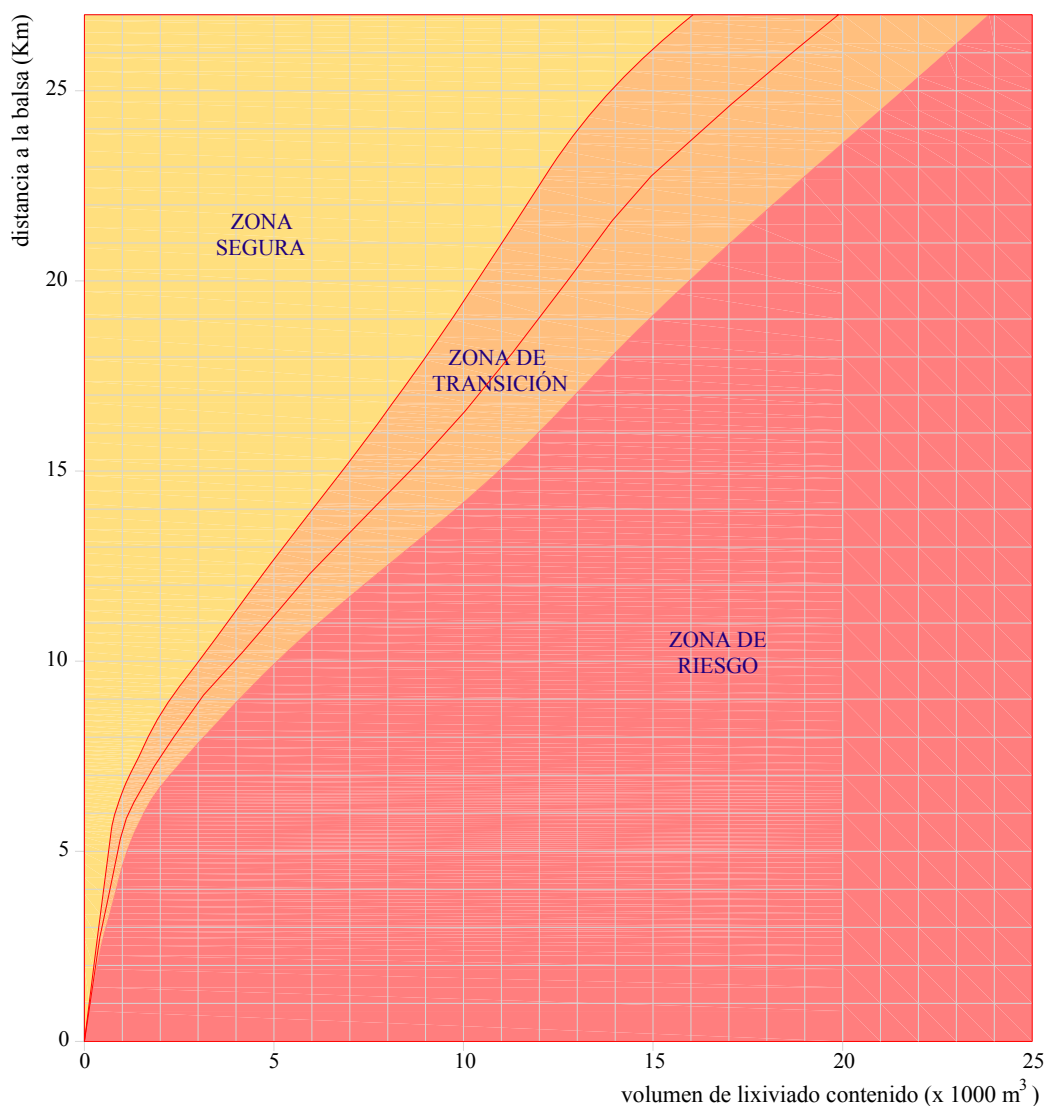


Figura 4.23: Gráfico representativo de las zonas de peligro potencial en caso de rotura del dique de una balsa de lixiviados en función de la distancia.

#### 4.5.2.2. Volumen de lixiviados que llega a un punto determinado

El impacto ambiental que el lixiviado produciría sobre cada factor ambiental depende directamente del volumen de líquido que le llegue y del poder contaminante de éste. Para su determinación se ha elaborado un gráfico que relaciona la distancia con el volumen que llegaría hasta esa distancia donde se localizara el factor

ambiental considerado (Figura 4.24). Este dato será necesario para calcular el Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ ).

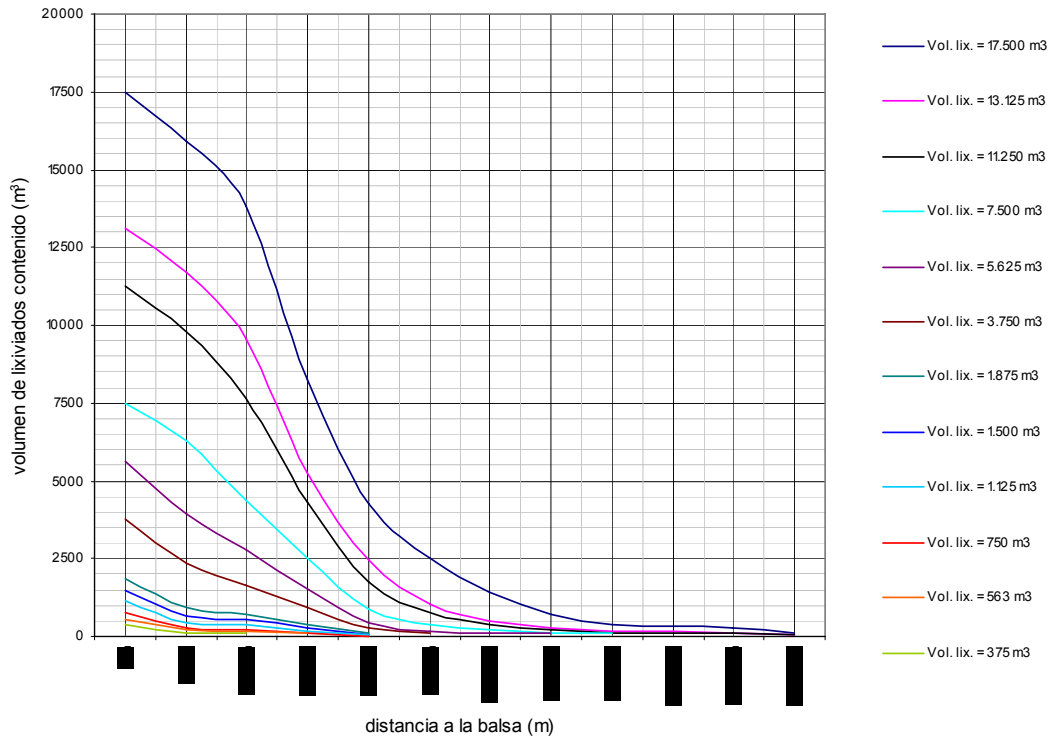


Figura 4.24: representación gráfica del volumen de lixiviados que llegaría a una distancia determinada para un volumen contenido en la balsa.

#### 4.5.2.3. Poder contaminante del lixiviado

La magnitud del impacto asociado a una avalancha de lixiviados, depende directamente del poder contaminante de éstos. Para calcular dicho poder contaminante se recurre al método analítico que se describe seguidamente y que se representa gráficamente en la Figura 4.25.

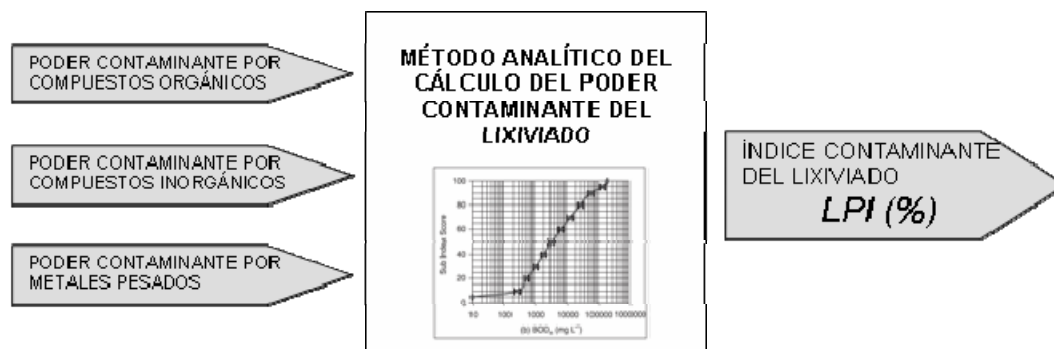


Figura 4.25: parámetros que determinan el poder contaminante del lixiviado (LPI).

A partir de los datos representados en las tablas del Anexo X se puede observar el alto poder contaminante de los lixiviados y la variabilidad en su composición. Debido a esta variabilidad es necesario recurrir a un índice contaminante del lixiviado, de manera que, a partir de él se pueda establecer el poder contaminante o, dicho de otro modo, la peligrosidad que presentaría en caso de una rotura o escape en la balsa.

Para ello se ha recurrido al método analítico planteado por Dinesh Kumar y Babu J. Alappat del Depto. de Ingeniería Civil, Instituto Indio de Tecnología de Nueva Delhi, India (Kumar et al. 2005) en donde se fija un Índice Contaminante del Lixiviado (*Leachate Pollution Index, LPI*) a partir de las características y composición del mismo. La metodología se describe a continuación:

Los 18 contaminantes elegidos para este índice se agrupan en tres componentes para formular tres subíndices LPI. LPI para compuestos orgánicos [Carbono orgánico disuelto (COD), DBO<sub>5</sub>, compuestos fenólicos y bacterias coliformes totales], LPI para compuestos inorgánicos [Cloruros, pH, nitrógeno total Kjendal (TKN), nitrógeno amoniacal, sólidos disueltos totales] y LPI para metales pesados [Cromo, Arsénico, Plomo, Cianuro, Cobre, Mercurio, Zinc, Hierro total, Níquel]. Las funciones de transformación para cada caso se muestran en el Anexo XI.

Una vez que se conocen las características y la composición de lixiviado, para cada elemento se busca la función de transformación correspondiente y, en función del dato analizado de ese elemento, se obtiene el subíndice del elemento ( $p_i$ ) y se le asigna un factor de peso o de importancia ( $w_i$ ), de manera que para cada uno de los índices LPI se aplica la siguiente fórmula:

$$LPI_j = \frac{\sum_{i=1}^m p_i \cdot w_i}{\sum_{i=1}^m w_i} \quad \text{Ecuación 4.16}$$

Siendo  $m$  el número de parámetros de los que se tiene datos y  $j$  cada uno de los grupos (LPI para compuestos orgánicos ( $LPI_{org}$ ), LPI para compuestos inorgánicos ( $LPI_{inorg}$ ) y LPI para metales pesados ( $LPI_{hm}$ )).

Por otra parte, cada uno de los grupos tiene un correspondiente peso, de marea que el índice contaminante del lixiviado queda como:

$$LPI = 0,232 \cdot LPI_{org} + 0,257 \cdot LPI_{inorg} + 0,511 \cdot LPI_{hm} \quad \text{Ecuación 4.17}$$

Siendo los pesos de cada parámetro:

Índice	Parámetro	Factor peso	Índice	Parámetro	Factor peso
<i>LPI<sub>org</sub></i>	COD	0,267	<i>LPI<sub>hm</sub></i>	Cromo total	0,125
	DBO <sub>5</sub>	0,263		Plomo	0,123
	Compuestos fenólicos	0,246		Mercurio	0,121
	Bact. Coliformes totales	0,224		Arsénico	0,119
<i>LPI<sub>inorg</sub></i>				Cianuro	0,114
	pH	0,214		Zinc	0,110
	TKN	0,206		Níquel	0,102
	N – NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,198		Cobre	0,098
	Sólidos disueltos	0,195		Hierro total	0,088
	Cloruros	0,187			

Tabla 4.18: pesos atribuidos a cada compuesto o elemento contaminante. Fuente: (Kumar et al. 2005)

Siguiendo el método anterior y con las funciones de transformación representadas en el Anexo X podemos caracterizar el poder contaminante del lixiviado, de manera que cuanto mayor sea *LPI*, mayor será la carga contaminante y, por lo tanto mayor su peligrosidad.

### 4.5.3. Características del medio receptor

Se define medio receptor como el entorno medioambiental que va a recibir los lixiviados provenientes de una posible rotura del dique de la balsa de lixiviados, así mismo se incluyen dentro del medio receptor todos los factores ambientales que directa o indirectamente vayan a verse afectados.

Existen instalaciones de gestión de residuos con balsa de lixiviados que están ubicadas en cabeceras de barranco o en laderas. Si el dique de la balsa de lixiviados se rompe, el líquido contenido se vertería siguiendo la línea de máxima pendiente, la cual coincidiría con el cauce del barranco.

Para conocer el impacto medioambiental que produciría un flujo de lixiviados sobre un cauce, se debería conocer, en primer lugar la ubicación en la zona inundada de cada factor ambiental sensible o que pudiera verse afectado por el lixiviado y en segundo lugar, el volumen de líquido que llegaría hasta ese punto y si este volumen permanecería allí o continuaría su descenso.

En el Anexo XII se detalla el impacto que los lixiviados podrían causar sobre cada uno de los subsistemas que forman el medio ambiente. Por ello es fundamental a la hora de caracterizar el medio receptor, realizar una inspección exhaustiva sobre la existencia de factores ambientales vulnerables directa o indirectamente a los lixiviados, dentro de la superficie afectada por la inundación. Según el profesor Domingo Gómez Orea, es recomendable que los factores que van a ser investigados sean agrupados en un primer nivel de subsistemas y, a continuación descomponerlos en factores. A partir de consultas realizadas en administraciones medioambientales, bibliografía especializada, trabajos propios y aportaciones de un panel de expertos, se han determinado los siguientes factores ambientales:

- Subsistema físico–inerte: atmósfera, suelo, aguas subterráneas y superficiales:
  - Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo
  - Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial.
  - Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos.
  - Zonas de karst con presencia de grutas y grietas
  - Aguas marítimas
  
- Subsistema biótico: vegetación, fauna y las interrelaciones entre ellos.
  - Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)
  - Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)
  - Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)



- Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)
- Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre
- Zonas protegidas según la Red Natura 2000: (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)
- Subsistema perceptual: paisaje intrínseco y paisaje extrínseco.
  - Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)
  - Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)
- Subsistema socioeconómico – cultural: zonas con presencia humana temporal o permanente, actividad económica, yacimientos histórico – artísticos.
  - Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales.
  - Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.).
  - Lugares de interés socio-cultural (lugares típicos, romerías, pruebas deportivas,...)
  - Piscifactorías para la comercialización de peces
  - Zonas agrícolas con cultivos sensibles a la contaminación
  - Zona de yacimientos arqueológicos
- Subsistema de infraestructuras: caminos, vías pecuarias, carreteras, vías férreas, infraestructuras energéticas.
  - Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas, tendidos eléctricos, instalaciones de gas,...)
  - Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, senderos, etc.)

#### **4.5.4. Funciones de transformación**

Mediante los procedimientos descritos en el epígrafe 4.4.1. y 4.4.2., se obtienen los datos propios de las características constructivas propias de las balsas de lixiviados; Factor de Seguridad del talud (FS), pérdidas de suelo por erosión

(t/ha·año), tipo de impermeabilización del vaso y probabilidad de rebosamiento por lluvias (%) y de las características de la avalancha de lixiviados a lo largo del cauce; volumen de lixiviado que llega hasta un punto determinado (m<sup>3</sup>) e Índice Contaminante del Lixiviado (*LPI*, %). Como se observa, cada uno de estos parámetros tiene unas unidades de medidas propias, diferente de los demás, es decir son unidades inconmensurables o heterogéneas entre sí.

Para homogeneizar estas unidades y hacerlas conmensurables se recurre a las funciones de transformación, gracias a las cuales las unidades de medida de cada parámetro se pueden convertir en unidades de índice de riesgo ambiental, es decir convierten las unidades de las distintas variables, inconmensurables entre sí, en unidades conmensurables con las que se pueda operar. La escala de valores del Índice de Riesgo ambiental de cada parámetro varía entre 0 y 1.

Para obtener estas funciones de transformación se solicita a un panel de expertos seleccionados a partir de una muestra representativa dentro del Estado Español, que confeccionen la línea de correlación entre la variable propia de la balsa y el Índice de Riesgo. Los expertos seleccionados son profesionales investigadores de la estabilidad y mecánica del suelo, empresas constructoras, empresas de ingeniería, administraciones públicas que promueven la construcción de este tipo de instalaciones, profesionales en ejercicio libre de la profesión dedicados a vertederos y/o balsas, organizaciones no gubernamentales que, con carácter científico y técnico, colaboran en materias afines, etc. La encuesta enviada y algunos ejemplos correctamente contestados se adjuntan en el Anexo XIII.

En total se enviaron 143 correos electrónicos y entrega en mano a personas físicas y organizaciones, incluyendo en todos estos correos la petición de máxima divulgación. Se obtuvieron 39 encuestas correctamente cumplimentadas con la siguiente distribución:

	Encuestas recibidas	Encuestas enviadas
encuestas elaboradas por personal docente e investigador de universidades	16	55
encuestas elaboradas por técnicos de ingenierías privadas	12	44
encuestas elaboradas por técnicos de las administraciones públicas	9	36
encuestas elaboradas por profesionales de ejercicio libre	2	8
<b>TOTAL</b>	<b>39</b>	<b>143</b>

Una vez recogidas todas las funciones de transformación relativas a los parámetros de la balsa y del lixiviado se ha procedido a su análisis estadístico para buscar si los resultados son estadísticamente significativos y pueden ser utilizados para su aplicación en la fórmula del índice de riesgo ambiental. Para ello se ha recurrido al programa informático Statgraphics Plus 5.1.

#### 4.5.4.1. Factor de Seguridad (FS) de los taludes

El factor de seguridad (FS) de la balsa depende de las características morfológicas del dique (altura, pendiente, ancho de coronación, saturación) y de condiciones externas como el coeficiente sísmico. Así pues el FS determina la seguridad estructural de la balsa.

Para analizar este parámetro, y según se estudió en el epígrafe 4.4.1.1. se establece que los valores idóneos de FS para una balsa estable, se sitúan por encima de 1,2 – 1,4. A partir de estos valores se confeccionó la función de transformación correspondiente para calcular el IRA FS (Índice de Riesgo Ambiental correspondiente al FS). La gráfica resumen de los resultados de las encuestas se representa en la Figura 4.26:

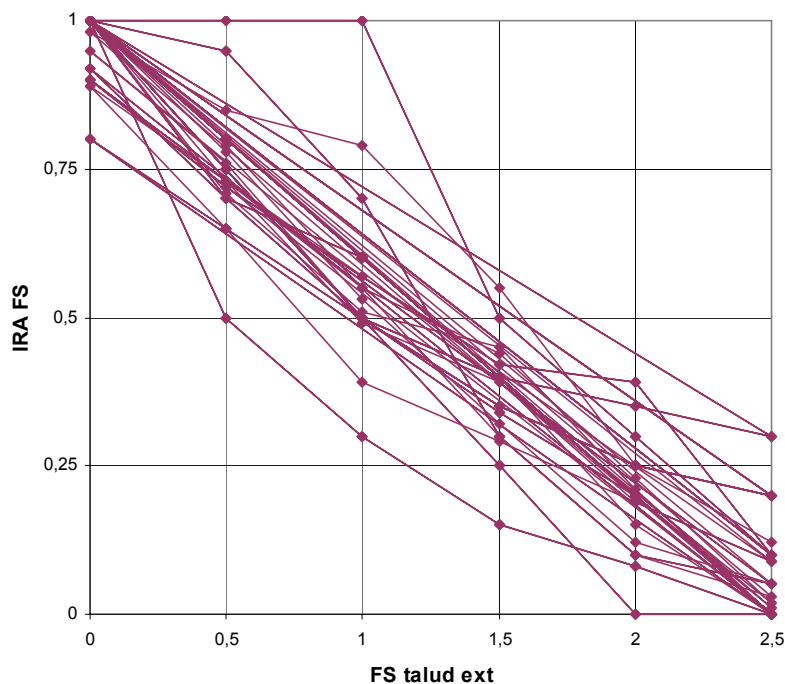


Figura 4.26: Resumen de los resultados de las encuestas para la correlación entre el FS de la balsa y el IRA FS

El análisis de regresión, a partir del modelo lineal tiene los siguientes valores:

Coeficiente de Correlación = -0,950591  
 R-cuadrado = 90,3624 porcentaje  
 R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 90,3083 porcentaje  
 P-Valor < 0,01

La ecuación del modelo lineal ajustado es:

$$\text{IRA FS} = 0,952159 - 0,368038 \cdot \text{FS talud ext} \quad \text{Ecuación 4.18}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es inferior a 0.01, existe relación estadísticamente significativa entre IRA FS y FS talud ext para un nivel de confianza del 99 %. Los valores correspondientes al tratamiento estadístico y la línea de regresión se representan en la Figura 4.27.

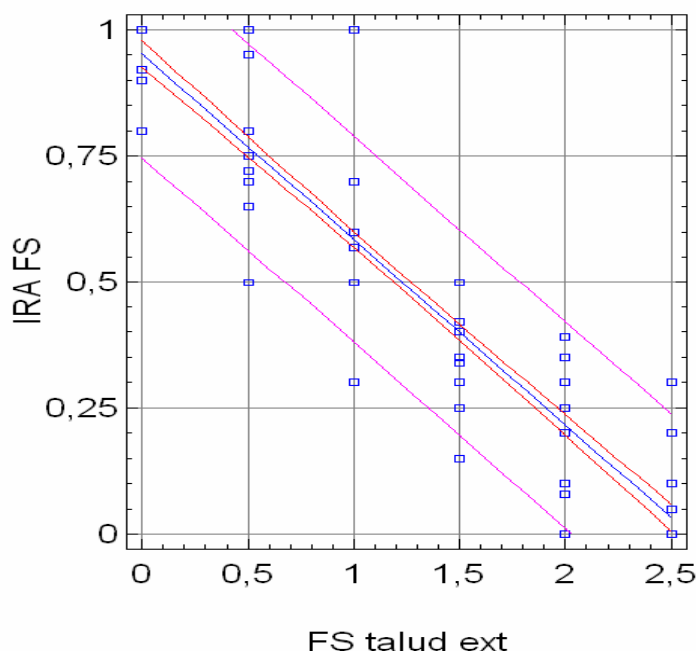


Figura 4.27: Función de transformación del FS a unidades de riesgo ambiental. Modelo lineal ajustado a partir del programa informático Statgraphics Plus 5.1.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 90,3624 % de la variabilidad en IRA FS. El coeficiente de correlación es igual a -0,950591, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

#### 4.5.4.2. Pérdidas de suelo por erosionabilidad del talud

Una vez que se ha calculado *A*: pérdida de suelo (t/ha·año), el grado de erosión actual se puede clasificar de una manera cualitativa [datos obtenidos de la

Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Consellería de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana] tal y como se representa en la Tabla 4.17:

Si esta tabla se representa gráficamente se obtiene una curva de regresión potencial que relaciona el material erosionado con la clase correspondiente. Para calcular el Índice de Riesgo Ambiental de la erosión actual (*IRA eros*) se le atribuye a la clase 1 (material erosionado = 0 t/ha·año) un *IRA eros* = 0 y para la clase 5 (material erosionado  $\geq 100$  t/ha·año) un *IRA eros* = 1). La gráfica resumen de los resultados de las encuestas se representa en la Figura 4.28:

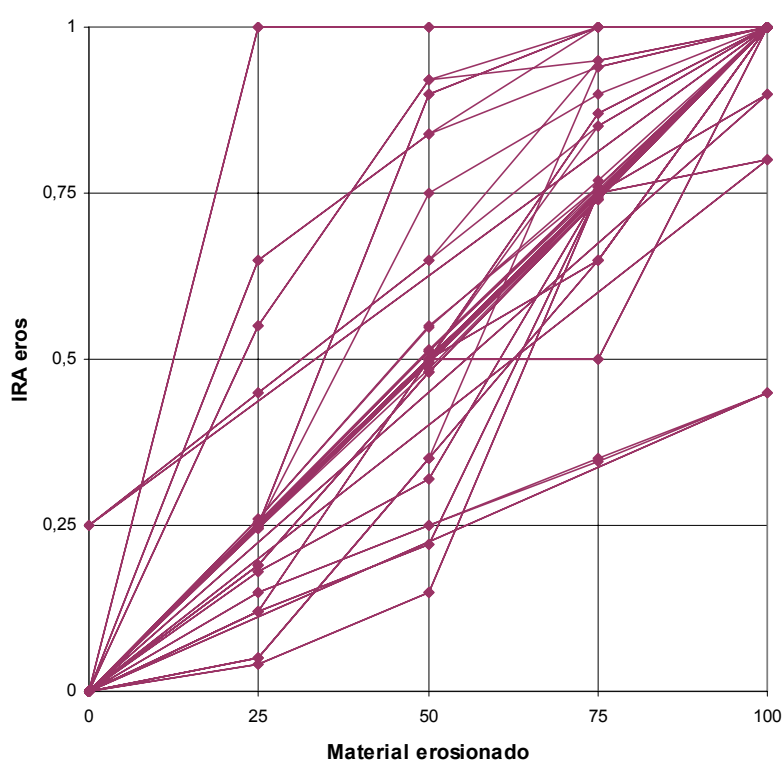


Figura 4.28: Resumen de los resultados de las encuestas para la correlación entre el Material erosionado de la balsa y el IRA eros

Luego la función de transformación y su análisis de regresión lineal sería:

Coefficiente de Correlación = 0,787453  
 R-cuadrado = 62,0083 porcentaje  
 R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 61,8691 porcentaje  
 P-valor < 0,01

$$IRA\ eros = 0,059667 + 0,00869333 \cdot \text{Material erosionado} \quad \text{Ecuación 4.19}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es inferior a 0.01, existe relación estadísticamente significativa entre *IRA eros* y Material erosionado para un nivel de

confianza del 99 %. Los valores correspondientes al tratamiento estadístico y la línea de regresión se representan en la Figura 4.29.

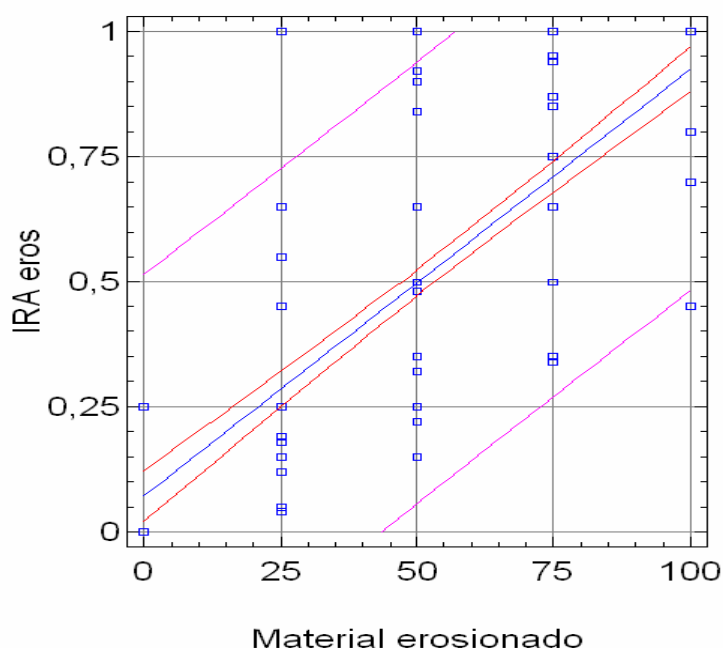


Figura 4.29: Función de transformación de la pérdida de material por erosión a unidades de riesgo ambiental. Modelo lineal ajustado a partir del programa informático Statgraphics Plus 5.1.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 62,0083 % de la variabilidad en IRA eros. El coeficiente de correlación es igual a 0,787453, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

#### 4.5.4.3. Tipo de impermeabilización

Como se analizó en el apartado 4.5.1.3, correspondiente a la impermeabilización, se tuvieron en cuenta cuatro hipótesis: En la más desfavorable (caso 1) no se aplica ningún tipo de impermeabilización en la balsa de lixiviados de manera que el líquido se depositaba sobre una hondonada y se acumulaba allí hasta que fuera evacuado por medios artificiales. La segunda hipótesis (caso 2) plantea una balsa con fondo y paredes impermeabilizadas con material arcilloso compactado de baja permeabilidad. En la tercera hipótesis (caso 3), la más comúnmente aplicada, el fondo y paredes interiores de la balsa, se impermeabilizan con material arcilloso compactado y con una geomembrana sintética separada de la arcilla por medio de un geotextil. El cuarto caso (caso 4) supone una capa de material arcilloso de baja permeabilidad, una capa de geomembrana sintética y un sistema de detección de

fugas basado en una capa drenante instalada entre la capa de arcilla y la geomembrana.

La gráfica resumen de los resultados de las encuestas se representa en la Figura 4.30:

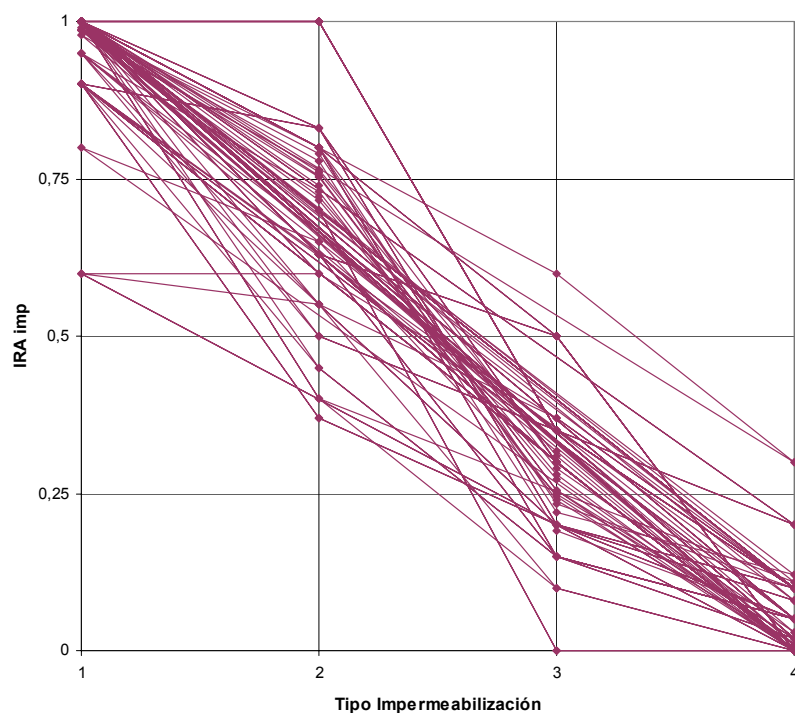


Figura 4.30: Resumen de los resultados de las encuestas para la correlación entre el Tipo de Impermeabilización de la balsa y el IRA imp

La función de transformación planteada en esta tesis para el caso del grado de impermeabilización de la balsa de lixiviados y su análisis de regresión lineal sería:

Coefficiente de Correlación = -0,938864  
 R-cuadrado = 88,1465 porcentaje  
 R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 88,0696 porcentaje  
 P-valor < 0,01

$$\text{IRA imp} = 1,25372 - 0,307564 \cdot \text{Tipo Impermeabilización} \quad \text{Ecuación 4.20}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es inferior a 0.01, existe relación estadísticamente significativa entre IRA imp y Tipo Impermeabilización para un nivel de confianza del 99 %.

Los valores correspondientes al tratamiento estadístico y la línea de regresión se representan en la Figura 4.31.

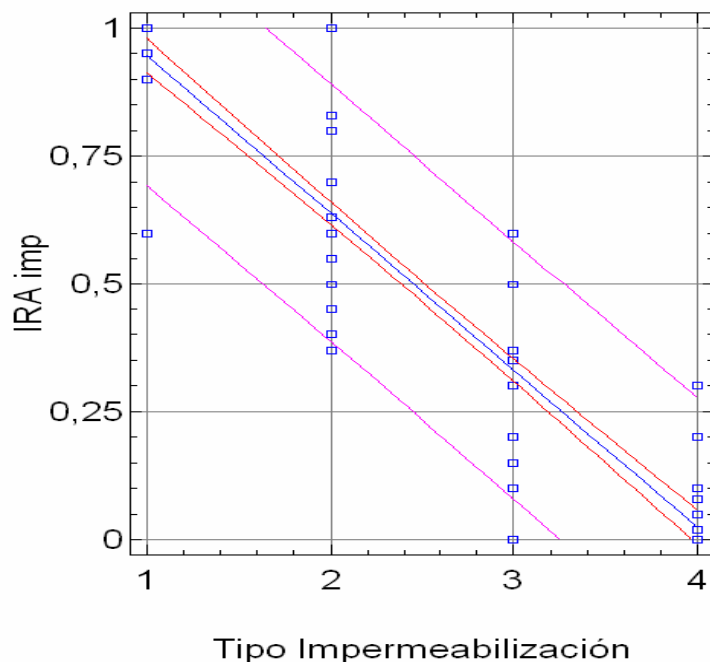


Figura 4.31 Función de transformación del tipo impermeabilización a unidades de riesgo ambiental. Modelo lineal ajustado a partir del programa informático Statgraphics Plus 5.1.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 88,1465 % de la variabilidad en IRA imp. El coeficiente de correlación es igual a -0,938864, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

#### 4.5.4.4. Probabilidad de rebosamiento

Para poder calcular la probabilidad que tiene una balsa de llenarse por completo y de rebosar por coronación, es necesario conocer la capacidad máxima de la balsa y las precipitaciones máximas ocurridas en 24 horas. La probabilidad de que se superen en 24 horas las precipitaciones necesarias para llenar la balsa totalmente, se pueden relacionar con el Índice de Riesgo de Rebosamiento (*IRA rebosamiento*) con una línea de regresión potencial, de manera que cuando la probabilidad de rebosamiento sea del 100 %, el *IRA rebosamiento* = 1. Al contrario, si la probabilidad de rebosamiento es del 0 %, el *IRA rebosamiento* = 0.

Si aplicamos el método de Gumbel para el cálculo de las probabilidades se puede constatar que la curva de probabilidad nunca llegaría a los valores extremos de 0 % ó de 100%. La gráfica resumen de los resultados de las encuestas se representa en la Figura 4.32:



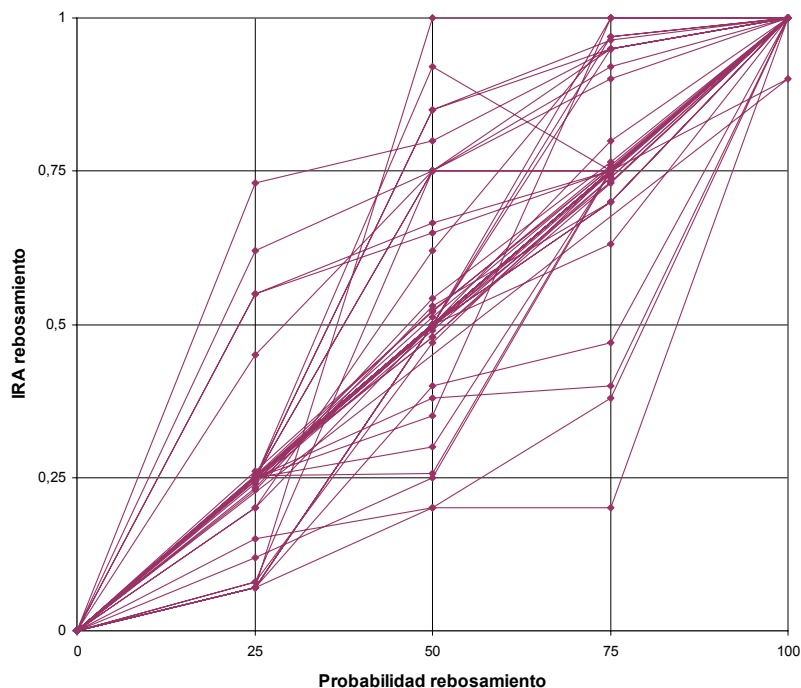


Figura 4.32: Resumen de los resultados de las encuestas para la correlación entre la probabilidad de rebosamiento de la balsa y el IRA rebosamiento

Sin embargo, según el análisis de regresión múltiple a partir de un panel de expertos resulta:

Coeficiente de Correlación = 0,866063  
 R-cuadrado = 75,0065 porcentaje  
 R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 74,8483 porcentaje  
 P-valor < 0,01

$$\text{IRA rebosamiento} = 0,03362 + 0,009452 \cdot \text{Probabilidad rebosam.} \quad \text{Ecuación 4.21}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es inferior a 0.01, existe relación estadísticamente significativa entre IRA rebosamiento y Probabilidad rebosamiento para un nivel de confianza del 99 %.

Los valores correspondientes al tratamiento estadístico y la línea de regresión se representan en la Figura 4.33.

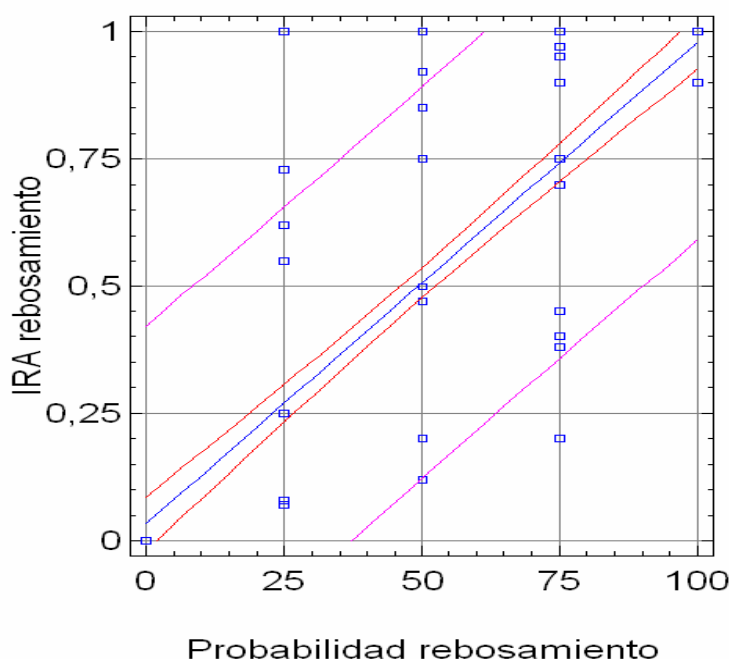


Figura 4.33 Función de transformación de la probabilidad de rebosamiento a unidades de riesgo ambiental. Modelo lineal ajustado a partir del programa informático Statgraphics Plus 5.1.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 75,0065 % de la variabilidad en IRA rebosamiento. El coeficiente de correlación es igual a 0,866063, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

#### 4.5.4.5. Volumen de lixiviado contenido en la balsa

Parece lógico pensar que a mayor volumen de lixiviados acumulados, el peligro es mayor. De hecho si se relaciona el volumen de lixiviado contenido con el caudal (parámetro que causaría el efecto ambiental en caso de rotura de la balsa), se obtiene una recta de regresión lineal con un alto coeficiente de correlación ( $R^2 = 0,9676$ ), tal y como queda demostrado y representado gráficamente en el Anejo VII.

Así pues, dado que a mayor volumen contenido, el caudal resultante en caso de rotura es mayor, se puede asegurar que, con la misma relación lineal, a mayor volumen contenido, el Índice de Riesgo Ambiental del volumen contenido,  $IRA_{V_{lix}}$ , es mayor. La gráfica resumen de los resultados de las encuestas se representa en la Figura 4.34:

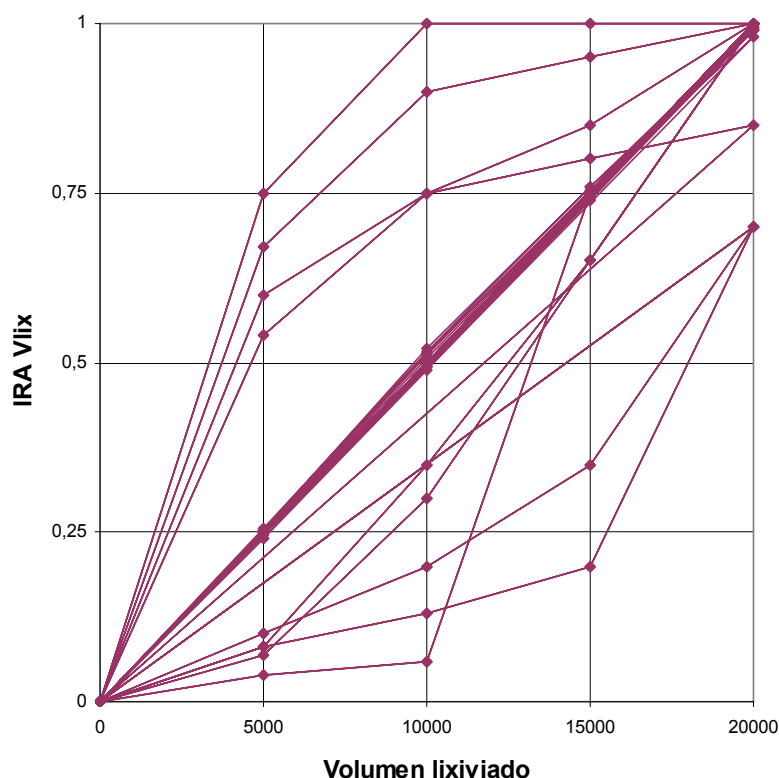


Figura 4.34: Resumen de los resultados de las encuestas para la correlación entre el volumen de lixiviado contenido en la balsa y el IRA Vlix

La función de transformación resultante y su recta de regresión es:

Coefficiente de Correlación = 0,899421  
 R-cuadrado = 80,8959 porcentaje  
 R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 80,7969 porcentaje  
 P-valor < 0,01

$$\text{IRA Vlix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot \text{Volumen lixiviado} \quad \text{Ecuación 4.22}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es inferior a 0.01, existe relación estadísticamente significativa entre IRA Vlix y Volumen lixiviado para un nivel de confianza del 99 %.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 80,8959 % de la variabilidad en IRA Vlix. El coeficiente de correlación es igual a 0,899421, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Los valores correspondientes al tratamiento estadístico y la línea de regresión se representan en la Figura 4.35.

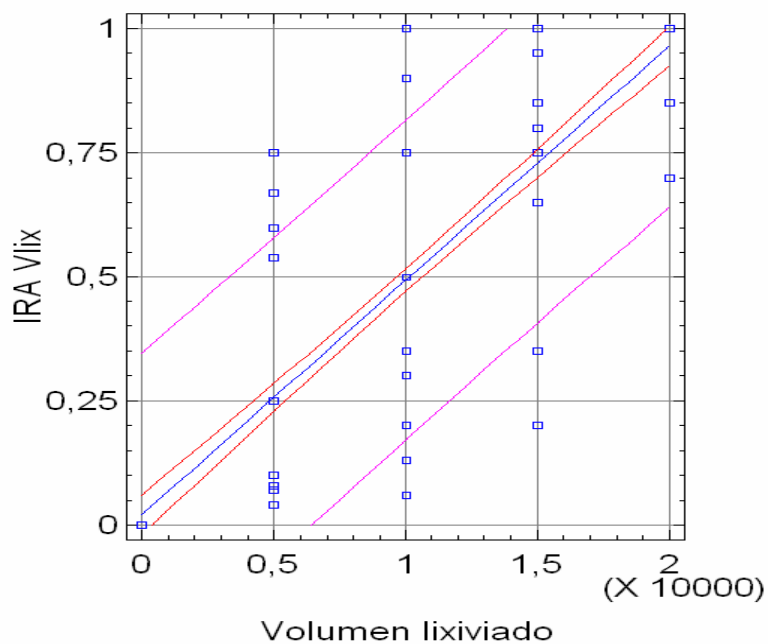


Figura 4.35 Función de transformación del volumen de lixiviado a unidades de riesgo ambiental. Modelo lineal ajustado a partir del programa informático Statgraphics Plus 5.1.

#### 4.5.4.6. Índice contaminante del lixiviado (LPI)

Una vez que se ha calculado el índice contaminante del lixiviado, se pasa a unidades de Índice de Riesgo Ambiental por lo que se recurre a una función de transformación que relaciona ambos índices obteniéndose el IRA LPI. La gráfica se representa en la Figura 4.36:

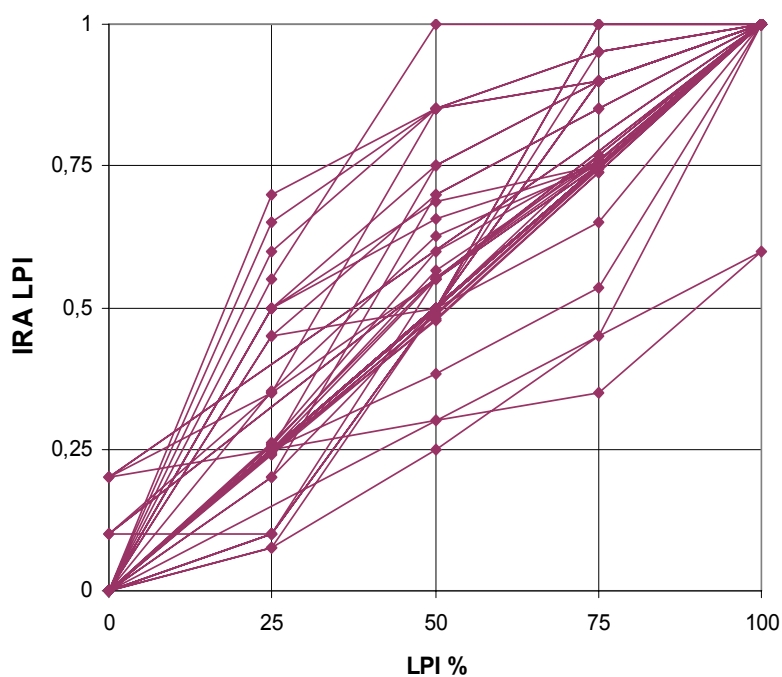


Figura 4.36 Resumen de los resultados de las encuestas para la correlación entre el poder contaminante del lixiviado y el IRA LPI

La función de transformación resultante y su recta de regresión es:

Coefficiente de Correlación = 0,937388  
 R-cuadrado = 87,8696 porcentaje  
 R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 87,8068 porcentaje  
 P-valor < 0,01

$$\text{IRA LPI} = 0,0435897 + 0,00970667 \cdot \text{LPI \%} \quad \text{Ecuación 4.23}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es inferior a 0.01, existe relación estadísticamente significativa entre IRA LPI y LPI % para un nivel de confianza del 99 %.

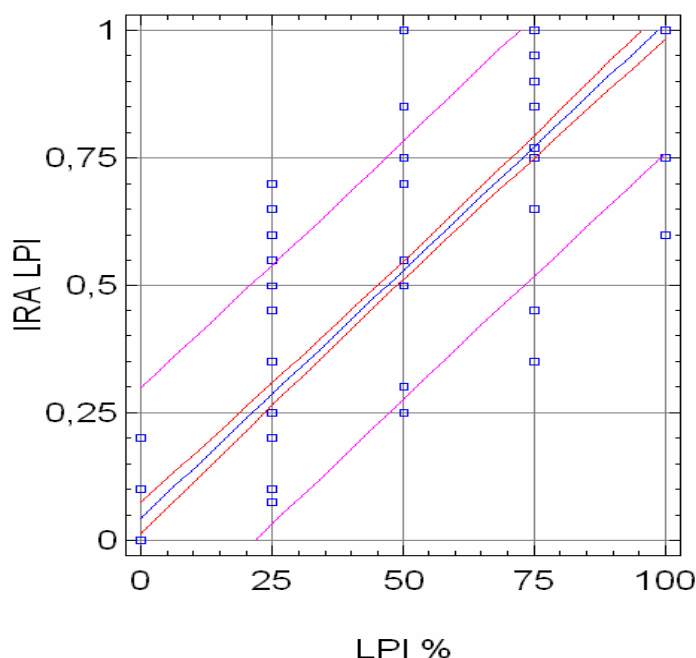


Figura 4.37 Función de transformación del LPI (%) a unidades de riesgo ambiental. Modelo lineal ajustado a partir del programa informático Statgraphics Plus 5.1.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 87,8696 % de la variabilidad en IRA LPI. El coeficiente de correlación es igual a 0,937388, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

#### 4.5.5. Asignación de peso a cada factor. Índices de ponderación

A partir del desarrollo de la metodología descrita en el epígrafe 4.5.4., se tienen todos los factores característicos de la balsa y de la avalancha de lixiviados en unidades homogéneas. El siguiente paso consiste en asignar un peso o índice de

ponderación, tanto a los factores característicos de la balsa como a los factores ambientales presentes en el entorno receptor.

#### 4.5.5.1. Asignación de peso a los parámetros característicos de la balsa

Para asignar el peso correspondiente a cada uno de los parámetros característicos de la balsa de lixiviados, se envía el cuestionario correspondiente a un panel de expertos. La consulta se realiza a personal investigador de la estabilidad y mecánica del suelo, empresas constructoras, empresas de ingeniería, administraciones públicas que promueven la construcción de este tipo de instalaciones, profesionales en ejercicio libre de la profesión dedicados a vertederos y/o balsas, organizaciones no gubernamentales que, con carácter científico y técnico, colaboran en materias afines, etc.

Se enviaron 143 correos electrónicos y entrega en mano a personas físicas y organizaciones, incluyendo en todos estos correos la petición de máxima divulgación. En total se obtuvieron 39 encuestas correctamente cumplimentadas con la siguiente distribución:

	Encuestas recibidas	Encuestas enviadas
encuestas elaboradas por personal docente e investigador	16	55
encuestas elaboradas por técnicos de ingenierías privadas	12	44
encuestas elaboradas por técnicos de las administraciones públicas	9	36
encuestas elaboradas por profesionales de ejercicio libre	2	8
<b>TOTAL</b>	<b>39</b>	<b>143</b>

En los cuestionarios se pedía al personal experto que valoraran de 0 a 5, de menor a mayor importancia, cada parámetro o característica de la balsa de lixiviados en función de su influencia en la estabilidad y, por tanto en el riesgo asociado a la balsa. El resultado resumido del análisis de los datos obtenidos en las encuestas, se representa en la Tabla 4.19, mediante el cálculo de la media aritmética ( $\bar{x}$ ), la desviación típica (s) y el coeficiente de variación (CV). Como se observa el valor con una mayor dispersión relativa es la erosionabilidad del talud que delata una gran variabilidad en cuanto a los datos aportados por el personal experto. Sin embargo la impermeabilización de la balsa tiene una pequeña variabilidad, lo que demuestra una gran homogeneidad en los datos recogidos del panel de expertos.

Para calcular el peso de cada uno de los parámetros de seguridad en balsas se calcula la suma aritmética de los valores medios de importancia ( $\sum_{i=1}^4 \bar{x}_i$ ) y posteriormente, se divide el valor medio de cada parámetro ( $\bar{x}_i$ ) entre el sumatorio de todos, de forma que  $\sum_{i=1}^4 IP_i = 1$

$$IP_i = \frac{\bar{x}_i}{\sum_{i=1}^4 \bar{x}_i} \quad \text{Ecuación 4.24}$$

Parámetro característico	$\bar{x}_i$	s	CV	IP (peso)
Factor de Seguridad (FS) que determina la estabilidad de los taludes	3,824	1,143	30 %	0,260
Erosionabilidad del talud en función del material con el que se ha construido el dique (material fácilmente erosionable o resistente a la erosión)	3,167	1,505	48 %	0,214
Impermeabilización del talud interior de la balsa (arcilla, geomembrana, geomembrana+geotextil+arcilla)	4,556	0,634	14 %	0,308
Probabilidad de rebosamiento por precipitaciones intensas	3,222	1,176	36 %	0,218
<b>TOTAL (<math>\sum_{i=1}^4 \bar{x}_i</math>)</b>	<b>14,769</b>			<b>1,000</b>

Tabla 4.19: resultados obtenidos de las encuestas al panel de expertos de los factores característicos de la balsa de lixiviados

Relacionando el peso de cada parámetro con el Índice de Riesgo Ambiental correspondiente al factor característico, se completa la Tabla 4.20:

PARÁMETRO DE SEGURIDAD DE LA Balsa (IRA x)	PESO
<b>IRA FS:</b> Factor de Seguridad (FS) que determina la estabilidad de los taludes de la balsa	0,260
<b>IRA eros:</b> Erosionabilidad del talud	0,214
<b>IRA imp:</b> Impermeabilización del talud interior de la balsa (arcilla, geomembrana, geomembrana+geotextil+arcilla)	0,308
<b>IRA rebosamiento:</b> Probabilidad de rebosamiento por precipitaciones intensas	0,218

Tabla 4.20: peso correspondiente a cada uno de los parámetros característicos de la balsa

#### 4.5.5.2. Asignación de peso a cada factor ambiental

Para asignar el peso correspondiente a cada uno de los factores ambientales presentes en el medio receptor, se envió un cuestionario a profesionales relacionados con el control, vigilancia, investigación, mantenimiento y enseñanza del medio ambiente.

En total se enviaron 268 correos electrónicos y entrega en mano a personas físicas y organizaciones, incluyendo en todos estos correos la petición de máxima divulgación y se obtuvieron 73 encuestas correctamente cumplimentadas con la siguiente distribución:

	Encuestas recibidas	Encuestas enviadas
encuestas elaboradas por personal docente investigador	33	103
encuestas elaboradas por técnicos de ingenierías privadas	10	47
encuestas elaboradas por técnicos de las administraciones públicas	13	54
encuestas elaboradas por profesionales de ejercicio libre	4	16
encuestas elaboradas por entidades de investigación científica	6	20
encuestas elaboradas por miembros de ONGs	7	28
<b>TOTAL</b>	<b>73</b>	<b>268</b>

En la encuesta se pide al personal experto que, valore de 0 a 5 de menor a mayor importancia, el valor ambiental de los factores ambientales susceptibles de ser afectados por los lixiviados. Así mismo se les invita a incluir cualquier factor no considerado inicialmente. El modelo de encuesta enviada se adjunta en el Anexo XIII.

El resultado resumido del análisis de los datos obtenidos en las encuestas, se representa en la Tabla 4.21, mediante el cálculo de la media aritmética ( $\bar{x}$ ), la desviación típica ( $s$ ) y el coeficiente de variación ( $CV$ ). Como se observa, el valor de algunos de los factores ambientales tiene muy poca variabilidad, mientras que otros delatan una gran dispersión de resultados.

Para calcular el peso de cada uno de los factores ambientales se calcula la suma aritmética de los valores medios de importancia ( $\sum_{i=1}^{21} \bar{x}_i$ ) y posteriormente, se divide



el valor medio de cada parámetro ( $\bar{x}_i$ ) entre el sumatorio de todos, de forma que

$$\sum_{i=1}^{21} IP_i = 1$$

$$IP_i = \frac{\bar{x}_i}{\sum_{i=1}^{21} \bar{x}_i} \quad \text{Ecuación 4.25}$$

Factor ambiental	( $\bar{x}_i$ )	s	CV	IP (peso)
Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	4,92	0,27	6 %	0,064
Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	3,57	0,86	24 %	0,047
Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	4,75	0,43	9 %	0,062
Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	3,93	0,78	20 %	0,052
Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	4,44	0,76	17 %	0,058
Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)	3,45	0,94	27 %	0,045
Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	4,58	0,72	16 %	0,060
Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	4,01	0,90	22 %	0,053
Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	3,32	1,11	33 %	0,043
Piscifactorías	4,00	0,97	24 %	0,052
Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	3,94	0,95	24 %	0,052
Zonas de karst con presencia de grutas y grietas	3,55	1,01	28 %	0,047
Zona de yacimientos arqueológicos	2,96	1,18	40 %	0,039
Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre	4,07	0,91	22 %	0,053
Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	4,32	1,04	24 %	0,057
Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas)	2,07	1,09	53 %	0,027
Infraestructuras forestales (camino rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	2,57	1,07	42 %	0,034
Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,....)	2,39	1,10	46 %	0,031
Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	2,72	1,22	45 %	0,036
Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una	2,85	1,19	42 %	0,037

carretera o población)				
Distancia al mar o efluente	3,86	0,97	25 %	0,051
<b>TOTAL</b> ( $\sum_{i=1}^{21} x_i$ )	<b>76,26</b>			<b>1,00</b>

Tabla 4.21: resultados obtenidos de las encuestas al panel de expertos de los factores ambientales que pudiesen resultar afectados por los lixiviados

Para su aplicación en la fórmula del Índice de Riesgo Ambiental se han ordenado y se ha atribuido un código a cada factor ambiental FA[i].

<b>FACTOR AMBIENTAL [FA]</b>	<b>IP (peso)</b>
FA[1] Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	0,064
FA[2] Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	0,062
FA[3] Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	0,060
FA[4] Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	0,058
FA[5] Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	0,057
FA[6] Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre	0,053
FA[7] Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	0,053
FA[8] Piscifactorías	0,052
FA[9] Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	0,052
FA[10] Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	0,052
FA[11] Distancia al mar o efluente.	0,051
FA[12] Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	0,047
FA[13] Zonas de karst con presencia de grutas y grietas	0,047
FA[14] Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)	0,045
FA[15] Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	0,043
FA[16] Zona de yacimientos arqueológicos	0,039
FA[17] Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)	0,037
FA[18] Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	0,036
FA[19] Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	0,034

FA[20] Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,...)	0,031
FA[21] Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas)	0,027
<b>TOTAL</b>	<b>1,000</b>

Tabla 4.22: peso correspondiente a cada uno de los factores ambientales presentes en el medio receptor.

#### 4.5.6. Fórmula del Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ )

La ecuación para el cálculo del Índice de Riesgo ambiental de una balsa de lixiviados tiene dos factores claramente diferenciados. Uno de ellos es el factor que engloba los parámetros de seguridad de la balsa de lixiviados y el otro es el correspondiente a los factores ambientales, de manera que la fórmula resultante tendría la forma de la ecuación 4.24:

$$IR_{amb} = IRA_{PSB} \cdot IRA_{FA} \quad \text{Ecuación 4.26}$$

##### 4.5.6.1. Parámetros de seguridad en la balsa de lixiviados

Este factor, a su vez, será función de las siguientes variables, las cuales se pueden calcular a partir de sus correspondientes ecuaciones de los modelos ajustados:

- Índice de Riesgo ambiental por el factor de seguridad (FS) del talud:

$$IRA_{FS} = 0,952159 - 0,368038 \cdot FS_{\text{talud exterior}} = PSB[1] \quad \text{Ecuación 4.18}$$

- Índice de Riesgo ambiental por la erosión del talud exterior:

$$IRA_{\text{eros}} = 0,0590 + 0,00869 \cdot \text{Material erosionado} = PSB[3] \quad \text{Ecuación 4.19}$$

- Índice de Riesgo ambiental por el tipo de impermeabilización de la balsa:

$$IRA_{\text{imp}} = 1,2537 - 0,30756 \cdot \text{Tipo Impermeabilización} = PSB[2] \quad \text{Ecuación 4.20}$$

- Índice de Riesgo ambiental por probabilidad de rebosamiento por lluvias:

$$IRA_{\text{rebosam.}} = 0,03362 + 0,009452 \cdot \text{Prob. rebosam.} = PSB[4] \quad \text{Ecuación 4.21}$$

Con lo cual, a partir del cálculo de estas variables y de los índices de ponderación de cada uno, se plantea el primer factor de la fórmula del Índice de Riesgo ambiental de los Parámetros de Seguridad de la Balsa  $IRA_{PSB}$ :

$$IRA_{PSB} = 0,260 \cdot PSB[1] + 0,214 \cdot PSB[2] + 0,308 \cdot PSB[3] + 0,218 \cdot PSB[4]$$

Ecuación 4.27

$$IRA_{PSB} = \sum_{j=1}^4 IP_j \cdot PSB[j]$$

Ecuación 4.28

Siendo  $IP_j$  el peso de cada variable.

#### 4.5.6.2. Presencia de factores ambientales de interés

En anteriores epígrafes se ha estudiado que el riesgo ambiental de una balsa de lixiviados depende de las características constructivas de la balsa y de los factores ambientales presentes en el entorno.

Por medio del análisis de la rotura de una de estas balsas, se puede conocer la superficie afectada por los lixiviados, la distancia máxima a la que llegaría el líquido, la línea preferente de movimiento de dicho líquido y el volumen de lixiviado que llegaría hasta cada punto.

Mediante los correspondientes mapas temáticos, de bibliografía y de visitas a la zona, se pueden localizar los diferentes factores ambientales. Si tras establecer el mapa de inundación, se observa que el factor ambiental está situado dentro de la zona inundada, se puede prever impacto. Este impacto dependerá del volumen de lixiviado que llegue hasta ese punto y del poder contaminante del lixiviado.

Así pues, todo el sumando de factores ambientales, estará multiplicado por el índice de riesgo ambiental correspondiente al poder contaminante del lixiviado:

$$IRA_{LPI} = 0,0435897 + 0,00970667 \cdot LPI \%$$

Ecuación 4.23

Por otra parte, el volumen de lixiviado que llega hasta cada factor ambiental, no tiene porqué ser constante, ya que los diferentes factores ambientales no están ubicados en el mismo lugar. De esta forma, cada uno de los sumandos del segundo factor de la fórmula, deberá multiplicarse por el  $IRA_{V_{lix}}$  correspondiente a sus coordenadas de ubicación. El valor de Volumen lixiviado para cada punto se puede obtener mediante la Figura 4.24.

$$IRA_{V_{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot \text{Volumen lixiviado}$$

Ecuación 4.22

Si el factor ambiental  $[FA_i]$  está presente, el Índice de Ponderación se multiplicará por el valor entero 1. Si el factor ambiental no está presente, el Índice de Ponderación se multiplicará por el valor 0, de manera que:

$$IRA_{FA} = IRA_{LPI} \cdot \sum_{i=1}^{21} IP_i \cdot FA[i] \cdot IRA_{V_{lix}}[i] \quad \text{Ecuación 4.29}$$

Siendo  $IP_i$  el peso de cada variable

#### 4.5.6.3. Expresión final del $IR_{amb}$

Una vez que se conocen los valores correspondientes a  $IRA_{PSB}$  e  $IRA_{FA}$ , se puede finalizar la fórmula concluyendo que la combinación entre ambas variables, proporciona el dato relativo al índice de riesgo ambiental global.

Para ello, se ha considerado que la manera idónea de combinar ambas variables es mediante su producto, de manera que los valores posibles del  $IR_{amb}$  estarán comprendidos en el intervalo  $[0,1]$  de manera que, para valores próximos a 1, el riesgo ambiental será alto y para valores próximos a 0, el riesgo ambiental será bajo.

$$IR_{amb} = \sum_{j=1}^4 IP_j \cdot PSB[j] \cdot IRA_{LPI} \cdot \sum_{i=1}^{21} IP_i \cdot FA[i] \cdot IRA_{V_{lix}}[i]$$

Ecuación 4.30

La tabulación de los valores resultantes y su aplicación a las directrices de emplazamiento de balsas de lixiviados, se deja en manos de las administraciones con competencias para otorgar la autorización administrativa correspondiente.

No obstante, después de aplicar la metodología de  $IR_{amb}$  a balsas de lixiviados reales, se observa que los valores obtenidos de balsas analizadas se sitúan por debajo de 0,05 (Capítulo 5).

## 4.6. CONCLUSIONES

La legislación vigente de la Unión Europea y su transposición al Estado Español, establece una serie de requisitos en cuanto al emplazamiento de las instalaciones de eliminación de residuos, determinado las zonas donde está permitida su ubicación y las distancias de seguridad a factores ambientales de interés. También somete a este tipo de instalaciones a evaluación de impacto ambiental.

La Comisión Europea ha promulgado la Directiva de responsabilidad medioambiental, con el objetivo fundamental de hacer cumplir unos de los principios ambientales de la Unión Europea: “quien contamina paga”, de manera que se establecen responsabilidades en caso de catástrofe o impacto medioambiental atribuyendo al causante de dicho impacto, los costes de la reparación. Esto obliga a que las instalaciones potencialmente peligrosas sean más seguras, precisamente para evitar gastos ocasionados por un accidente medioambiental.

Así pues, uno de los propósitos de toda persona o entidad encargada de una instalación potencialmente peligrosa para el medio ambiente será minimizar, en tanto sea posible, el riesgo medioambiental. Para ello se ha elaborado la norma UNE 150008 EX de evaluación del riesgo medioambiental, mediante la cual se determina el procedimiento a partir de la identificación de peligros medioambientales, estimación del riesgo medioambiental y evaluación del riesgo ambiental.

Sin embargo, se observan carencias al aplicar esta norma UNE a las balsas de lixiviados. Por ello se ha visto necesaria la elaboración de una metodología alternativa y complementaria a la que se ha llamado Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ ). Este índice se calcula a partir de datos fáciles de obtener por el técnico responsable, proporcionando un valor objetivo y cuantitativo del riesgo medioambiental.

Una vez realizada esta metodología, las conclusiones que se han obtenido han sido las siguientes:

- El riesgo medioambiental generado por una balsa de lixiviados consiste fundamentalmente en que se produzcan filtraciones de lixiviado y/o que el dique de la balsa se rompa y el contenido se vierta al exterior.

- La metodología de elaboración del Índice de Riesgo Ambiental se basa en el conocimiento y análisis exhaustivo de tres parámetros: las características constructivas de la balsa, las características que tendría la avalancha resultante de una posible rotura y las características del medio receptor.
- Las características constructivas de la balsa son función de la estabilidad geotécnica de los diques (Factor de Seguridad), del tipo de impermeabilización, de la erosión del talud exterior del dique y de la probabilidad de que se produzca un rebosamiento por lluvias intensas.
- Para el cálculo rápido de la estabilidad de los diques se han realizado unos ábacos mediante los cuales, conociendo la morfología del talud, el tipo de terreno y el coeficiente sísmico de la zona, se puede conocer de forma inmediata si el talud se considera estable o no (Tablas 4.16 y Anexo IV)
- Para evaluar el impacto medioambiental que produciría una avalancha de lixiviados por rotura del dique es necesario realizar un análisis de la inundación, estimar el volumen de lixiviados contenido en el momento de la rotura y conocer el poder contaminante del lixiviado.
- Entre los diferentes métodos analíticos e informáticos existentes para el cálculo de la inundación, se ha elegido, por la facilidad de aplicación, la metodología denominada *DAMBREAK* en su versión simplificada. En su desarrollo se deben introducir, por una parte los datos relativos al material de construcción del dique, características geométricas de la balsa y volumen contenido y, por otra parte las características morfológicas y geométricas del cauce receptor. A partir de estos datos se calcula el caudal de máxima descarga, el recorrido de la inundación y el mapa de inundación.
- Mediante el método anterior se puede saber también si un determinado factor ambiental, situado a una distancia concreta de la balsa, va a ser afectado por la avalancha de lixiviado, ya que se va a calcular el caudal, el volumen y el calado que va a llegar hasta ese punto. En esta Tesis se han realizado varios gráficos de ayuda. En el primero de ellos se han supuesto distintos datos geométricos de la balsa y, aplicando la metodología *DAMBREAK*, se ha elaborado un gráfico en el que, de forma inmediata, se puede saber el caudal aproximado de

lixiviado que llegaría hasta un punto dado del cauce (Figura 4.23). En el segundo gráfico se obtiene el volumen aproximado de lixiviado que llegaría a una distancia determinada de la balsa (Figura 4.24).

- Una vez que se conoce el mapa de inundación, es necesario realizar un estudio pormenorizado del área afectada para lo que se tienen que inventariar los factores ambientales de interés que pudieran resultar afectados por el lixiviado. Para ello se ha consultado la información proporcionada por administraciones públicas con responsabilidad en temas medioambientales y se plantearon 16 factores ambientales. Tras el envío de encuestas, el personal experto consultado aportó otros 5 factores ambientales, resultando un total de 21.
- Todos los datos obtenidos mediante los procesos anteriores, tienen sus unidades de medida específicas. Para poder operar con todos ellos se han aportado 6 funciones de transformación y se han homogeneizado sus unidades con lo que, los datos se convierten a unidades de riesgo ambiental cuyos valores estarán incluidos en el intervalo  $[0,1]$ .
- Las funciones de transformación se han obtenido a partir de la opinión de un panel de expertos a los que se les han enviado cuestionarios sobre las características de una balsa de lixiviados relacionadas con el riesgo medioambiental. En total se enviaron 143 encuestas y se recibieron 39 correctamente cumplimentadas. El análisis estadístico de los cuestionarios sobre funciones de transformación ha proporcionado coeficientes de correlación razonablemente altos, por lo que se puede asegurar que existen relaciones relativamente fuertes entre las distintas variables.
- El siguiente paso ha sido dotar a cada uno de los parámetros calculados de un peso dentro del conjunto. Para ello se ha recurrido nuevamente a un panel de expertos que han opinado sobre el peso de cada uno de los parámetros de seguridad de la balsa y sobre la importancia de cada uno de los factores ambientales. En total se enviaron 143 cuestionarios sobre los parámetros de seguridad de la balsa y 268 sobre los factores ambientales. Se recibieron 39 cuestionarios del primer caso y 73 del segundo. El coeficiente de variación de los resultados de los cuestionarios oscila entre el 6% y el 48%, lo cual denota



una cierta homogeneidad en los resultados de la mayoría de factores consultados.

- A continuación se han combinado los resultados obtenidos y se ha determinado una ecuación que sea función de ellos. La ecuación del  $IR_{amb}$  es el producto entre el riesgo generado por los parámetros de seguridad en la balsa ( $IRA_{PSB}$ ) y el riesgo generado por la presencia de factores ambientales de interés ( $IRA_{FA}$ ). Los valores que se obtienen al resolver la ecuación se sitúan entre 0 y 1, de manera que cuanto más próximos estén a 0, menor será el riesgo generado por la balsa sobre el medio ambiente.
- Si el entorno donde se pretende ubicar la balsa tiene una gran presencia de factores ambientales, entonces el  $IRA_{FA}$  es alto. Este valor es fijo ya que viene determinado por el entorno ambiental. Por lo tanto, para disminuir el valor de  $IR_{amb}$  se debería reducir el valor de  $IRA_{PSB}$ , lo cual se podría conseguir aumentando la seguridad de la balsa: aumentando la estabilidad del dique, instalando una mejor impermeabilización, reduciendo las pérdidas de material por erosión e incrementando la capacidad.
- El valor del  $IR_{amb}$  se situará entre 0 y 1. Cero correspondería a un valor nulo de riesgo y uno representaría el máximo riesgo medioambiental. En caso de que cualquiera de los dos factores de la ecuación fuese cero, el valor del  $IR_{amb}$  sería también cero. Si se presenta, por un lado, una balsa con riesgo igual a cero, el riesgo ambiental sería también cero ya que sería imposible un accidente. Por otro lado si el valor de riesgo de un entorno ambiental es cero, implica un entorno sin el más mínimo interés ambiental por lo que el valor del  $IR_{amb}$  sería también cero.
- El dato de  $IR_{amb}$  se obtiene a partir de las condiciones más desfavorables de cada uno de los factores de la ecuación por tanto, los valores reales resultantes en un momento determinado de la fase de explotación de la balsa podrían ser algo menores. En cualquier caso siempre se está al lado de la seguridad.

Por ello, desde el punto de vista económico y ambiental es conveniente la aplicación de esta metodología de evaluación y análisis del riesgo medioambiental en este tipo de instalaciones y, particularmente en el caso de las balsas de lixiviados, de

manera que, por un lado serían construcciones más seguras y por otro lado su emplazamiento se decidiría a una distancia prudencial de factores ambientalmente interesantes.

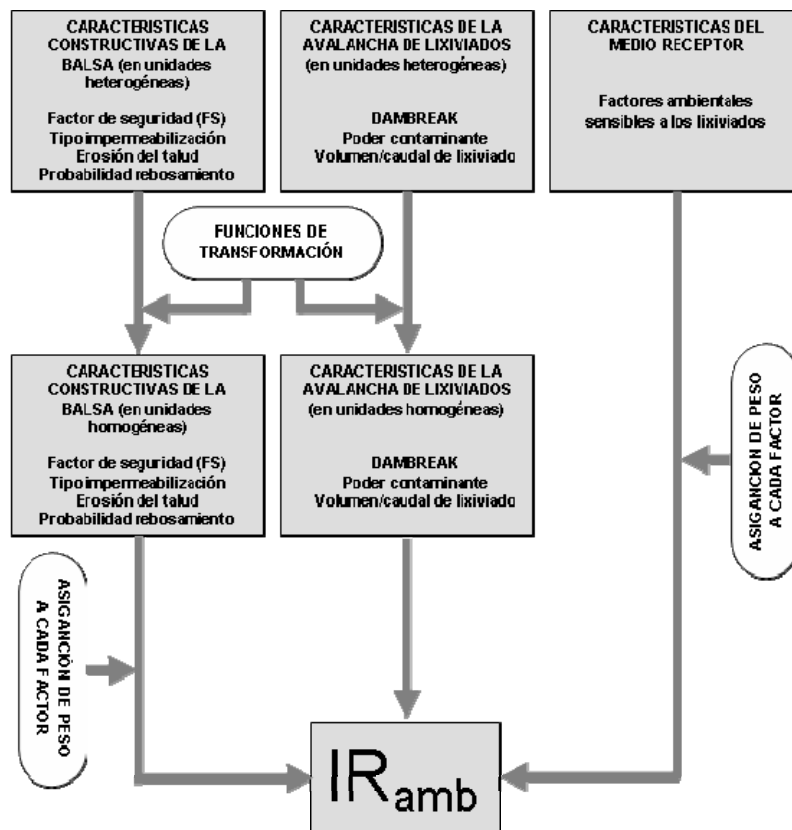


# Capítulo 5:

# APLICACIONES

Siguiendo con el esquema propuesto en el epígrafe 4.3 (Figura 4.3), al realizar la evaluación del riesgo mediomambiental en una balsa de lixiviados caben dos opciones. Por una parte, se puede aplicar la norma UNE 150008 EX la cual proporciona un valor cualitativo y por otra parte, se puede optar por el Índice de Riesgo ambiental  $IR_{amb}$  que proporciona un valor cuantitativo y está desarrollado para su aplicación en balsas de lixiviados. La primera opción ya está suficientemente validada y normalizada, por lo tanto se va a aplicar el cálculo cuantitativo del  $IR_{amb}$ .

Para calcular el valor del  $IR_{amb}$  de cualquier balsa de lixiviados se procede según el esquema representado en la Figura 4.14 y la metodología expuesta en el Capítulo 4, la cual se representa a continuación:



Para la validación de la ecuación del  $IR_{amb}$ , en este capítulo se aplica esta metodología a tres casos reales de balsas de lixiviados existentes:

1. balsa de lixiviados de un vertedero de rechazos;
2. balsa de lixiviados de una planta de compostaje;
3. balsa de lixiviados de un vertedero de residuos no peligrosos.

## 5.1. Balsa de LIXIVIADOS DE UN VERTEDERO DE RECHAZOS

Se trata de una balsa que recoge el lixiviado generado en un vertedero de rechazos. El vertedero está ubicado en una cabecera de barranco, por lo tanto la rotura de la balsa formaría una avalancha que avanzaría siguiendo el cauce natural del barranco hasta desembocar en un río, tal y como se observa en la ortofotografía de la Figura 5.1. Los mapas de inundación correspondientes a esta balsa de lixiviados resultantes de la aplicación del método *DAMBREAK* se pueden consultar en el Anexo XIV.



Figura 5.1: Ortofotografía de la balsa de lixiviados de un vertedero de rechazos. Fuente: Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. <http://orto.cth.gva.es>

Tipo de residuos admitidos en el vertedero según CER:

- 190501 Fracción no compostada de residuos municipales y asimilados
- 190503 Compost fuera de especificación
- 191212 Otros residuos (incluidas mezclas de materiales) procedentes del tratamiento mecánico de residuos, distintos de los especificados en el código 1912 11

Las características de la balsa son las siguientes:

- Tipo de vertedero: cabecera de barranco
- Coeficiente sísmico de la zona: 0,06 (NBE. 2001)
- Anchura del camino de coronación: 2,5 metros
- Altura talud interior: 6 metro    Altura talud exterior: 8 metros
- Pendiente talud interior: 1V:2H
- Pendiente talud exterior: máxima 1V:1.73H (30°)
- Suelo de naturaleza arcillosa CL (según clasificación de Casagrande)
- Capacidad de la balsa: 13.600 m<sup>3</sup>

### 5.1.1. Características constructivas de la balsa de lixiviados

Para el cálculo del Índice de Riesgo correspondiente a los parámetros de seguridad en las balsas (IRA PSB) se deben calcular en primer lugar, los valores correspondientes a las características constructivas de la balsa de lixiviados y en segundo lugar, pasar todos los datos obtenidos a unidades conmensurables con las que se pueda operar entre ellas.

#### 5.1.1.1. Factor de seguridad (FS)

Se procede con los datos del diagrama representado en la Figura 5.2:

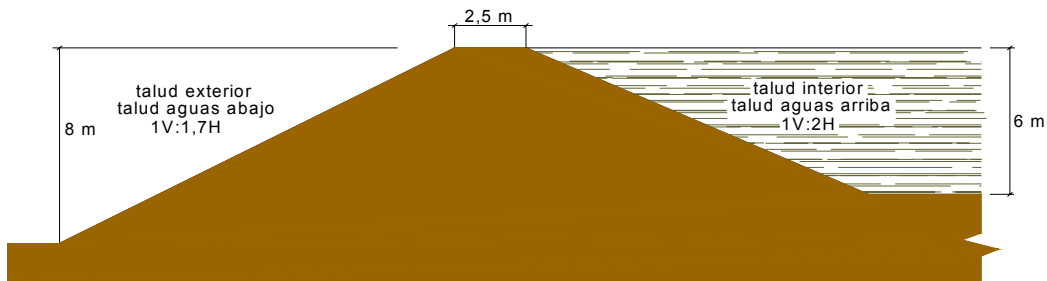


Figura 5.2: Representación gráfica de la sección del dique.

Los datos de entrada para calcular el Factor de Seguridad (FS) se resumen en la Tabla 5.1:

Propiedades mecánicas del material de construcción de dique de la balsa	
$C_0'$ : cohesión efectiva (t/m <sup>2</sup> )	7,00
$\phi'$ : ángulo de rozamiento efectivo (°)	25,00
$\gamma$ : densidad (t/m <sup>3</sup> )	2,01
Pendiente del talud exterior (°)	30,00
Altura exterior del dique (m)	8,00
Coeficiente sísmico de la zona	0,06
Ancho de coronación (m)	2,50

Tabla 5.1: Características constructivas y geométricas del dique

A partir de las características morfológicas de la balsa de la Tabla 5.1 y siguiendo el método de cálculo del Anexo III, se obtiene un factor de seguridad FS = 3,51

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente (Ecuación 4.18), se obtiene un valor negativo. Como este valor de IRA FS no es viable para el cálculo del riesgo, se le asigna un valor igual a 0:

$$\text{IRA FS} = 0$$

### 5.1.1.2. Erosionabilidad del talud

Para conocer el material erosionado ( $A$ ) se aplica la fórmula del USLE según se describe en el Capítulo 4. Los valores de pluviometría para el cálculo de  $R$  se han obtenido de la estación meteorológica más cercana. La  $K$  se ha tomado para un terreno compactado. Se considera un talud parcialmente cubierto de vegetación arbustiva con vegetación herbácea temporal.

En la Tabla 5.2 se especifican los datos necesarios para el cálculo del material erosionado.

$R$ : factor de lluvia	54,23
$K$ : factor de erosionabilidad del suelo	0,40
$L-S$ : factor de longitud y pendiente del talud	15,50
$C-P$ : factor de cultivo y de prácticas de conservación del talud	0,09

Tabla 5.2: valores necesarios para el cálculo del material erosionado  $A$ .

$$A = R * K * L * S * C * P = 26,031 \text{ t/ha.año}$$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA eros} = 0,0590667 + 0,00869333 * \text{Material erosionado} = 0,285$$

### 5.1.1.3. Impermeabilización de la balsa

La balsa de lixiviados analizada está impermeabilizada en fondo y paredes interiores con lámina de PEAD de 1,5 mm, la cual está considerada como Tipo 3 = 3. Aplicando este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA imp} = 1,25372 - 0,307564 \cdot \text{Tipo impermeabilización} = 0,331$$



#### 5.1.1.4. Probabilidad de rebosamiento

Las entradas para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento se obtienen a partir de los datos pluviométricos de la estación meteorológica más cercana y de los datos de la balsa, los cuales se resumen en la Tabla 5.3.

Precipitaciones anuales máximas caídas en 24 h (mm/h)	59,10
Superficie de coronación de la balsa (m <sup>2</sup> )	4414,00
Superficie que desagua su escorrentía en la balsa (m <sup>2</sup> )	0,00
Capacidad de resguardo o capacidad existente entre la capacidad de la balsa y el volumen de lixiviados máximo permitido (m <sup>3</sup> )	3400,00

Tabla 5.3: valores necesarios para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento

A partir del método de Gumbel, descrito en el Capítulo 4, se puede calcular que la Probabilidad de rebosamiento  $T(x) \approx 0$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA rebosamiento} = 0,033625 + 0,0094525 \cdot \text{Probabilidad rebosamiento} = 0,034$$

#### 5.1.1.5. Valor del IRA para los parámetros de seguridad en balsas

Con todos los valores calculados para cada uno de los parámetros, y a partir de la Ecuación 4.26 puede obtener el valor de Índice de Riesgo Ambiental de los Parámetros de Seguridad en la Balsa considerada (*IRA PSB*, Figura 5.3):



Figura 5.3: Balsa de lixiviados del vertedero de rechazos.

$$IRA\ PSB = 0,260 \cdot IRA\ FS + 0,214 \cdot IRA\ eros + 0,308 \cdot IRA\ imp + 0,218 \cdot IRA\ rebosam$$

$$IRA\ PSB = 0,170$$

### 5.1.2. Características de la avalancha de lixiviados

El impacto ambiental producido por el lixiviado sobre los distintos factores ambientales dependerá del volumen que llega hasta cada factor ambiental y del poder contaminante que tenga el lixiviado. El volumen dependerá de la distancia del factor ambiental a la balsa mientras que el poder contaminante del lixiviado no varía, ya que la variación en la composición, a medida que avanza la avalancha, es inapreciable.

#### 5.1.2.1. Poder contaminante del lixiviado %LPI

Las características medias de los lixiviados contenidos en la balsa, a partir de diversos análisis realizados de forma periódica son:

DBO <sub>5</sub>	5.433 mg/l
DQO	22.360 mg/l
pH	7,7
Cloruros	2.543 mg/l
TKN	363 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	511 mg/l
Sólidos totales	16.850 mg/l
Cr	1,8 mg/l
Pb	4,05 mg/l
Cu	0,61 mg/l
Hg	0,04 mg/l
Zn	25,3 mg/l
Fe total	289 mg/l
Ni	0,73 mg/l

Según la metodología descrita en el epígrafe 4.5.2:

$$LPI_{inorg} = 25,544$$

$$LPI_{org} = 69,609$$

$$LPI_{hm} = 13,057$$

Luego entonces:

$$LPI = 0,0232 \cdot LPI_{org} + 0,257 \cdot LPI_{inorg} + 0,511 \cdot LPI_{hm} = 29,386 \%$$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$IRA LPI = 0,0435897 + 0,00970667 \cdot LPI = 0,329$$

### 5.1.3. Características del medio receptor

Se debe conocer la presencia o ausencia de cada factor ambiental y la distancia entre el factor ambiental y la balsa de lixiviados. Si el factor ambiental está presente dentro del área inudada se le asignará valor igual a uno  $FA[i] = 1$ , si no existe factor ambiental, se asignará valor igual a cero  $FA[i] = 0$ . A continuación se resumen en la Tabla 5.4 los datos necesarios para el cálculo del Índice de Riesgo de los Factores Ambientales (*IRA FA*):

Factor ambiental	Presencia/ Ausencia FA[i]	Volumen máximo de lixiviados que puede llegar (m <sup>3</sup> )	IRA V <sub>lix</sub> en ese punto	Peso de cada factor ambiental
Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	0			
Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	0			
Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	1	6500	0,375	0,060
Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	0			
Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	1	10200	0,502	0,057
Zonas donde se pueden embalsar los líquidos y afectar a la fauna silvestre	0			
Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	0			
Piscifactorías				
Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	0			
Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	1	6000	0,304	0,052
Masa marítima u oceánica	0			
Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	1	6000	0,304	0,047
Zonas de karst con presencia de grutas o grietas	1	8500	0,422	0,047
Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales...)	1	7500	0,375	0,045
Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	0			
Zona de yacimientos arqueológicos	0			
Zonas con alta visibilidad (nº de personas/día que avistan el lixiviado)	0			
Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	0			
Infraestructuras forestales (camino rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	1	7000	0,351	0,034
Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas, etc.)	0			
Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas,...)	0			

Tabla 5.4: caracterización de los datos correspondientes a los factores ambientales

A continuación se justifican los valores de la tabla anterior:

- a) Factor Ambiental FA[1]: Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal.

No está presente, luego  $FA[1] = 0$

- b) Factor Ambiental FA[2]: Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.).

No está presente, luego  $FA[2] = 0$

- c) Factor Ambiental FA[3]: Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos.

Según la Cartografía Temática de la Generalitat Valenciana se observa que a una distancia de 870 m en la línea de máxima pendiente existe una zona arenosa muy permeable, luego  $FA[3] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de  $6500 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta esta zona permeable en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,375$$

- d) Factor Ambiental FA[4]: Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora).

No está presente, luego  $FA[4] = 0$

- e) Factor Ambiental FA[5]: Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.).

Según la Cartografía Temática de la Generalitat Valenciana, toda la zona afectada está incluida dentro del Lugar de Interés Comunitario “Sierra Martés”, luego  $FA[5] = 1$

Como toda la superficie afectada está dentro de un LIC, la distancia es nula y el volumen de lixiviados que lo afectan es el total contenido en la balsa,  $V_{lix} = 10.200 \text{ m}^3$ . Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,502$$

- f) Factor ambiental FA[6]: Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre.

Al tomar la línea de máxima pendiente no se observan zonas embalsables, luego  $FA[6] = 0$

- g) Factor Ambiental FA[7]: Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales.

No están presente, luego  $FA[7] = 0$

- h) Factor Ambiental FA[8]: Piscifactorías

No están presente, luego  $FA[8] = 0$

- i) Factor Ambiental FA[9]: Zonas agrícolas sensibles a la contaminación

No están presente, luego  $FA[9] = 0$

- j) Factor Ambiental FA[10]: Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)

Según la Cartografía Temática de la Generalitat Valenciana se observa que a una distancia de 1028 m en la línea de máxima pendiente existe un río, luego  $FA[10] = 1$ .

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de  $6.000 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,304$$

- k) Factor Ambiental FA[11]: Distancia al mar

No están presente, luego  $FA[11] = 0$

- l) Factor Ambiental  $FA[12]$ : Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial.

El río observado a una distancia de 1.028 m de la balsa, es utilizado aguas abajo para la captación de agua de uso agrícola, por lo que  $FA[12] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de  $6.000 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,304$$

- m) Factor Ambiental  $FA[13]$  Zonas de karst con presencia de grutas y grietas.

En la zona analizada existe multitud de cavidades y oquedades calcáreas, incluso a pocos kilómetros existen grutas visitables. Tras la inspección *in situ* se observó a 400 m aguas debajo de la balsa una gruta por la que posiblemente pueden fluir líquidos, por lo que  $FA[13] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de  $8.500 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta esta gruta en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,422$$

- n) Factor ambiental  $FA[14]$ : Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)

En la zona final del barranco, a unos 850 m de la balsa existe vegetación riparia de interés formada por adelfas, tarays e incluso algún sauce, por lo que  $FA[14] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de  $7.500 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta esta vegetación riparia en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,375$$

- o) Factor ambiental FA[15]: Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)

No están presentes, luego  $FA[15] = 0$

- p) Factor Ambiental FA[16]: Zona de yacimientos arqueológicos

No están presentes, luego  $FA[16] = 0$

- q) Factor Ambiental FA[17]: Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)

No están presentes, luego  $FA[17] = 0$

- r) Factor Ambiental FA[18]: Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)

No están presentes, luego  $FA[18] = 0$

- s) Factor Ambiental FA[19]: Infraestructuras forestales (camino rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)

Una antigua carretera es utilizada actualmente por pescadores, bañistas y deportistas náuticos para aprovechar las posibilidades recreativas del río. La carretera cruza la línea de máxima pendiente a unos 800 m de la balsa, por lo que  $FA[19] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de  $7.000 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta esta carretera en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,351$$

- t) Factor Ambiental FA[20]: Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,...)

No están presentes, luego  $FA[20] = 0$

- u) Factor Ambiental FA[21]: Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas,...)

No están presentes, luego  $FA[20] = 0$

### 5.1.3.1. Valor del IRA para los factores ambientales

Con todos los valores calculados para cada uno de los factores ambientales, y a partir de la Ecuación 4.27 se puede obtener el valor de Índice de Riesgo Ambiental de los Factores Ambientales (IRA FA), multiplicando cada valor por su correspondiente índice de ponderación y todos ellos por el IRA LPI:

$$IRA\_FA = IRA\_LPI \cdot \sum_{i=1}^{21} (IP_i \cdot FA[i] \cdot IRA\_V_{lix[i]})$$

Sustituyendo los valores correspondientes queda:

$$IRA\ FA = 0,329 \cdot (0,060 \cdot 1 \cdot 0,375 + 0,057 \cdot 1 \cdot 0,502 + 0,052 \cdot 1 \cdot 0,304 + 0,047 \cdot 1 \cdot 0,304 + 0,047 \cdot 1 \cdot 0,422 + 0,045 \cdot 1 \cdot 0,375 + 0,034 \cdot 1 \cdot 0,351)$$

$$IRA\ FA = 0,043$$

### 5.1.4. Valor del $IR_{amb}$

Una vez obtenidos los valores de  $IRA\ PSB$  y de  $IRA\ FA$ , se sustituyen en la fórmula del Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ ):

$$IR_{amb} = IRA\ PSB \cdot IRA\ FA$$

$$IR_{amb} = 0,0073$$



## 5.2. Balsa de Lixiviados de Planta de Compostaje

Se trata de una balsa que recoge el lixiviado generado en las pilas de maduración de compost. También recoge el agua de escorrentía caída sobre la superficie de la planta de compostaje. La planta está ubicada en un barranco, por lo tanto la rotura de la balsa formaría una avalancha que avanzaría siguiendo el cauce natural del barranco hasta desembocar en un río, tal y como se observa en la ortofotografía de la Figura 5.4.

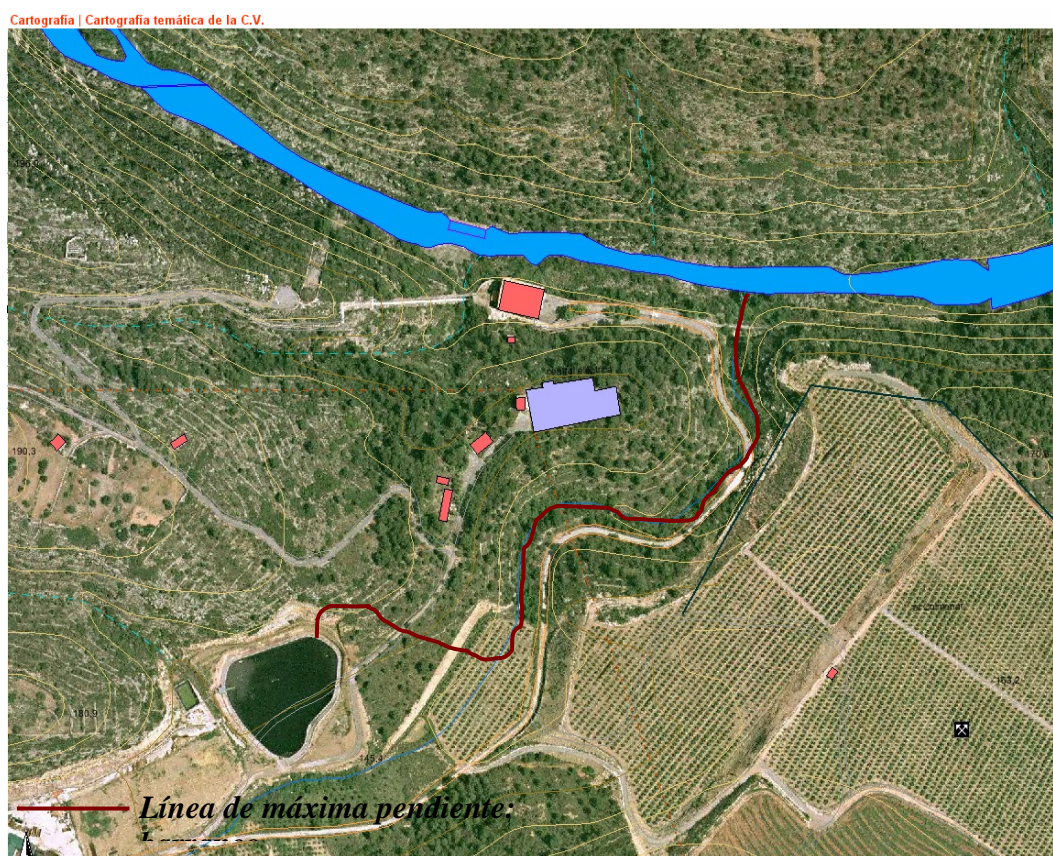


Figura 5.4: Ortofotografía de la balsa de lixiviados de una planta de compostaje. Fuente: Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. <http://orto.cth.gva.es>

La balsa recoge los lixiviados procedentes de las eras de compostaje y eras de descarga de residuos. El vertedero tiene otra balsa de lixiviados diferente.

Las características de la balsa de lixiviados de la planta de compostaje son:

- Coeficiente sísmico de la zona: 0,00 (NBE. 2001)
- Anchura del camino de coronación: 3,0 metros
- Altura talud interior: 4 metros
- Altura talud exterior: 4 metros

- Pendiente talud interior: 1V:2H
- Pendiente talud exterior: máxima 1V:1.5 H (33,69°)
- Suelo de naturaleza franca SM-SC (según clasificación de Casagrande)
- Densidad (humedad del proctor 100 % PN): 2,01 t/m<sup>3</sup>
- Capacidad de la balsa: 22.000 m<sup>3</sup>

### 5.2.1. Características constructivas de la balsa de lixiviados

Para el cálculo del Índice de Riesgo correspondiente a los parámetros de seguridad en las balsas (IRA PSB) se deben calcular en primer lugar, los valores correspondientes a las características constructivas de la balsa de lixiviados y en segundo lugar, pasar todos los datos obtenidos a unidades conmensurables con las que se pueda operar entre ellas.

#### 5.2.1.1. Factor de seguridad (FS)

Se procede con los datos del diagrama representado en la Figura 5.5:

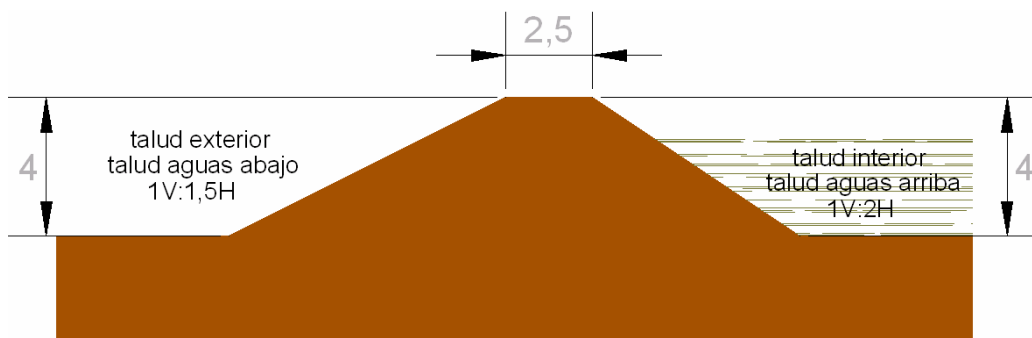


Figura 5.5: representación gráfica de la sección del dique.

Los datos de entrada para calcular el Factor de Seguridad (FS) se resumen en la Tabla 5.4:

Propiedades mecánicas del material de construcción de dique de la balsa	
$C_0'$ : cohesión efectiva (t/m <sup>2</sup> )	4,43
$\phi'$ : ángulo de rozamiento efectivo (°)	31,60
$\gamma$ : densidad (t/m <sup>3</sup> )	2,01
Pendiente del talud exterior (°)	33,69
Altura exterior del dique (m)	4,00
Coefficiente sísmico de la zona	0,00
Ancho de coronación (m)	2,50

Tabla 5.4: Características constructivas y geométricas del dique

A partir de las características morfológicas de la balsa y siguiendo el método de cálculo del Anexo III, y de las propiedades geotécnicas del material constructivo, se obtiene un factor de seguridad  $FS = 5,17$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente (Ecuación 4.18), se obtiene un valor negativo. Como este valor de IRA FS no es viable para el cálculo del riesgo, se le asigna un valor de 0:

$$IRA_{FS} = 0$$

### 5.2.1.2. Erosionabilidad del talud

Para conocer el material erosionado ( $A$ ) se aplica la fórmula del USLE según se describe en el Capítulo 4. Los valores de pluviometría para el cálculo de  $R$  se han obtenido de la estación meteorológica más cercana. La  $K$  se ha tomado para un terreno compactado. Se considera un talud prácticamente desnudo.

En la Tabla 5.5 se especifican los datos necesarios para el cálculo del material erosionado.

$R$ : factor de lluvia	54,23
$K$ : factor de erosionabilidad del suelo	0,40
$L-S$ : factor de longitud y pendiente del talud	12,50
$C-P$ : factor de cultivo y de prácticas de conservación del talud	1,25

Tabla 5.5: valores necesarios para el cálculo del material erosionado  $A$

$$A = R * K * L * S * C * P = 165,402 \text{ t/ha.año}$$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$IRA_{eros} = 0,0590667 + 0,00869333 \cdot \text{Material erosionado} = 1,497 \rightarrow 1$$

### 5.2.1.3. Impermeabilización de la balsa

La balsa de lixiviados analizada está impermeabilizada en fondo y paredes interiores con lámina de PEAD de 1,5 mm, la cual está considerada como Tipo 3 = 3. Aplicando este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$IRA_{imp} = 1,25372 - 0,307564 \cdot \text{Tipo impermeabilización} = 0,331$$

#### 5.2.1.4. Probabilidad de rebosamiento

Las entradas para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento se obtienen a partir de los datos pluviométricos de la estación meteorológica más cercana y de los datos de la balsa, los cuales se resumen en la Tabla 5.6.

Precipitaciones anuales máximas caídas en 24 h (mm/h)	79,50
Superficie de coronación de la balsa (m <sup>2</sup> )	5700,00
Superficie que desagua su escorrentía en la balsa (m <sup>2</sup> )	38600,00
Capacidad de resguardo o capacidad existente entre la capacidad de la balsa y el volumen de lixiviados máximo permitido (m <sup>3</sup> )	5500,00

Tabla 5.6: valores necesarios para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento

A partir del método de Gumbel, descrito en el capítulo 6.4. se puede calcular la Probabilidad de rebosamiento  $T(x) = 0,0755 \rightarrow 7,55 \%$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA rebosamiento} = 0,033625 + 0,0094525 \cdot \text{Probabilidad rebosamiento} = 0,105$$

#### 5.2.1.5. Valor del IRA para los parámetros de seguridad en balsas

Con todos los valores calculados para cada uno de los parámetros, y a partir de la Ecuación 4.26, se puede obtener el valor de Índice de Riesgo Ambiental de los Parámetros de Seguridad en Balsas (*IRA PSB*, Figura 5.6):

$$\text{IRA PSB} = 0,260 \cdot \text{IRA FS} + 0,214 \cdot \text{IRA eros} + 0,308 \cdot \text{IRA imp} + 0,218 \cdot \text{IRA rebosam}$$

$$\text{IRA PSB} = 0,340$$



Figura 5.6: Balsa de lixiviados de una planta de compostaje.

### 5.2.2. Características de la avalancha de lixiviados

El impacto ambiental producido por el lixiviado sobre los distintos factores ambientales dependerá del volumen que llega hasta cada factor ambiental y del poder contaminante que tenga el lixiviado. El volumen dependerá de la distancia del factor ambiental a la balsa mientras que el poder contaminante del lixiviado no varía, ya que la variación en la composición, a medida que avanza la avalancha, es inapreciable.

#### 5.2.2.1. Poder contaminante del lixiviado %LPI

Las características medias de los lixiviados contenidos en la balsa son:

DBO <sub>5</sub>	18.632 mg/l
DQO	26.340 mg/l
pH	6,8
Cloruros	1761 mg/l
TKN	493 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	885 mg/l
Sólidos totales	12.400 mg/l
Cr	0,0041 mg/l
Pb	0,011 mg/l
Cu	0,021 mg/l
Hg	0,000015 mg/l
Zn	0,18 mg/l
Fe total	5,5 mg/l
Ni	0,041 mg/l

Según la metodología descrita en el epígrafe 4.5.2:

$$LPI_{inorg} = 29,723$$

$$LPI_{org} = 80,044$$

$$LPI_{hm} = 4,843$$

Luego entonces:

$$LPI = 0,0232 \cdot LPI_{org} + 0,257 \cdot LPI_{inorg} + 0,511 \cdot LPI_{hm} = 28,703 \%$$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$IRA \text{ LPI} = 0,0435897 + 0,00970667 \cdot LPI = 0,322$$

### 5.2.3. Características del medio receptor

Se debe conocer la presencia o ausencia de cada factor ambiental y la distancia entre el factor ambiental y la balsa de lixiviados. Si el factor ambiental está presente dentro del área inundada se le asignará valor igual a uno  $FA[i] = 1$ , si no existe factor

ambiental, se asignará valor igual a cero  $FA[i] = 0$ . A continuación se resumen en la Tabla 5.7 los datos necesarios para el cálculo del Índice de Riesgo de los Factores Ambientales (*IRA FA*):

Factor ambiental	Presencia/Ausencia FA[i]	Volumen máximo de lixiviados que puede llegar (m <sup>3</sup> )	IRA $V_{lix}$ en ese punto	Peso de cada factor ambiental
Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	0			
Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	0			
Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	0			
Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	0			
Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	0			
Zonas donde se pueden embalsar los líquidos y afectar a la fauna silvestre	0			
Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	0			
Piscifactorías	0			
Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	1	16000	0,776	0,052
Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	1	14500	0,705	0,052
Masa marítima u oceánica	1	100	0,026	0,051
Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	1	250	0,033	0,047
Zonas de karst con presencia de grutas o grietas	0			
Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales...)	1	14500	0,705	0,045
Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	0			
Zona de yacimientos arqueológicos	0			
Zonas con alta visibilidad (nº de personas/día que avistan el lixiviado)	0			
Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	0			
Infraestructuras forestales (camino rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	1	15000	0,729	0,034
Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas, etc.)	0			
Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas,...)	0			

Tabla 5.7: caracterización de los datos correspondientes a los factores ambientales

A continuación se justifican los valores de la tabla anterior:

- a) Factor Ambiental FA[1]: Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal.

No está presente, luego  $FA[1] = 0$

- b) Factor Ambiental FA[2]: Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.).

No está presente, luego  $FA[2] = 0$

- c) Factor Ambiental  $FA[3]$ : Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos.

No está presente, luego  $FA[3] = 0$

- d) Factor Ambiental  $FA[4]$ : Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora).

No está presente, luego  $FA[4] = 0$

- e) Factor Ambiental  $FA[5]$ : Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.).

No está presente, luego  $FA[5] = 0$

- f) Factor ambiental  $FA[6]$ : Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre.

Al tomar la línea de máxima pendiente no se observan zonas embalsables, luego  $FA[6] = 0$

- g) Factor Ambiental  $FA[7]$ : Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales.

No están presente, luego  $FA[7] = 0$

- h) Factor Ambiental  $FA[8]$ : Piscifactorías

No están presente, luego  $FA[8] = 0$

- i) Factor Ambiental  $FA[9]$ : Zonas agrícolas sensibles a la contaminación

Se advierte la presencia de cultivos de cítricos que previsiblemente serían afectados por los lixiviados en caso de rotura. Estas parcelas se encuentran a una distancia de la balsa de 146 m, por lo que  $FA[9] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 16.000 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$\text{IRA } V_{\text{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{\text{lix}} = 0,776$$

- j) Factor Ambiental FA[10]: Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)

Según la Cartografía Temática de la Generalitat Valenciana se observa que a una distancia de 553 m en la línea de máxima pendiente existe un río, luego FA[10] = 1.

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 14.500 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$\text{IRA } V_{\text{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{\text{lix}} = 0,705$$

- k) Factor Ambiental FA[11]: Distancia al mar

El punto del río sobre el cual se verterían los lixiviados está situado a unos 25.000 m del mar, por lo que FA[11] = 1

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 100 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$\text{IRA } V_{\text{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{\text{lix}} = 0,026$$

- l) Factor Ambiental FA[12]: Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial.

En el río observado, a una distancia de 16.000 m de la balsa, existe una canalización para la captación de agua de uso agrícola, por lo que FA[12] = 1



Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 250 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,033$$

m) Factor Ambiental FA[13] Zonas de karst con presencia de grutas y grietas.

No están presentes, luego FA[13] = 0

n) Factor ambiental FA[14]: Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)

En la zona final del barranco, a unos 553 m de la balsa existe vegetación riparia de interés formada por adelfas, tarays y otra vegetación mediterránea típica de ribera, por lo que FA[14] = 1

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 14.500 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta esta vegetación riparia en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,705$$

o) Factor ambiental FA[15]: Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)

No están presentes, luego FA[15] = 0

p) Factor Ambiental FA[16]: Zona de yacimientos arqueológicos

No están presentes, luego FA[16] = 0

q) Factor Ambiental FA[17]: Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)

No están presentes, luego FA[17] = 0

r) Factor Ambiental FA[18]: Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)

No están presentes, luego  $FA[18] = 0$

- s) Factor Ambiental  $FA[19]$ : Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)

Una antigua carretera es utilizada para el acceso a una zona poblada. La carretera cruza la línea de máxima pendiente a unos 422 m de la balsa, por lo que  $FA[19] = 1$

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 15.000 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta esta carretera en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA_{V_{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{lix} = 0,729$$

- t) Factor Ambiental  $FA[20]$ : Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,....)

No están presentes, luego  $FA[20] = 0$

- u) Factor Ambiental  $FA[21]$ : Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas,...)

No están presentes, luego  $FA[21] = 0$

### 5.2.3.1. Valor del IRA para los factores ambientales

Con todos los valores calculados para cada uno de los factores ambientales, y a partir de la Ecuación 4.27 se puede obtener el valor de Índice de Riesgo Ambiental de los Factores Ambientales ( $IRA_{FA}$ ), multiplicando cada valor por su correspondiente índice de ponderación y todos ellos por el IRA LPI:

$$IRA_{FA} = IRA_{LPI} \cdot \sum_{i=1}^{21} (IP_i \cdot FA[i] \cdot IRA_{V_{lix[i]}})$$

Sustituyendo los valores correspondientes queda:

$$IRA FA = 0,322 \cdot (0,052 \cdot 1 \cdot 0,776 + 0,052 \cdot 1 \cdot 0,705 + 0,051 \cdot 1 \cdot 0,026 + 0,047 \cdot 1 \cdot 0,033 + 0,045 \cdot 1 \cdot 0,705 + 0,034 \cdot 1 \cdot 0,729)$$

$$IRA FA = 0,044$$

#### 5.2.4. Valor del $IR_{amb}$

Una vez obtenidos los valores de  $IRA PSB$  y de  $IRA FA$ , se sustituyen en la fórmula del Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ ):

$$IR_{amb} = IRA PSB \cdot IRA FA = 0,015$$

$$IR_{amb} = 0,015$$

### 5.3. Balsa de LIXIVIADOS EN VERTEDERO DE RESIDUOS NO PELIGROSOS

Se trata de una balsa que recoge el lixiviado generado en un vertedero de residuos no peligrosos. El vertedero está ubicado en una cabecera de barranco, por lo tanto la rotura de la balsa formaría una avalancha que avanzaría siguiendo el cauce natural del barranco hasta desembocar en un río, tal y como se observa en la ortofotografía de la Figura 5.7.



Figura 5.7: Ortofotografía de la balsa de lixiviados en un vertedero de residuos no peligrosos. Fuente: Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana.. <http://orto.cth.gva.es>

Tipo de residuos admitidos en el vertedero según CER:

170605	Materiales de construcción que contienen amianto (6)
190305	Residuos estabilizados distintos de los especificados en el código 19 03 04
190401	Residuos solidificados distintos de los especificados en el código 19 03 06
190307	Residuos vitrificados
020103	Residuos de tejidos de vegetales
020104	Residuos de plásticos (excepto embalajes)
020304	Materiales inadecuados para el consumo o la elaboración
030101	Residuos de corteza y corcho
030105	Serrín, virutas, recortes, madera, tableros de partículas y chapas distintos de los mencionados en el código 03 01 04
030301	Residuos de corteza y madera
030308	Residuos procedentes de la clasificación de papel y cartón destinados al

	reciclado
040109	Residuos de confección y acabado
040209	Residuos de materiales compuestos (textiles impregnados, elastómeros, plastómeros)
040210	Materia orgánica de productos naturales (por ejemplo grasa, cera)
040221	Residuos de fibras textiles no procesadas
040222	Residuos de fibras textiles procesadas
070213	Residuos de plástico
070217	Residuos que contienen siliconas distintas de mencionadas en el código 07 02 16
100101	Cenizas del hogar, escorias y polvo de caldera (excepto el polvo de caldera especificado en el código 10 01 04)
100102	Cenizas volantes de carbón
100103	Cenizas volantes de turba y de madera (no tratada)
100105	Residuos cálcicos de reacción, en forma sólida, procedentes de la desulfuración de gases de combustión
100115	Cenizas del hogar, escorias y polvo de caldera procedentes de la coincineración, distintos de los especificados en el código 10 01 14
100117	Cenizas volantes procedentes de la co-incineración distintas de las especificadas en el código 10 01 16
100201	Residuos del tratamiento de escorias
100202	Escorias no tratadas
100208	Residuos sólidos del tratamiento de gases, distintos de los especificados en el código 10 02 07
100210	Cascarilla de laminación
100212	Residuos del tratamiento del agua de refrigeración, distintos de los especificados en el código 10 02 11
100302	Fragmentos de ánodos
100305	Residuos de alúmina
100320	Partículas, procedentes de los efluentes gaseosos, distintas de las especificadas en el código 10 03 19
100322	Otras partículas y polvo (incluido el polvo de molienda) distintos de los especificados en el código 10 03 21
100324	Residuos sólidos del tratamiento de gases, distintos de los especificados en el código 10 03 23
100328	Residuos del tratamiento del agua de refrigeración, distintos de los especificados en el código 10 03 27
100330	Residuos del tratamiento de escorias salinas y granzas negras distintos de los especificados en el código 10 03 29
101103	Residuos de materiales de fibra de vidrio
101105	Partículas y polvo
101110	Residuos de la preparación de mezclas antes del proceso de cocción distintos de los especificados en el código 10 11 09
101112	Residuos de vidrio distintos de los especificados en el código 10 11 11
101114	Lodos procedentes del pulido y esmerilado del vidrio, distintos de los especificados en el código 10 11 13
101116	Residuos sólidos del tratamiento de gases de combustión, distintos de los especificados en el código 10 11 15
101118	Lodos y tortas de filtración del tratamiento de gases, distintos de los especificados en el código 10 11 17
101120	Residuos sólidos del tratamiento in situ de efluentes, distintos de los especificados en el código 10 11 19
101201	Residuos de la preparación de mezclas antes del proceso de cocción
101203	Partículas y polvo
101205	Lodos y tortas de filtración del tratamiento de gases
101206	Moldes desechados
101208	Residuos de cerámica, ladrillos, tejas y materiales de construcción (después del proceso de cocción)
101210	Residuos sólidos del tratamiento de gases, distintos de los especificados en el código 10 12 09

- 101212 Residuos de vidrioado distintos de los especificados en el código 10 12 11
- 101213 Lodos del tratamiento in situ de efluentes
- 101301 Residuos de la preparación de mezclas antes del proceso de cocción
- 101304 Residuos de calcinación e hidratación de la cal
- 101306 Partículas y polvo (excepto los códigos 10 13 12 y 10 13 13)
- 101307 Lodos y tortas de filtración del tratamiento de gases
- 101310 Residuos de la fabricación de fibrocemento distintos de los especificados en el código 10 13 09
- 101311 Residuos de materiales compuestos a base de cemento distintos de los especificados en los códigos 10 13 09 y 10 13 10
- 101313 Residuos sólidos del tratamiento de gases, distintos de los especificados en el código 10 13 12
- 101314 Residuos de hormigón y lodos de hormigón
- 120101 Limaduras y virutas de metales férreos
- 120102 Polvo y partículas de metales férreos
- 120104 Polvo y partículas de metales no férreos
- 120105 Virutas y rebabas de plástico
- 120113 Residuos de soldadura
- 120115 Lodos de mecanizado distintos de los especificados en el código 12 01 14
- 120117 Residuos de granallado o chorreado distintos de los especificados en el código 12 01 16
- 120121 Muelas y materiales de esmerilado usados distintos de los especificados en el código 12 01 20
- 150106 Envases mezclados
- 160103 Neumáticos fuera de uso
- 160119 Plástico
- 160120 Vidrio
- 160214 Equipos desechados distintos de los especificados en los códigos 16 02 09 a 16 02 13
- 160216 Componentes retirados de equipos desechados distintos de los especificados en el código 16 02 15
- 160304 Residuos inorgánicos distintos de los especificados en el código 16 03 03
- 160306 Residuos orgánicos distintos de los especificados en el código 16 03 05
- 160509 Productos químicos desechados distintos de los especificados en los códigos 16 05 06, 16 05 07 o 16 05 08
- 161102 Revestimientos y refractarios a base de carbono, procedentes de procesos metalúrgicos distintos de los especificados en el código 16 11 01
- 161104 Otros revestimientos y refractarios procedentes de procesos metalúrgicos, distintos de los especificados en el código 16 11 03
- 161106 Revestimientos y refractarios procedentes de procesos no metalúrgicos, distintos de los especificados en el código 16 11 05
- 170101 Hormigón
- 170102 Ladrillos
- 170103 Tejas y materiales cerámicos
- 170107 Mezclas de hormigón, ladrillos, tejas y materiales cerámicos, distintas de las especificadas en el código 17 01 06
- 170201 Madera
- 170202 Vidrio
- 170203 Plástico
- 170302 Mezclas bituminosas distintas de las especificadas en el código 17 03 01
- 170604 Materiales de aislamiento distintos de los especificados en los códigos 17 06 01 y 17 06 03
- 170802 Materiales de construcción a base de yeso distintos de los especificados en el código 17 08 01
- 170904 Residuos mezclados de construcción y demolición distintos de los especificados en los códigos 17 09 01, 17 09 02 y 17 09 03
- 190102 Materiales férreos separados de la ceniza de fondo de horno
- 190112 Cenizas de fondo de horno y escorias distintas de las especificadas en el código 19 01 11
- 190114 Cenizas volantes distintas de las especificadas en el código 19 01 13

190116	Polvo de caldera distinto del especificado en el código 19 01 15
190118	Residuos de pirólisis distintos de los especificados en el código 19 01 17
190119	Arenas de lechos fluidizados
190203	Residuos mezclados previamente, compuestos exclusivamente por residuos no peligrosos
190206	Lodos de tratamientos físicoquímicos, distintos de los especificados en el código 19 02 05
190502	Fracción no compostada de residuos de procedencia animal o vegetal
190503	Compost fuera de especificación
190801	Residuos de cribado
190802	Residuos de desarenado
190901	Residuos sólidos de la filtración primaria y cribado
190902	Lodos de la clarificación del agua
190903	Lodos de descarbonatación
190904	Carbón activo usado
190905	Resinas intercambiadoras de iones saturadas o usadas
191004	Fracciones ligeras de fragmentación (fluff-light) y polvo distintas de las especificadas en el código 19 10 03
191006	Otras fracciones distintas de las especificadas en el código 19 10 05
191202	Metales férreos
191204	Plástico y caucho
191205	Vidrio
191207	Madera distinta de la especificada en el código 19 12 06
191208	Textiles
191209	Minerales (por ejemplo, arena, piedras)
191212	Otros residuos (incluidas mezclas de materiales) procedentes del tratamiento mecánico de residuos, distintos de los especificados en el código 19 12 11
191302	Residuos sólidos de la recuperación de suelos distintos de los especificados en el código 19 13 01
191304	Lodos de la recuperación de suelos distintos de los especificados en el código 19 13 03
191306	Lodos de la recuperación de aguas subterráneas distintos de los especificados en el código 19 13 05
200201	Residuos biodegradables
200303	Residuos de limpieza viaria
200307	Residuos voluminosos

Las características de la balsa de lixiviados son las siguientes:

- Tipo de vertedero: barranco
- Coeficiente sísmico de la zona: 0,07 (NBE. 2001)
- Anchura del camino de coronación: 2,5 metros
- Altura talud interior: 5,5 metros
- Altura talud exterior: 7 metros
- Pendiente talud interior: 1V:1 H
- Pendiente talud exterior: máxima 1V:1H (45°)
- Suelo de naturaleza arcillosa SM-SC (según clasificación de Casagrande)
- Densidad (humedad del proctor 100 % PN): 2,16 t/m<sup>3</sup>
- Capacidad de la balsa: 14.325 m<sup>3</sup>

### 5.3.1. Características constructivas de la balsa de lixiviados

Para el cálculo del Índice de Riesgo correspondiente a los parámetros de seguridad en las balsas (IRA PSB) se deben calcular en primer lugar, los valores correspondientes a las características constructivas de la balsa de lixiviados y en segundo lugar, pasar todos los datos obtenidos a unidades conmensurables con las que se pueda operar entre ellas.

#### 5.3.1.1. Factor de seguridad (FS)

Se procede con los datos del diagrama representado en la Figura 5.8:

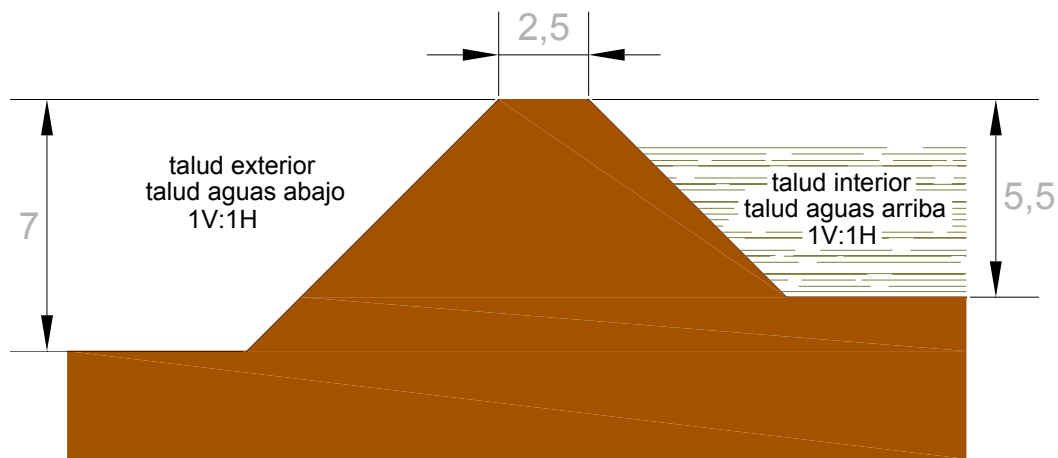


Figura 5.8: Representación gráfica de la sección del dique

Los datos de entrada para calcular el Factor de Seguridad (FS) se resumen en la Tabla 5.8:

Propiedades mecánicas del material de construcción de dique de la balsa	
$C_0'$ : cohesión efectiva ( $t/m^2$ )	3,03
$\phi'$ : ángulo de rozamiento efectivo ( $^\circ$ )	30,54
$\gamma$ : densidad ( $t/m^3$ )	2,16
Pendiente del talud exterior ( $^\circ$ )	45,00
Altura exterior del dique (m)	7,00
Coefficiente sísmico de la zona	0,07
Ancho de coronación (m)	2,50

Tabla 5.8: Características constructivas y geométricas del dique

A partir de las características morfológicas de la balsa y siguiendo el método de cálculo del Anexo III, y de las propiedades geotécnicas del material constructivo, se obtiene un factor de seguridad  $FS = 2,08$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente (Ecuación 4.18), se obtiene el valor:



$$\text{IRA FS} = 0,952159 - 0,360838 \cdot \text{FS} = 0,187$$

### 5.3.1.2. Erosionabilidad del talud

Para conocer el material erosionado ( $A$ ) se aplica la fórmula del USLE según se describe en el Capítulo 4. Los valores de pluviometría para el cálculo de  $R$  se han obtenido de la estación meteorológica más cercana. La  $K$  se ha tomado para un terreno compactado. Se considera un talud prácticamente desnudo.

En la Tabla 5.9 se especifican los datos necesarios para el cálculo del material erosionado.

$R$ : factor de lluvia	52,66
$K$ : factor de erosionabilidad del suelo	0,40
$L-S$ : factor de longitud y pendiente del talud	23,14
$C-P$ : factor de cultivo y de prácticas de conservación del talud	0,90

Tabla 5.9: valores necesarios para el cálculo del material erosionado  $A$ .

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P = 438,70 \text{ t/ha.año}$$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA eros} = 0,0590667 + 0,00869333 \cdot \text{Material erosionado} = 3,873 \rightarrow 1$$

### 5.3.1.3. Impermeabilización de la balsa

La balsa de lixiviados analizada está impermeabilizada en fondo y paredes interiores con lámina de PEAD de 1,5 mm, la cual está considerada como Tipo 3 = 3. Aplicando este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA imp} = 1,25372 - 0,307564 \cdot \text{Tipo impermeabilización} = 0,331$$

### 5.3.1.4. Probabilidad de rebosamiento

Las entradas para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento se obtienen a partir de los datos pluviométricos de la estación meteorológica más cercana y de los datos de la balsa, los cuales se resumen en la Tabla 5.10.

Precipitaciones anuales máximas caídas en 24 h (mm/h)	66,80
Superficie de coronación de la balsa (m <sup>2</sup> )	3100,00
Superficie que desagua su escorrentía en la balsa (m <sup>2</sup> )	0,00
Capacidad de resguardo o capacidad existente entre la capacidad de la balsa y el volumen de lixiviados máximo permitido (m <sup>3</sup> )	3581,00

Tabla 5.10: valores necesarios para el cálculo de la probabilidad de rebosamiento

A partir del método de Gumbel, descrito en el capítulo.4. se puede calcular la Probabilidad de rebosamiento  $T(x) = 0$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$\text{IRA rebosamiento} = 0,033625 + 0,0094525 \cdot \text{Probabilidad rebosamiento} = 0,034$$

### 5.3.1.5. Valor del IRA para los parámetros de seguridad en balsas

Con todos los valores calculados para cada uno de los parámetros, y a partir de la Ecuación 4.26 se puede obtener el valor de Índice de Riesgo Ambiental de los Parámetros de Seguridad en Balsas (IRA PSB). La balsa correspondiente al vertedero de residuos no peligrosos se observa en la Figura 5.9.

$$\text{IRA PSB} = 0,260 \cdot \text{IRA FS} + 0,214 \cdot \text{IRA eros} + 0,308 \cdot \text{IRA imp} + 0,218 \cdot \text{IRA rebosam}$$

$$\text{IRA PSB} = 0,368$$



Figura 5.9: Balsa de lixiviados de un vertedero de residuos no peligrosos.

### 5.3.2. Características de la avalancha de lixiviados

El impacto ambiental producido por el lixiviado sobre los distintos factores ambientales dependerá del volumen que llega hasta cada factor ambiental y del poder contaminante que tenga el lixiviado. El volumen dependerá de la distancia del factor ambiental a la balsa mientras que el poder contaminante del lixiviado no varía, ya que la variación en la composición, a medida que avanza la avalancha, es inapreciable.

### 5.3.2.1. Poder contaminante del lixiviado %LPI

Las características medias de los lixiviados contenidos en la balsa son:

DBO <sub>5</sub>	985 mg/l
DQO	15.460 mg/l
pH	6,8
Cloruros	3.825 mg/l
TKN	105 mg/l
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	28 mg/l
Sólidos totales	22 mg/l
Cr	5,3 mg/l
Pb	6,05 mg/l
Cu	4,3 mg/l
Hg	0,53 mg/l
Zn	88,4 mg/l
Fe total	1.133 mg/l
Ni	3,1 mg/l

Según la metodología descrita en el epígrafe 4.4.2:

$$LPI_{inorg} = 18,650$$

$$LPI_{org} = 52,708$$

$$LPI_{hm} = 39,707$$

Luego entonces:

$$LPI = 0,0232 \cdot LPI_{org} + 0,257 \cdot LPI_{inorg} + 0,511 \cdot LPI_{hm} = 37,316 \%$$

Sustituyendo este valor en la fórmula de regresión correspondiente:

$$IRA_{LPI} = 0,0435897 + 0,00970667 \cdot LPI = 0,406$$

### 5.3.3. Características del medio receptor

Se debe conocer la presencia o ausencia de cada factor ambiental y la distancia entre el factor ambiental y la balsa de lixiviados. Si el factor ambiental está presente dentro del área inudada se le asignará valor igual a uno  $FA[i] = 1$ , si no existe factor ambiental, se asignará valor igual a cero  $FA[i] = 0$ . A continuación se resumen en la Tabla 5.11 los datos necesarios para el cálculo del Índice de Riesgo de los Factores Ambientales (*IRA FA*):

Factor ambiental	Presencia/ Ausencia FA[i]	Volumen máximo de lixiviados que puede llegar (m <sup>3</sup> )	IRA V <sub>lix</sub> en ese punto	Peso de cada factor ambiental
Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	0			
Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	0			
Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	0			
Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	0			
Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	0			
Zonas donde se pueden embalsar los líquidos y afectar a la fauna silvestre	0			
Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	1	8500	0,422	0,053
Piscifactorías	0			
Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	0			
Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	1	6500	0,328	0,052
Masa marítima u oceánica	0			
Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	0			
Zonas de karst con presencia de grutas o grietas	0			
Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales...)	1	8500	0,422	0,045
Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	0			
Zona de yacimientos arqueológicos	0			
Zonas con alta visibilidad (nº de personas/día que avistan el lixiviado)	0			
Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	0			
Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	1	6500	0,329	0,034
Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas, etc.)	0			
Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas,...)	0			

Tabla 5.11: caracterización de los datos correspondientes a los factores ambientales

A continuación se justifican los valores de la tabla anterior:

- a) Factor Ambiental FA[1]: Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal.

No está presente, luego  $FA[1] = 0$

- b) Factor Ambiental FA[2]: Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.).

No está presente, luego  $FA[2] = 0$

- c) Factor Ambiental FA[3]: Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos.

Según la Cartografía Temática de la Generalitat Valenciana, a 800 m de la balsa el terreno está compuesto de arena, cantos y gravas, el cual tiene una alta permeabilidad, no obstante no existe en esta zona un acuífero de importancia y la vulnerabilidad de los mismos en este punto es baja, luego  $FA[3] = 0$

- d) Factor Ambiental FA[4]: Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora).

No está presente, luego  $FA[4] = 0$

- e) Factor Ambiental FA[5]: Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.).

No está presente, luego  $FA[5] = 0$

- f) Factor ambiental FA[6]: Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre.

No se observan zonas embalsables, luego  $FA[6] = 0$

- g) Factor Ambiental FA[7]: Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales.

Aunque no serían directamente afectados por una supuesta avenida, a 20 m de la línea del cauce existen diversos chalets,  $FA[7] = 1$ . La distancia del chalé más cercano a la balsa es de 469 m.

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24, se obtiene un volumen de  $8.500 \text{ m}^3$  de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$IRA V_{lix} = 0,0210256 + 0,0000472 * V_{lix} = 0,422$$

- h) Factor Ambiental FA[8]: Piscifactorías

No están presente, luego  $FA[8] = 0$

- i) Factor Ambiental FA[9]: Zonas agrícolas sensibles a la contaminación

No están presente, luego  $FA[9] = 0$

- j) Factor Ambiental FA[10]: Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)

Según la Cartografía Temática de la Generalitat Valenciana se observa que a una distancia de 871 m en la línea de máxima pendiente existe un río, luego FA[10] = 1.

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 6.500 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta este río en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$\text{IRA } V_{\text{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{\text{lix}} = 0,328$$

- k) Factor Ambiental FA[11]: Distancia al mar

No produciría impacto, luego FA[8] = 0

- l) Factor Ambiental FA[12]: Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial.

No están presente, luego FA[9] = 0

- m) Factor Ambiental FA[13] Zonas de karst con presencia de grutas y grietas.

No están presentes, luego FA[13] = 0

- n) Factor ambiental FA[14]: Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)

En la zona de la desembocadura al barranco, a unos 375 m de la balsa existe vegetación riparia de interés vulnerable a los lixiviados típica de ribera, por lo que FA[14] = 1

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 8.500 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta esta vegetación riparia en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$\text{IRA } V_{\text{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{\text{lix}} = 0,422$$

- o) Factor ambiental FA[15]: Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)

No están presentes, luego FA[15] = 0

- p) Factor Ambiental FA[16]: Zona de yacimientos arqueológicos

No están presentes, luego FA[16] = 0

- q) Factor Ambiental FA[17]: Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)

No están presentes, luego FA[17] = 0

- r) Factor Ambiental FA[18]: Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)

No están presentes, luego FA[18] = 0

- s) Factor Ambiental FA[19]: Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)

A unos 800 m de la balsa el barranco cruza la carretera de acceso a los chalets existentes y al vertedero, por lo que FA[19] = 1

Introduciendo este valor de distancia en la Figura 4.24 se obtiene un volumen de 6.500 m<sup>3</sup> de lixiviado que llegaría hasta esta carretera en caso de rotura del dique de la balsa. Aplicando este valor en la fórmula de regresión del volumen de lixiviados:

$$\text{IRA } V_{\text{lix}} = 0,0210256 + 0,0000472 \cdot V_{\text{lix}} = 0,329$$

- t) Factor Ambiental FA[20]: Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,...)

No están presentes, luego FA[20] = 0

- u) Factor Ambiental FA[21]: Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas,...)

No están presentes, luego  $FA[20] = 0$

### 5.3.3.1. Valor del IRA para los factores ambientales

Con todos los valores calculados para cada uno de los factores ambientales, y a partir de la Ecuación 4.27 se puede obtener el valor de Índice de Riesgo Ambiental de los Factores Ambientales (IRA FA), multiplicando cada valor por su correspondiente índice de ponderación y todos ellos por el IRA LPI:

$$IRA_{FA} = IRA_{LPI} \cdot \sum_{i=1}^{21} (IP_i \cdot FA[i] \cdot IRA_{V_{lix[i]}})$$

Sustituyendo los valores correspondientes queda:

$$IRA_{FA} = 0,406 \cdot (0,053 \cdot 1 \cdot 0,422 + 0,052 \cdot 1 \cdot 0,328 + 0,045 \cdot 1 \cdot 0,422 + 0,034 \cdot 1 \cdot 0,329)$$

$$IRA_{FA} = 0,028$$

### 5.3.4. Valor del $IR_{amb}$

Una vez obtenidos los valores de  $IRA_{PSB}$  y de  $IRA_{FA}$ , se sustituyen en la fórmula del Índice de Riesgo Ambiental ( $IR_{amb}$ ):

$$IR_{amb} = IRA_{PSB} \cdot IRA_{FA} = 0,010$$

$$IR_{amb} = 0,010$$





# Capítulo 6:

## CONCLUSIONES Y DESARROLLOS FUTUROS

## 6.1. CONCLUSIONES

El objetivo principal de la presente Tesis ha sido crear una herramienta para minimizar al máximo posible el riesgo medioambiental de las balsas de lixiviados como instalaciones anexas a vertederos. Disminuyendo el riesgo se consigue por una parte, aumentar la protección del medio ambiente y por otra parte, disminuir los posibles costes debidos a la responsabilidad medioambiental de las empresas constructoras y gestoras de estas construcciones para el almacenamiento de lixiviados.

Las conclusiones obtenidas tras la elaboración de esta Tesis han sido las siguientes:

- En el epígrafe correspondiente a la búsqueda de legislación de diferentes países del Capítulo 2, se puede concluir afirmando que la legislación de la mayor parte de los países fija requisitos en cuanto a la ubicación de vertederos, debiendo considerar distancias mínimas a zonas de interés socioeconómico y medioambiental. Estos requerimientos intentan minimizar el riesgo generado por los vertederos sobre las personas, las propiedades y el medio ambiente, de manera que se procuren evitar las molestias sobre la población y la contaminación de la atmósfera y del medio acuático.
- En el apartado 8 del Capítulo 2, dedicado al análisis de accidentes ocurridos en vertederos de todo el mundo, se han estudiado 36 casos de accidentes ocurridos durante los últimos 30 años. Tras el análisis exhaustivo de todos estos casos se ha podido determinar que las causas principales de accidente en vertederos pueden ser múltiples y pueden incidir sobre cualquiera de los elementos de un vertedero, ya sea el emplazamiento, el sistema de gestión de biogás, la impermeabilización, la estabilidad geotécnica de la masa de residuos, el sistema de evacuación de lixiviados y la balsa de lixiviados. Sin embargo se han encontrado pocos casos de accidentes ocasionados por la balsa de lixiviados. Por otro lado, se han observado vertederos en los que, a pesar de un diseño y gestión supuestamente adecuados, se ha producido un accidente por algún factor no considerado. Por lo tanto, en las fases de diseño, construcción, clausura y postclausura de vertederos, los técnicos responsables de la

instalación, deberán controlar todos los aspectos anteriores para prevenir accidentes e incrementar la seguridad del vertedero.

- A partir del estudio de los vertederos españoles se concluye con que la mayor parte de los vertederos de cierto tamaño existentes tienen balsa de lixiviados; concretamente de 118 casos observados, el 75% cuenta con este elemento. Sin embargo la normativa consultada no contempla requisitos de seguridad medioambiental, limitándose a fijar exclusivamente criterios de impermeabilización y de capacidad.
- De las balsas citadas en el punto anterior, se ha observado que el 19% están ubicadas a menos de 2000 m de algún cauce de agua, lo cual representa un importante riesgo medioambiental de manera que, en caso de que ocurriera una rotura en el dique de la balsa, el lixiviado tomaría un cauce preferente y previsiblemente, llegaría hasta estos cauces provocando su contaminación.
- En el Capítulo 4 se ha desarrollado una metodología de evaluación del riesgo medioambiental, mediante la cual se puede optar, o bien por métodos normalizados (norma UNE 150008 EX) que, a parte de ser métodos cualitativos y subjetivos, son de difícil aplicación a las balsas de lixiviados, o bien por el cálculo de un Índice de Riesgo Ambiental, al que se ha llamado  $IR_{amb}$ . Mediante el  $IR_{amb}$  se puede valorar cuantitativamente y de manera objetiva el riesgo que genera una balsa de lixiviados sobre el medio ambiente. Los datos necesarios para aplicar el  $IR_{amb}$  son fáciles de calcular por el técnico responsable.
- Tras un análisis pormenorizado de balsas de tierra impermeabilizadas, se ha llegado a la conclusión de que los principales peligros que supone una balsa de lixiviados son por una parte, las posibles fugas de lixiviado por fallos en la impermeabilización y por otra parte, la rotura del dique de la balsa. Si la balsa está situada en una ladera o cabecera de barranco, el lixiviado tomaría un cauce preferente por el que avanzaría, inundando una zona determinada, con el consiguiente impacto medioambiental.
- Para poder valorar y cuantificar la magnitud del peligro es necesario conocer los parámetros de seguridad de la balsa, las características morfológicas y

geométricas del cauce receptor y la presencia de factores ambientales de interés incluidos en la zona inundable.

- Los parámetros de seguridad de las balsas son la estabilidad geotécnica del dique, la pérdida de material por erosión, el tipo de impermeabilización y la probabilidad de rebosamiento por lluvias intensas.
- Como método rápido para saber si un talud se considera estable desde el punto de vista geotécnico se ha elaborado una serie de ábacos mediante los cuales se puede conocer, de forma inmediata, el Factor de Seguridad de dicho talud. Los datos de entrada serían las propiedades mecánicas del material de construcción del dique y la geometría del talud.
- Entre los diferentes métodos analíticos e informáticos existentes para el cálculo de la inundación, se ha elegido, por la facilidad de aplicación, la metodología denominada *DAMBREAK* en su versión simplificada. En su desarrollo se deben introducir, por una parte los datos relativos al material de construcción del dique, características geométricas de la balsa y volumen contenido y, por otra parte las características morfológicas y geométricas del cauce receptor. A partir de estos datos se calcula el caudal de máxima descarga, el recorrido de la inundación y el mapa de inundación.
- Una vez que se conoce el mapa de inundación, es necesario realizar un estudio pormenorizado del área afectada. Para ello se han de inventariar los factores ambientales de interés que pudieran resultar afectados por el lixiviado. Para ello se ha consultado la información proporcionada por administraciones públicas con responsabilidad en temas medioambientales y se plantearon 16 factores ambientales de importancia. Tras el envío de encuestas, el personal experto consultado aportó otros 5 factores ambientales, resultando un total de 21.
- Una vez que se conocen todos los datos enumerados en los cuatro puntos anteriores, se han aportado 6 funciones de transformación para conseguir que los parámetros calculados se puedan medir en unidades de riesgo ambiental cuyos valores estarían incluidos en el intervalo  $[0,1]$ . Estas funciones de transformación son resultado de una consulta realizada a un panel de expertos, a los que se les han enviado cuestionarios sobre las características de una balsa

de lixiviados relacionadas con el riesgo medioambiental. En total se enviaron 143 encuestas y se recibieron 39 correctamente cumplimentadas. El análisis estadístico sobre los cuestionarios de funciones de transformación ha proporcionado coeficientes de correlación razonablemente altos, por lo que se puede asegurar que existen relaciones relativamente fuertes entre las distintas variables.

- El siguiente paso ha sido dotar a cada uno de los parámetros calculados, de un peso dentro del conjunto. Para ello se ha recurrido nuevamente a un panel de expertos que han opinado sobre el peso de cada uno de los parámetros de seguridad de la balsa y sobre la importancia de cada uno de los factores ambientales. En total se enviaron 143 cuestionarios sobre los parámetros de seguridad de la balsa y 268 sobre los factores ambientales. Se recibieron 39 cuestionarios del primer caso y 73 del segundo. El coeficiente de variación de los resultados de los cuestionarios oscila entre el 6% y el 48%, lo cual denota una cierta homogeneidad en los resultados de la mayoría de factores consultados.
- El siguiente paso ha sido la combinación de los resultados obtenidos para obtener una ecuación que sea función de ellos. La ecuación del  $IR_{amb}$  es el producto entre el riesgo generado por los parámetros de seguridad en la balsa ( $IRA_{PSB}$ ) y el riesgo generado por la presencia de factores ambientales de interés ( $IRA_{FA}$ ). Los valores que se obtienen al resolver la ecuación se sitúan entre 0 y 1, de manera que cuanto más próximos estén a 0, menor será el riesgo generado por la balsa sobre el medio ambiente.
- Si el entorno donde se pretende ubicar la balsa tiene una gran presencia de factores ambientales, entonces  $IRA_{FA}$  sería alto y su valor no se podría modificar. Por lo tanto, para disminuir el valor de  $IR_{amb}$  se debería reducir el valor de  $IRA_{PSB}$ , lo cual se podría conseguir aumentando la seguridad de la balsa; aumentando la estabilidad del dique, instalando una mejor impermeabilización, reduciendo las pérdidas de material por erosión e incrementando la capacidad.

- Si esta metodología de cálculo del  $IR_{amb}$  se emplea para balsas de lixiviados existentes se puede conocer el nivel de riesgo que presentan éstas. Así mismo se puede aplicar en balsas de futura construcción de forma que si los valores resultantes se sitúan por encima de un valor preestablecido, se debería modificar el diseño de la balsa o bien cambiar el emplazamiento.
- La aplicación de este  $IR_{amb}$ , a 3 casos reales, ha proporcionado valores muy bajos (en los tres casos ha resultado un valor inferior a 0,025) lo cual demuestra que el riesgo medioambiental de las balsas analizadas es muy bajo y además, se ha conseguido validar la metodología propuesta ya que se trata de instalaciones con varios años de explotación sin ningún tipo de problema.
- Sería responsabilidad de las administraciones públicas en materia medioambiental fijar el valor por debajo del cual se puede considerar que una balsa está dentro de los márgenes de seguridad, sin embargo, tras las aplicaciones a casos reales se puede plantear que valores de  $IR_{amb} < 0,025$  implican balsas con riesgo medioambiental muy bajo.
- El Índice de Riesgo Ambiental, por su versatilidad, se puede aplicar a todo tipo de balsa de tierra que contenga líquidos contaminantes con características similares al lixiviado. Así pues, es posible aplicar esta metodología a balsas de lixiviados de: plantas de compostaje, vertedero de residuos peligrosos, estaciones depuradoras de aguas residuales, etc.

## 6.2. DESARROLLOS FUTUROS

Como ampliación de los trabajos realizados se proponen las siguientes líneas de investigación:

1. Creación de una aplicación informática de la metodología  $IR_{amb}$  con la posibilidad de desarrollar un sistema de información geográfica con el que se elabore un mapa de orientación al vertido.
2. Tabulación de los resultados obtenidos en la aplicación del  $IR_{amb}$ . Esto es aplicar el índice a multitud de balsas de lixivados y analizar los resultados de manera que, en colaboración con las administraciones medioambientales, se fijen los intervalos de valores, dentro de los cuales una balsa genere un riesgo determinado: riesgo muy bajo, riesgo bajo, riesgo medio, riesgo alto o riesgo muy alto.
3. Adaptación de este método para calcular el riesgo medioambiental de las presas de contención de las balsas de decantación de las minas de metales u otro tipo de balsas de residuos mineros (tranques de relave). De este modo se podrían prevenir catástrofes medioambientales como la ocurrida en Aznalcóllar (Sevilla) en abril de 1998 o en Baia Mare (Rumanía) en enero de 2000, por citar dos ejemplos representativos.

Esta adaptación consistiría en estudiar, por una parte, el poder contaminante de estos líquidos y por otra parte conocer el avance de estos líquidos por un cauce preferente, ya que tanto su viscosidad como su densidad pueden ser diferentes entre sí y muy diferentes de las propiedades de los lixiviados (cuyos valores se han tomado similares a los del agua).

4. Otra línea de investigación planteada es el desarrollo de un método que modelice la infiltración y percolación del lixiviado a través de diferentes tipos de suelo. Con esto se sabría la cantidad de líquido que podría alcanzar un acuífero en caso de que la inundación llegase hasta un terreno permeable, además de estimar su poder contaminante. Mediante este método se implementaría el modelo planteado en esta Tesis.





## **Anexo I:**

# **LEGISLACIÓN A NIVEL MUNDIAL**

## I.1 AUTORIZACIÓN ADMINISTRATIVA

En función de la legislación consultada sobre vertederos en los países u organizaciones, los requisitos que se exigen en el proyecto de vertedero para la autorización administrativa en cada estado son los siguientes:

República de Sudáfrica	Para la expedición de la licencia hay que realizar un análisis de alternativas utilizando una matriz de impactos, y así evaluar el impacto que se provocará sobre los diferentes factores ambientales. Los tipos de vertederos se definen en función del tipo de residuos (Generales [G] ó Peligrosos [H]), de la capacidad (Comunales [C]: menos de 25 t/día, Pequeños [P]: entre 25 y 150 t/día, Medios [M]: entre 150 y 500 t/día, Grandes [G]: más de 500 t/día), de la generación de lixiviados (B+: alta generación de lixiviados y B-: baja generación de lixiviados) y las correspondientes combinaciones entre ellos. Para la autorización administrativa se ha de entregar un Informe de Viabilidad en los G:S, G:M, G:L, y H:H. (se deben realizar los correspondientes estudios preliminares de factores ambientales). El Ministerio del Agua y Asuntos Forestales expide la Licencia.
Canadá	Deberán solicitar autorización administrativa todos los vertederos nuevos y ampliaciones con una capacidad superior a 40000 m <sup>3</sup> .
Estados Unidos	Deberán solicitar autorización administrativa todos los vertederos con un volumen superior a 20 t/día de residuos. No están obligados los municipios que tengan serias dificultades para llevar los residuos a vertedero controlado.
Chile	Para solicitar la autorización administrativa se deberá redactar un Proyecto elaborado por un profesional en ingeniería civil y aprobado por la autoridad sanitaria competente, con toda la documentación requerida.
República de Filipinas	Como requisito indispensable se obliga a que la ubicación de la instalación debe ser compatible y en concordancia con el plan de uso del <i>Local Government Units</i> , debe ser accesible por carretera y disponer de material de cobertura suficiente. Como mínimo debe mantenerse en servicio 5 años.
India	La Autoridad Municipal en colaboración con las Autoridades de Desarrollo debe informar sobre los lugares para la operación y mantenimiento de un vertedero. Las autorizaciones las concede el Depto. de Desarrollo Urbano y debe existir Plan de Clausura y Sellado. Para minimizar el volumen de residuos, en zonas montañosas se fomenta el aprovechamiento al máximo de la materia orgánica. El vertedero tendrá capacidad para recibir residuos durante, al menos, 20 – 25 años.
Japón	Un vertedero se ha de proyectar en función de la Ordenanza del Ministerio de Medio Ambiente con el nombre de la empresa, lugar de ubicación, tipo de vertedero, tipo de residuos, capacidad, plan de explotación y plan de operación y mantenimiento, teniendo como premisa la preservación del medio ambiente del área de depósito y del entorno circundante. También debe estar adaptado a zonas con riesgos sísmicos o con riesgo de asentamientos y/o deslizamientos.
Suiza	La licencia para la instalación o gestión de un vertedero la concede el Cantón correspondiente. La solicitud debe incluir el lugar de ubicación, tipo y cantidad de residuos, instalaciones principales, y localización de los puntos de toma de muestra. La autoridad competente realiza al menos 2 veces al año inspecciones o controles. Los vertederos los dividen en Vertederos materiales inertes: capacidad superior a 100000 m <sup>3</sup> , Vertederos de residuos estabilizados: capacidad superior a 100000 m <sup>3</sup> y Vertederos de residuos bioactivos: capacidad superior a 500000 m <sup>3</sup> .
Unión Europea	Todos los vertederos construidos dentro del territorio de la UE deberán cumplir la Directiva 1999/31/CE. La Directiva es aplicable a todos los vertederos cuya capacidad total supere las 15000 t, o la capacidad supere las 1000 t en islas. No es aplicable a vertederos de residuos no peligrosos de poblaciones aisladas. Los vertederos se clasifican como Vertederos para residuos peligrosos, Vertedero para residuos no peligrosos y Vertedero para residuos inertes.
Australia	Un vertedero se considera peligroso si contiene más de 200 ml/t ó 200 g/t de residuos peligrosos. Se obliga a realizar un Estudio de Impacto Ambiental en vertederos limpios con volumen≥100000 t/año, vertedero de lodos volumen≥1000 t/año y vertederos generales de volumen≥200 t/año Se obliga a una licencia de explotación y gestión a

	vertederos cuyo: volumen $\geq 20000$ t/año de residuos inertes, volumen $\geq 5000$ t/año de residuos urbanos y cualquier volumen de residuos peligrosos. A su vez los vertederos se clasifican en Clase I: Vertedero de inertes, Clase II y III: Vertedero de putrescibles, Clase IV: Vertedero seguro y Clase V: Vertedero de insolubles.
Nueva Zelanda	Obligatoria la Licencia de vertido, licencia para recogida y control del agua de lluvia y consentimiento de ocupación del suelo. Las licencias son emitidas por las Autoridades Territoriales y gestionadas por los Consejos Regionales. Los vertederos de Nueva Zelanda se clasifican como Vertederos residuos inertes (cleanfills), Vertederos RSU (sanitary landfills), Vertederos residuos industriales y Vertederos residuos peligrosos.
Banco Mundial	El BM no establece normas de obligado cumplimiento aunque publica una normativa válida para países en vías de desarrollo que construyan vertederos, los cuales deben tener una capacidad mínima de 10 años.

## I.2 REQUISITOS DE UBICACIÓN O EMPLAZAMIENTO

Los requisitos fijados por cada país o estado para la ubicación o emplazamiento del vertedero son los siguientes:

República de Sudáfrica	Se prohíbe la instalación en áreas inundadas durante los últimos 50 años y en áreas con riesgos sísmicos, fallas, hundimientos, pendientes excesivas, suelos permeables y poco profundos. Se prohíbe también el emplazamiento en áreas próximas a zonas cuyo uso sea incompatible con el de un vertedero como zonas recreativas, cementerios y zonas residenciales. La distancia a aeropuertos será como mínimo de 3.000 m en la dirección de la pista de aterrizaje y 500 m en otras direcciones. Se prohíbe la ubicación en áreas próximas a superficies o cursos de agua y en áreas de recarga de acuíferos.
Canadá	En toda instalación de vertido de residuos sólidos hay que habilitar una zona de protección de 100 m (30 m si existe una autorización por escrito) alrededor de todo el perímetro y se deberá realizar un estudio detallado de las aguas superficiales.
Estados Unidos	Sólo se podrá ubicar un vertedero en zonas no inundadas en un periodo de retorno de 100 años, a 60 m de zonas con movimientos geológicos en Holoceno. No se permite la instalación en zonas con riesgo sísmico y habrá que habilitar 150 m de zona de seguridad alrededor del vertedero. La distancia a aeropuertos será como mínimo de 10000 ft (3048 m) del final de la pista de aterrizaje (motores a reacción) y 5000 ft (1524 m) del final de la pista de aterrizaje (motores de hélice). Se aconseja la trituración de los residuos para evitar la presencia de aves. No se permite la construcción en zonas húmedas ni en su área de influencia, ni en zonas inundables, ni en espacios naturales protegidos.
Chile	Se prohíbe la construcción a menos de 300 m de toda vivienda o edificio habitable y a 600 m de todo núcleo de población o establecimiento social. La distancia a aeropuertos será como mínimo de 3000 m del final de la pista de aterrizaje (motores a reacción) o de 1500 m del final de la pista de aterrizaje (motores de hélice). No se permite la construcción en zonas inundables ni inundadas en un periodo de retorno de 100 años.
República de Filipinas	Un vertedero no se podrá construir a una distancia menor de 75 m a fallas del Holoceno o fallas activas. No se ubicará en zonas inundables. La distancia a viviendas será prudencial para no producir molestias. Si se encuentra a menos de 2000 m de un aeropuerto se deberán aplicar estrictos controles sobre las aves. En el proyecto se deberá mostrar por medio de un mapa general la localización de suministros públicos de agua en 1000 m y los arroyos, lagos o ríos en 50 m. Se tendrá presente la protección de yacimientos histórico – artísticos y áreas de interés ambiental.
India	Se habilitará una franja de seguridad alrededor de la superficie de depósito. Para distancias menores a 20000 m de aeropuertos debe existir autorización de la autoridad aeroportuaria. En la elaboración del proyecto se considerará la distancia a viviendas, a masas de agua, a espacios naturales protegidos, etc.
Japón	En la elaboración del proyecto se considerará la distancia a viviendas, a masas de agua, a espacios naturales protegidos, a aeropuertos, etc.

Suiza	Se prohíbe la instalación de vertederos en zonas de recarga de acuíferos para consumo o en manantiales de agua potable.
Unión Europea	En todo proyecto de vertedero se debe considerar distancia a zonas residenciales, áreas recreativas, zonas agrícolas y zonas urbanas, así como patrimonio cultural. Se prohíbe la instalación en cauces fluviales, masas de agua, aguas subterráneas áreas costeras, también se prohíbe la instalación en reservas naturales.
Australia	En el proyecto de un vertedero será obligatorio un estudio de impacto ambiental si está a menos de 250 m de zonas residenciales, si está a menos de 100 m de zonas húmedas, en zonas con capa freática alta, zonas de captación de agua potable y zonas inundables y si está a menos de 100 m de áreas medioambientalmente sensibles.
Nueva Zelanda	Para la instalación de un vertedero se deberán elegir lugares con altos niveles de contención de los residuos a partir de las características topográficas, geológicas e hidrológicas. En la realización del proyecto se deberán considerar factores como la distancia a viviendas, distancia a aeropuertos y distancia a espacios naturales protegidos. La distancia a masas de agua se debe considerar. Si en 1.000 m existe acuífero se debe elaborar un análisis de riesgos.
Banco Mundial	Prohibida la ubicación de una instalación de vertido a menos de 2 km de cualquier carretera principal, en zonas con elevada pendiente o con riesgos geológicos, deslizamientos, subsidencias, colapsos o con riesgos sísmicos. Se prohíbe la instalación en zonas a menos de 200 m de viviendas o patrimonio cultural (recomendado 1000 metros). Se prohíbe la instalación en zonas a menos de 5000 m en la dirección de la pista de aterrizaje. Se prohíbe la instalación en zonas a menos de 100 de canteras con explosivos. Se prohíbe la instalación en zonas fácilmente inundables, zonas de captación de agua, o zonas con capa freática alta (1,5 m), zonas húmedas. Se prohíbe la instalación en zonas militares y con uso incompatible a menos de 500 m.

### I.3 DISEÑO

Dentro de las especificaciones de diseño, se analizan aspectos como pendiente máxima y mínima de los taludes, la obligatoriedad del vallado perimetral y la señalización, la impermeabilización de la base, la recirculación de lixiviados, la gestión de lixiviados, la evacuación de las aguas de escorrentía y la gestión del biogás.

República de Sudáfrica	
Taludes	Pendiente máxima 1V:3H. Para el control de la erosión se aconseja la construcción de bermas, tal que la longitud no exceda de 20 m.
Vallado y señalización	Señales indicativas en caminos de acceso. En vertederos de RTPs se instalarán carteles informativos cada 100 m. La altura de la valla perimetral $\geq 1,80$ m.
Impermeabilización	Como mínimo un espesor de suelo de 2 m hasta la capa freática, con un coeficiente de permeabilidad según: Vertedero G:B+ : $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s; Vertedero H:h : $k \leq 3 \times 10^{-9}$ m/s; Vertedero H:H : $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s.
Lixiviados	Bajo la masa de residuos se aplicará una capa con alta permeabilidad y suficiente pendiente; si el vertedero es G:B+ encima de la arcilla, se pondrá geomembrana de $e \geq 2$ mm y para los del grupo B+ un sistema detector de fugas de lixiviados.
Escorrentía	Canal perimetral que recoja una precipitación máxima alcanzada en 24 h. durante un periodo de retorno de 50 años, almacenada en balsas con un resguardo de 0,5 m.
Biogás	Sistemas de extracción por succión (el gas se puede valorizar o quemar) o sistemas de ventilación pasiva (el gas recogido se filtra o se quema).

Canadá	
Taludes	Pendiente máxima 1V:4H; Pendiente mínima 1V:20H
Vallado y señalización	No lo especifica
Impermeabilización	Para depositar hasta 136000 m <sup>3</sup> /ha: Capa de material homogéneo de e≥300 cm y k ≤ 1x10 <sup>-7</sup> m/s. Una capa de material arcilloso e≥0,75 m y k ≤ 1x10 <sup>-9</sup> m/s y sobre esta una membrana de HPDE de 1,5 mm vida útil de 150 años. Para depositar mas de 136000 m <sup>3</sup> /ha y hasta 373000 m <sup>3</sup> /ha: Capa de material homogéneo de e≥100 cm y k ≤ 1x10 <sup>-7</sup> m/s. Una capa de material arcilloso e≥0,75 m y k ≤ 1x10 <sup>-9</sup> m/s y sobre esta una membrana de HDPE de 2,0 mm. vida útil de 350 años. Además una capa primaria compuesta de Una capa de material arcilloso e≥0,75 m y k ≤ 1x10 <sup>-9</sup> m/s y sobre esta una membrana de HDPE de 1,5 mm. vida útil de 150 años.
Lixiviados	Para depositar hasta hasta 136000 m <sup>3</sup> /ha: sistema colector con una vida útil de 100 años. Para depositar mas de 136000 m <sup>3</sup> /ha y hasta 373000 m <sup>3</sup> /ha: sistema colector con una vida útil de 1000 años. En la capa primaria otro sistema colector con una vida útil de 60 años
Escorrentía	No se especifica
Biogás	No se especifica

Estados Unidos	
Taludes	Pendiente mínima de 3% y máxima del 5% para prevenir la erosión.
Vallado y señalización	Barreras artificiales para impedir el paso a personas ajenas.
Impermeabilización	Capa inferior de e≥0,6 m formada por capas compactadas de 5"- 10" (0,13 – 0,25 m) y una k ≤ 1x10 <sup>-9</sup> m/s. Sobre ésta una geomembrana de 0,75 mm (1,5 mm si es HDPE).
Lixiviados	Permitida la recirculación siempre que el calado de lixiviados en el fondo sea menor de 0,30 m. Sobre la geomembrana impermeable una capa de material permeable de e≥0,30 m y k ≥ 1x10 <sup>-5</sup> m/s que rodea una tubería perforada con una inclinación mínima del 2% y un geotextil como protección del drenaje.
Escorrentía	Canal perimetral dimensionado para las máximas precipitaciones caídas en 24 horas en un periodo de retorno de 25 años.
Biogás	En la cobertura final se instalará una capa respiradero de unos 0,30 m de espesor formada por material poroso que conduce el gas hasta las chimeneas.

Chile	
Taludes	Pendiente máxima 1V:3H
Vallado y señalización	Valla de 1,80 m de altura como mínimo
Impermeabilización	En función de las precipitaciones de la zona y de la población a la que se le da servicio. Máximo: membrana plástica de e≥1,5 mm y capa de arcilla con e≥0,6 m y k ≤ 1x10 <sup>-9</sup> m/s. Mínimo: Terreno natural a una distancia de 5 m sobre el nivel freático con k ≤ 1x10 <sup>-7</sup> m/s.
Lixiviados	Permitida la recirculación de lixiviados siempre que no se comprometa la

	estabilidad estructural. Se aplicarán de manera homogénea en la masa de residuos. Capa de drenaje de $e \geq 0,3$ m y $k \geq 1 \times 10^{-4}$ m/s
Escorrentía	Canal perimetral dimensionado para las máximas precipitaciones caídas en 24 horas en un periodo de retorno de 25 años.
Biogás	Estimación de la cantidad generada. Justificación del diseño y del radio de influencia de cada chimenea.

República de Filipinas	
Taludes	Estables para resistir seísmos con un periodo de retorno de 100 años. Pendientes no excesivas con bermas.
Vallado y señalización	Obligatorio si no se permite el acceso al público. En todo caso se pondrán carteles indicadores de la actividad que se realiza.
Impermeabilización	(1) Capa inferior de arcilla con $e \geq 0,75$ m y $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s. (2) Geomembranas de $e \geq 1,5$ mm y $k \leq 1 \times 10^{-16}$ m/s. (3) Arcilla geosintética (GCL) de $e \geq 6,4$ mm y $k \leq 1 \times 10^{-11}$ m/s. Si se aplica GCL o geomembrana, la capa de arcilla se puede reducir a 0,60 m.
Lixiviados	Acumulación en balsas o depósitos impermeabilizados con geomembrana de $e \geq 1,5$ mm y $k \leq 1 \times 10^{-16}$ m/s sobre un terreno de baja permeabilidad $e \geq 0,30$ m. Para el vertido a cauce público se deben cumplir límites máximos de contaminantes.
Escorrentía	No se especifica
Biogás	No se especifica

India	
Taludes	No se especifica
Vallado y señalización	Vallado perimetral con puerta de acceso
Impermeabilización	Como mínimo un espesor de suelo de 2 metros hasta la capa freática. Capa de arcilla $e \geq 0,90$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s arcilla sobre ella una geomembrana de HDPE o equivalente $e \geq 1,5$ mm.
Lixiviados	Sistema adecuado de extracción y tratamiento.
Escorrentía	No se especifica
Biogás	No se especifica

Japón	
Taludes	No se especifica
Vallado y señalización	Vallado perimetral y cartel indicador de la actividad.
Impermeabilización	Capa natural de suelo a 5 m de la capa freática o construir una similar de $k \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s. Si la pendiente de los taludes es mayor de 50 % no se precisa la impermeabilización; Capa de arcilla u otro material impermeable de $e \geq 0,5$ m y $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s; capa de asfalto de $e \geq 0,05$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s

Lixiviados	No se especifica
Escorrentía	Si se corre peligro de inundación por aguas subterráneas, canal alrededor del perímetro para desviar las corrientes de flujo subterráneo. Canal colector para desviar aguas de escorrentía que se almacena en balsas o depósitos impermeables
Biogás	Sistemas de ventilación en toda la superficie del vertedero para evacuar el gas generado.

Suiza	
Taludes	No se especifica
Vallado y señalización	No se especifica
Impermeabilización	Capa de al menos 7 metros de espesor entre la base y la capa freática con un $k \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s. Si tiene menos se instalará una artificial: Impermeabilización mineral: capa de $e \geq 0,8$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s compuesta de tres capas compactadas independientemente: Capa impermeable de asfalto con $e \geq 0,07$ m contenido de poros menor al 3 %; Capa impermeable con lámina de plástico de $e \geq 2,5$ mm sobre base mineral con tres capas compactadas independientemente de espesor total $e \geq 0,5$ m; Otros tipos que demuestren una eficacia similar.
Lixiviados	Capa de drenaje sobre base y paredes que permita el paso de pequeñas partículas y red de conducciones para recoger y evacuar lixiviados con una inclinación mínima del 2 % hasta una balsa o depósito impermeable.
Escorrentía	Por debajo de la capa impermeable se instalará una red de drenaje para evacuar las aguas subterráneas y evitar su acumulación. Los manantiales deben ser desviados y un canal para desviar aguas de escorrentía.
Biogás	Sistema de extracción instalado por personal experto obligatorio en vertederos bioactivos Sistema de tuberías o sifones para la evacuación.

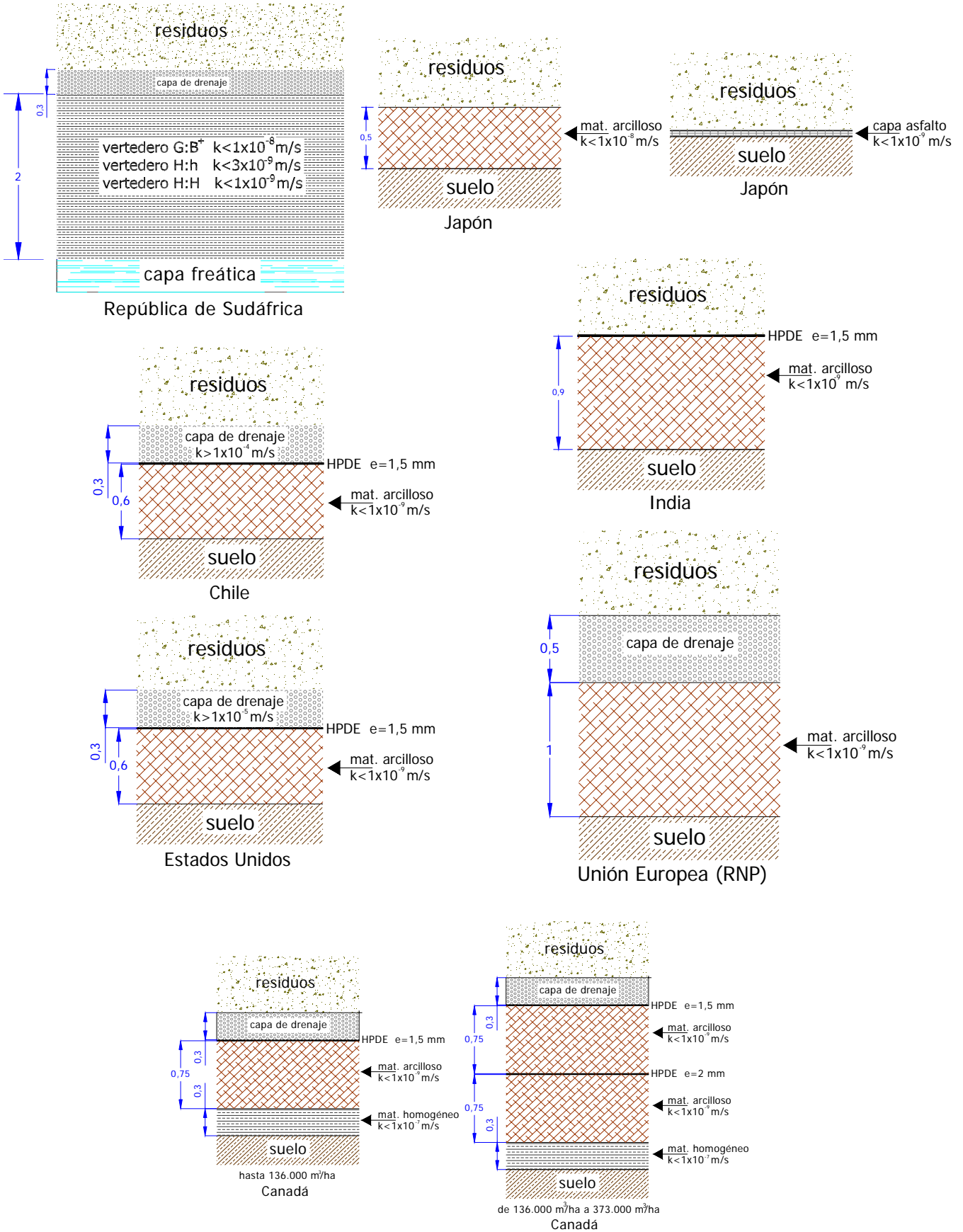
Unión Europea	
Taludes	Garantizar la estabilidad de la masa de residuos y estructuras asociadas para evitar deslizamientos y posteriores asentamientos.
Vallado y señalización	El vertedero deberá disponer de medidas de seguridad que impidan el libre acceso al emplazamiento. Las entradas estarán cerradas fuera de las horas de servicio.
Impermeabilización	Vertederos para residuos peligrosos: capa de material terroso con $e \geq 5$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s; Vertedero para residuos no peligrosos: capa de material terroso con un $e \geq 1$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s; Vertedero para residuos inertes: capa de material terroso con $e \geq 1$ m y $k \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s; o un sistema equivalente. El espesor de una barrera geológica artificial no deberá ser inferior a 1 m. Para los vertederos de residuos peligrosos y no peligrosos hay que instalar una capa de impermeabilización artificial.
Lixiviados	En los vertederos de residuos peligrosos y no peligrosos hay que instalar una capa de drenaje de 0,5 m de espesor.
Escorrentía	No se especifica
Biogás	Sistema de extracción, tratamiento, valorización o quemado, para reducir el riesgo al medio ambiente.



Australia	
Taludes	Pendiente máxima 1V:3H; Mínima transversal 3%; mínima longitudinal 1%; La capa de cobertura final debe tener una pendiente mayor al 5%.
Vallado y señalización	1,80 m alrededor de la parcela si volumen>25000 t/año; si volumen<25000 t/año la valla será sólo alrededor del área de vertido.
Impermeabilización	Capa de arcillas compactadas de $e \geq 0,9$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s. Si las condiciones geológicas no son buenas se debe instalar una geomembrana de $e \geq 1,5$ mm y $k \leq 1 \times 10^{-14}$ m/s.
Lixiviados	Capa de drenaje sobre capa impermeable de $e \geq 0,30$ m y $k \geq 1 \times 10^{-3}$ m/s, dentro de la cual se instalan tuberías perforadas a intervalos menores de 50 m y $\varnothing \geq 150$ mm y una inclinación mínima del 1%. Los lixiviados recogidos se pueden acumular en una balsa o depósito impermeable con capacidad equivalente a las máximas precipitaciones caídas en 24 horas en un periodo de retorno de 25 años.
Escorrentía	No se especifica
Biogás	No se especifica

Nueva Zelanda	
Taludes	Pendiente máxima 1V:3H; mínima 1V:20H
Vallado y señalización	Que evite el acceso a vehículos, animales y personas ajenas. Las puertas cerradas fuera del horario.
Impermeabilización	Debe permanecer en uso durante 30 a 50 años. Tres opciones: (1) Capa de arcilla u otro material de baja impermeabilidad de $e \geq 0,9$ m compactado en capas de 0,15 m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s. (2) Capa compuesta de geomembrana de 1,5 mm de espesor sobre 0,6 m de arcilla compactada y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s. (3) Capa compuesta de membrana sintética de $e \geq 1,5$ mm sobre una capa de GCL de $e \geq 5$ mm y $k \leq 1 \times 10^{-11}$ m/s y sobre una capa de arcilla compactada de $e \geq 0,6$ m y $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s.
Lixiviados	Se permite la recirculación para reducir el poder contaminante. No debe hacerse en áreas viejas. Se debe controlar que los residuos no lleguen a la saturación. Capa de drenaje con alta permeabilidad construida con material granular o material sintético. Dentro de ella una tubería perforada (y $\varnothing \geq 150$ mm y una inclinación mínima del 2%) y una capa de filtrado para evitar obturaciones.
Escorrentía	Si el vertedero está situado por debajo de la capa freática se deberá instalar un drenaje para que el agua no penetre en la capa de residuos.
Biogás	Ventilación pasiva. Baja generación de biogás; Barreras físicas (trincheras rellenas de piedras permeables); Succión: normalmente combinado con barreras físicas.

En la Figura I.1 observamos los requisitos de impermeabilización de la base del vertedero en los países estudiados, tal y como se ha descrito.



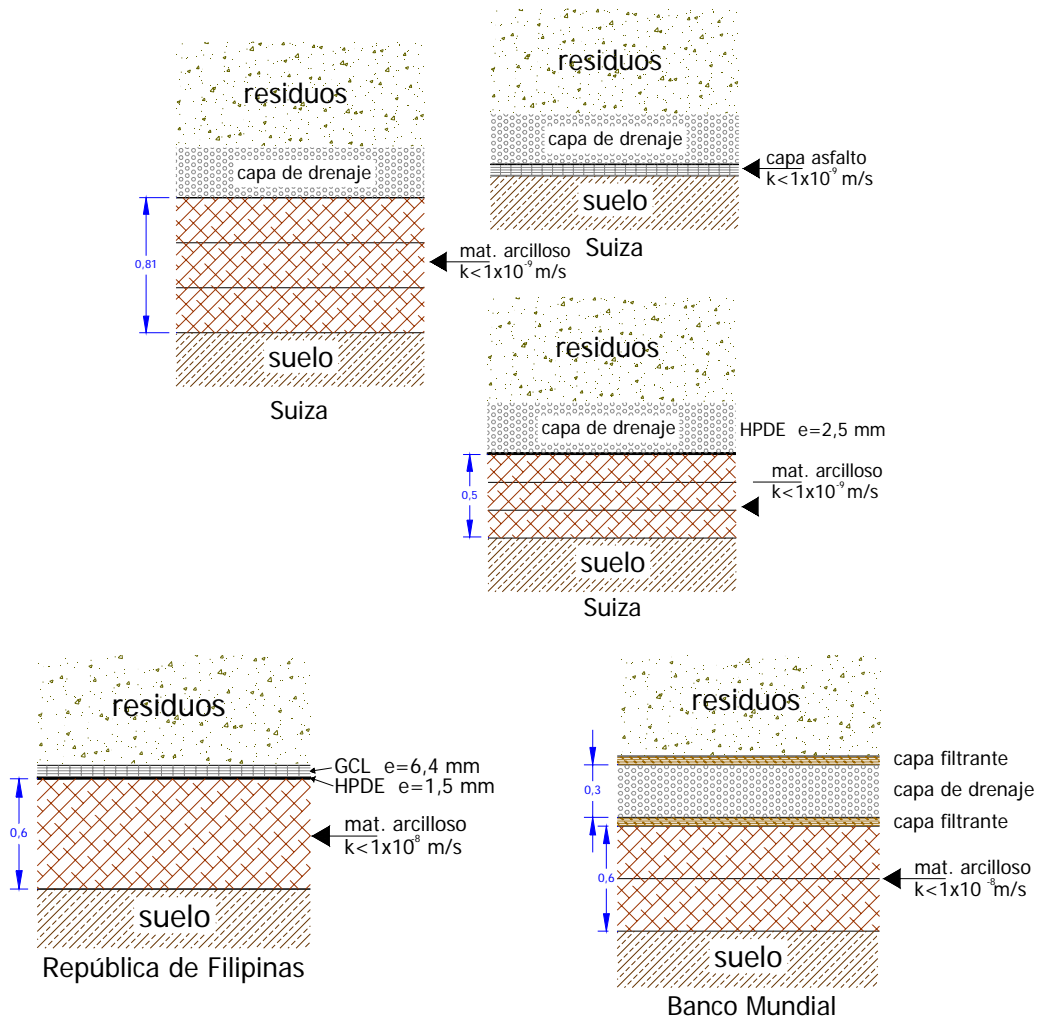


Figura I.1: esquemas comparativos de las diversas maneras que establece la legislación para la impermeabilización de base en distintos países del mundo.

## I.4 OPERACIÓN Y GESTIÓN

Los aspectos considerados en este punto son los relacionados con la explotación del vertedero, lo cuales son el espesor de la capa de residuos, la compactación, la cobertura diaria, la cobertura intermedia, la prevención de vuelos y el plan de emergencias.

República de Sudáfrica	
Altura celda	0,15 – 0,2 m.
Compactación	Capas delgadas dispersadas y compactadas.
Cobertura diaria	Relación de 1:4 a 1:6 tierra/residuos. Cada metro cúbico de material de cobertura servirá para cubrir de 4 – 6 m <sup>3</sup> . espesor de capa cobertura: 0,15 m mínimo; En residuos putrescibles la capa debe ser de 0,50 m.
Cobertura intermedia	Si no se va a depositar en el día siguiente se cubre con una capa de 0,3 m de material compactado.
Plan de emergencias	No se especifica

Prevención de vuelos	No se especifica
----------------------	------------------

Canadá	
Altura celda	No se especifica
Compactación	No se especifica
Cobertura diaria	Obligada, con tierra o cualquier otro material (escorias, arenas, madera triturada, compost, etc.).
Cobertura intermedia	No se especifica
Plan de emergencias	Plan escrito en caso de fallo en los sistemas de impermeabilización. Plan de descarga y evacuación de aguas superficiales.
Prevención de vuelos	No se especifica

Estados Unidos	
Altura celda	No se especifica
Compactación	No se especifica
Cobertura diaria	0,15 m de suelo u otro material autorizado
Cobertura intermedia	No se especifica
Plan de emergencias	Plan de prevención de las emisiones de biogás. Se prohíbe la quema de residuos
Prevención de vuelos	No se especifica

Chile	
Altura celda	0,6 m
Compactación	Mínimo 3 pasadas de maquinaria pesada.
Cobertura diaria	0,15 m en toda la superficie de la celda.
Cobertura intermedia	Si no se deposita basura en los siguientes 180 días.
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	Rejas u otros sistemas. Cuidado y limpieza en un radio de 500 m.

República de Filipinas	
Altura celda	0,6 m.
Compactación	Área de trabajo equivalente a 1,5 m <sup>2</sup> /t-día. Registro de pesos y volúmenes de

	residuos.
Cobertura diaria	0,15 m aplicados al final de la jornada de trabajo. Registro del volumen de tierras excavado.
Cobertura intermedia	Si no se va a depositar residuos en 180 días se aplicará otra capa de 0,15 m.
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	No se especifica

India	
Altura celda	Residuos compactados en capas delgadas.
Compactación	Residuos compactados al máximo en capas delgadas.
Cobertura diaria	0,10 m como mínimo de tierra u otros materiales.
Cobertura intermedia	Capa de 0,40 – 0,65 m adecuadamente compactada antes del inicio de la temporada de monzones.
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	Sistemas para evitar vuelos de materiales ligeros.

Japón	
Altura celda	No se especifica
Compactación	No se especifica
Cobertura diaria	No se especifica
Cobertura intermedia	No se especifica
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	Sistemas para evitar vuelos de materiales ligeros.

Suiza	
Altura celda	No se especifica
Compactación	No se especifica
Cobertura diaria	No se especifica
Cobertura intermedia	No se especifica
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	No se especifica

Unión Europea	
Altura celda	No se especifica
Compactación	Anualmente se medirá la estructura de composición del vaso de vertido; se pretende garantizar la estabilidad de la masa de residuos y controlar el comportamiento de asentamiento del nivel del vaso de vertido.
Cobertura diaria	Medidas para reducir las molestias y riesgos (olores, polvo, materiales ligeros, aves, insectos e incendios).
Cobertura intermedia	No se especifica
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	Medidas para reducir las molestias y riesgos (olores, polvo, materiales ligeros, aves, insectos e incendios).

Australia	
Altura celda	No se especifica
Compactación	Si el volumen $\geq 50.000$ t/año, la compactación será $\geq 0,85$ t/m <sup>3</sup> ; Si el volumen $< 50.000$ t/año, la compactación será $\geq 0,65$ t/m <sup>3</sup> ; (Excluyendo material de cobertura).
Cobertura diaria	0,15 m como mínimo.
Cobertura intermedia	Si no se deposita basura en 90 ó más días se cubrirá con una capa de $e > 0,30$ m
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vuelos	No se especifica

Nueva Zelanda	
Altura celda	de 0,60 a 0,75 m
Compactación	Si el volumen $\geq 50000$ t/año, la compactación será $\geq 0,80$ t/m <sup>3</sup> ; Si el volumen $< 50000$ t/año, la compactación será $\geq 0,60$ t/m <sup>3</sup> ; (Excluyendo material de cobertura).
Cobertura diaria	0,15 m de tierra u otro material; relación 1:4 – 1:5 con respecto al espesor de la capa de residuos. Si el material es muy poco permeable se retirará esta capa previamente al vertido diario de residuos.
Cobertura intermedia	Capa de suelo compactada de 0,30 m.
Plan de emergencias	Personal entrenado, atendiendo al Plan de Seguridad y Salud.
Prevención de vuelos	No se especifica

Banco Mundial	
Altura celda	Capas compactadas de 0,30 m. Al final de la jornada una altura de celda de 2 m

Compactación	Mejorar la compactación hasta minimizar los asentamientos posteriores (hasta 1 t/m <sup>3</sup> ). De 3 a 6 pasadas de la maquinaria. El área de trabajo debe ser menor de 1 hectárea.
Cobertura diaria	Material inerte (0,15 – 0,20 m) que supondrá el 20 % del volumen total. Debe ser de material muy permeable.
Cobertura intermedia	Si no se va a depositar en el día siguiente se cubre con una capa de 0,25 – 0,50 m de material compactado con una inclinación del 2 %.
Plan de emergencias	No se especifica
Prevención de vientos	No se especifica

## I.5 SELLADO Y CLAUSURA

Las capas de sellado que se obligan o se especifican en la normativa de cada país estudiado se resume a continuación:

República de Sudáfrica	
Capa impermeable	Capa de tierra compactada + geotextil (vertederos tipo M:B+, G:B+) + capa superior de cobertura de los residuos compactada.
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	Capa de drenaje de gases (vertederos tipo M:B+, G:B+)
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal
Otras consideraciones	La altura de residuos debe quedar un 10 % por encima de la superficie del terreno en prevención de posteriores asentamientos.

Canadá	
Capa impermeable	Capa inferior de suelo con $e \geq 0,60$ m y $k \leq 4,75 \times 10^{-9}$ m/s
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	No se especifica
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal de $e \geq 0,15$ m y material vegetal
Otras consideraciones	Los planes postclausura deben estar acabados antes de que el 90 % de los residuos se hayan depositado.

Estados Unidos	
Capa impermeable	Capa de suelo de $e \geq 0,45$ m y $k \geq 1 \times 10^{-7}$ m/s
Capa impermeable sintética	Geomembrana de $e \geq 0,5$ mm (1,5 si es HPDE)

Drenaje	No se especifica
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal con de $e \geq 0,15$ m. Se puede poner también una barrera biótica formada por material duro de $e \geq 0,30$ m y una vida útil de 20 a 50 años. Sirve para controlar la penetración de raíces y animales excavadores.
Otras consideraciones	Los trabajos han de iniciarse antes de los 30 días de finalizar el depósito y estar acabada antes de 180 días.

Chile	
Capa impermeable	Máximo: capa de material arcilloso de $e \geq 0,60$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s Mínimo: capa de 1 m de suelo con $k \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s
Capa impermeable sintética	Máximo: geomembrana de $e \geq 0,5$ mm
Drenaje	Máximo: capa drenante de $e \geq 0,30$ m y $k \geq 1 \times 10^{-5}$ m/s
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal de $e \geq 0,15$ m.
Otras consideraciones	Aplicar la máxima o la mínima cobertura depende del número de habitantes a los que se les da servicio con el vertedero.

República de Filipinas	
Capa impermeable	Capa inferior de arcilla con $e \geq 0,60$ m y $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s
Capa impermeable sintética	Geomembranas de $e \geq 1,5$ cm y $k \leq 1 \times 10^{-16}$ m/s ó arcilla geosintética (GCL) de $e \geq 6,4$ mm y $k \leq 1 \times 10^{-11}$ m/s
Drenaje	Capa de drenaje para evacuación de aguas de escorrentía
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal de $e \geq 0,30$ m
Otras consideraciones	El espesor final debe ser superior a 1,5 metros. El sellado se habrá completado antes de 6 semanas del último depósito, la clausura e integración antes de un año.

India	
Capa impermeable	Capa de arcilla de de $e \geq 0,60$ m y $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	Capa de drenaje de aguas pluviales de $e \geq 0,15$ m
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal de de $e \geq 0,45$ m. Las plantas deben tener un sistema radicular menor a 0,30 m.
Otras consideraciones	No se especifica



Japón	
Capa impermeable	No se especifica
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	No se especifica
Capa tierra fértil	No se especifica
Otras consideraciones	Capa de tierra y arena de $e \geq 0,50$ m u otro material de cobertura que permita la separación y confinamiento de los residuos.

Suiza	
Capa impermeable	La superficie de cobertura se debe impermeabilizar para evitar la entrada de aguas pluviales a la masa de residuos.
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	Además la superficie impermeable se debe cubrir con una capa de drenaje
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal sobre la capa de drenaje. La superficie de los vertederos sellados y clausurados debe estar integrada en el paisaje de manera que, si no se va a dedicar a la agricultura, se plantarán especies vegetales autóctonas y típicas de la zona.
Otras consideraciones	

Unión Europea	
Capa impermeable	Capa mineral impermeable
Capa impermeable sintética	Capa impermeable de HDPE de 1,5 mm de espesor
Drenaje	Capa de drenaje de gases sobre los residuos y capa de drenaje de aguas pluviales con $e \geq 0,5$ m
Capa tierra fértil	Cobertura superior de tierra vegetal con $e \geq 1$ m.
Otras consideraciones	

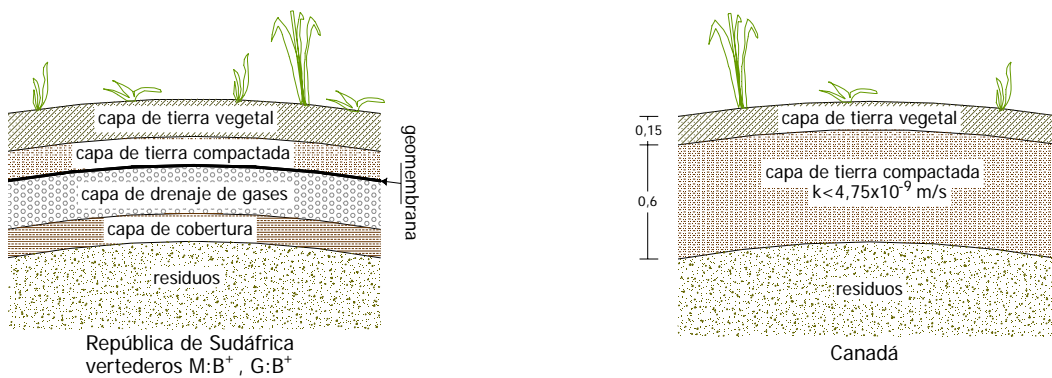
Australia	
Capa impermeable	Capa impermeable de sellado con $e \geq 0,50$ m y $k \leq 1 \times 10^{-8}$ m/s.
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	Capa de drenaje de gases con $e \geq 0,30$ m.

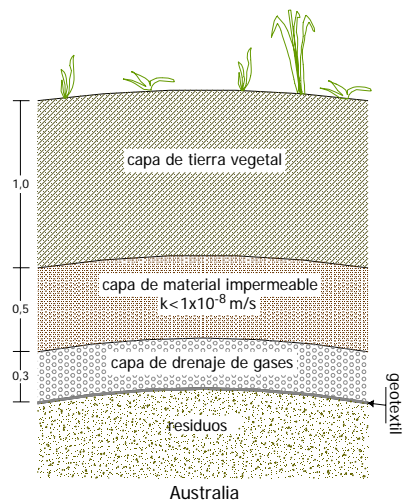
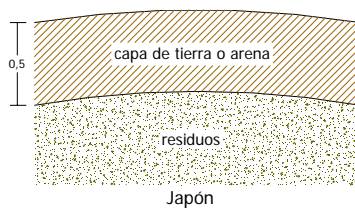
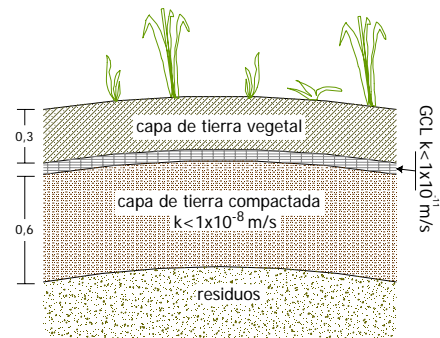
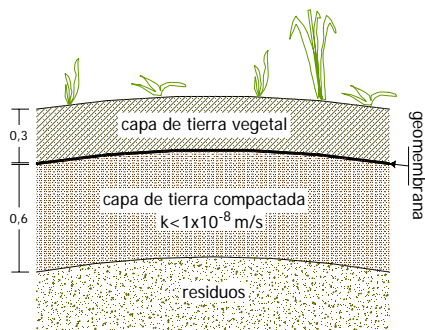
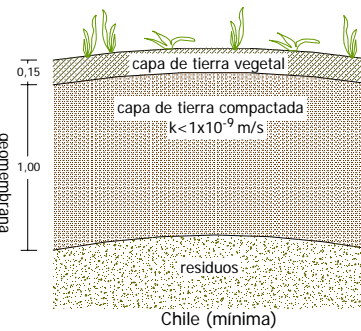
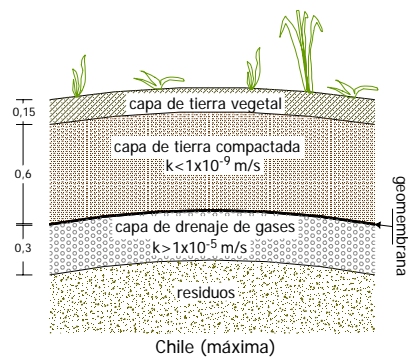
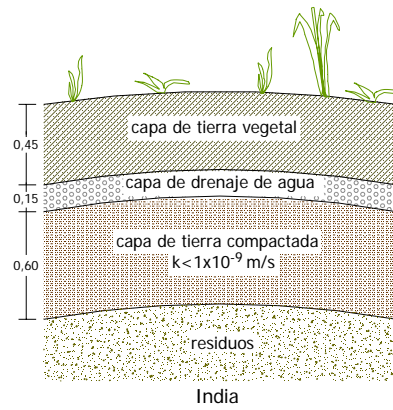
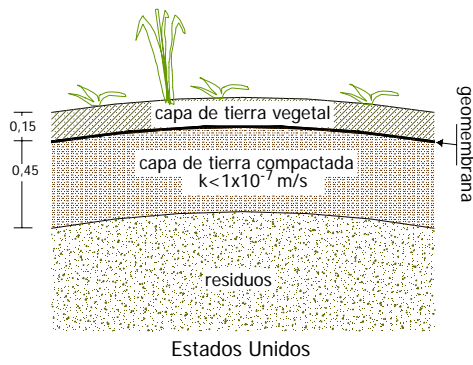
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal de $e \geq 1$ m
Otras consideraciones	Los trabajos han de iniciarse antes de los 30 días de finalizar el depósito

Nueva Zelanda	
Capa impermeable	Capa de tierra compactada de $e \geq 0,60$ m y $k \leq 1 \times 10^{-7}$ m/s
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	No se especifica
Capa tierra fértil	Capa de tierra vegetal de $e \geq 0,15$ m y vegetación de cobertura asesorada por profesional.
Otras consideraciones	Capa final con medidas antierosión y revegetación de toda la superficie ocupada.

Banco Mundial	
Capa impermeable	De 0,30 a 0,60 m de material poco permeable $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s
Capa impermeable sintética	No se especifica
Drenaje	De 0,1 a 0,4 m de capa de drenaje de gases
Capa tierra fértil	De 0,1 a 0,4 m de tierra vegetal
Otras consideraciones	La capa de cobertura final debe tener un espesor mayor de 1 m, aunque en zonas con escasez de suelo o zonas áridas se puede reducir a 0,50 m.

En la Figura I.2 se representa gráficamente la cobertura y sellado del vertedero requerida por la normativa de cada estado:





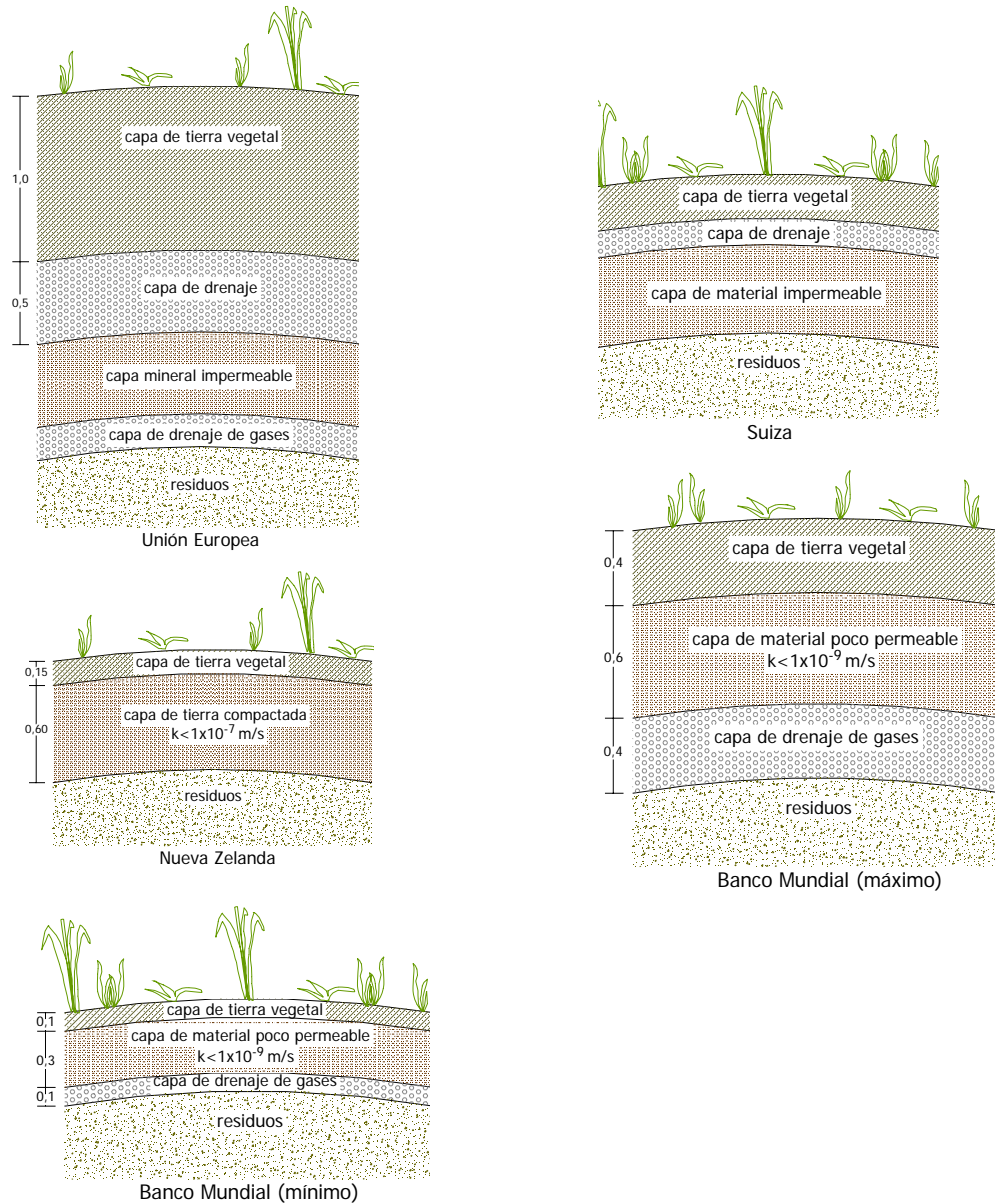


Figura 1.2: esquemas comparativos de las diversas maneras que establece la legislación para el sistema de sellado y cobertura final en distintos países del mundo.

## I.6 CONTROLES DE SEGURIDAD SANITARIA Y MEDIOAMBIENTAL

Los controles establecidos por las diferentes normativas son los siguientes:

República de Sudáfrica	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Control regular de lixiviados, aguas subterráneas y aguas superficiales. La máxima cantidad de lixiviados producida por la masa de residuos será inferior a 200 mm/año
Control de metano	En interior de edificios $[CH_4] \leq 1\%$ (20 % LEL); Si en edificios $[CH_4] \geq 1\%$ , evacuación inmediata; Si en edificios $0,1\% \leq [CH_4] \leq 1\%$ , aplicación de sistemas de control; En el aire del recinto $[CH_4] \leq 5\%$ , instalación de sistemas de extracción forzada; En el aire del recinto $0,5\% \leq [CH_4] \leq 5\%$ , instalación de un sistema de medición regular; Controlar posibles grietas por asentamientos y cárcavas por erosión ya que puede salir gas por ellas.

Controles postclausura:	Integración ambiental. Sistemas de control de lixiviados, gases, aguas de lluvia y erosión. Controlar posibles grietas por asentamientos y cárcavas por erosión ya que puede salir gas por ellas. Los controles de contaminación de agua deben continuar hasta 30 años después de la clausura. Anualmente (Ca, F, Mg, Na y $SO_4$ ) y bianualmente (Alcalinidad total, amonio, DQO, DBO, Cl <sup>-</sup> , conductividad eléctrica, $NO_x$ , pH, K y sólidos disueltos).
-------------------------	--

Canadá	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Máxima concentración permitida de contaminantes ( $C_m$ ): $C_m = C_b + X(C_r - C_b)$ , siendo $C_b$ : concentración promedio del contaminante en el agua subterránea; $C_r$ : valor permitido del contaminante para un agua potable o un agua no potable; $X=0,25$ (agua potable), $X=0,50$ (agua no potable).
Control de metano	Bajo la superficie dentro del recinto: $[CH_4] \leq 2,5 \%$ ; En edificios dentro del recinto: $[CH_4] \leq 1 \%$ ; En edificios fuera del recinto: $[CH_4] \leq 0,05 \%$ ; Informe del tratamiento que se le da al biogás.
Controles postclausura:	Informe resumen de las medidas de control realizadas de aguas superficiales y subterráneas, lixiviados y emisiones de biogás.

Estados Unidos	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Controles periódicos.
Control de metano	La concentración no podrá exceder de un 25 % del LEL en los edificios de la parcela y del LEL en las zonas abiertas de la parcela. Aplicar un programa de control de metano en el aire trimestral. Si se superan estos límites avisar a la autoridad.
Controles postclausura:	Plan Postclausura que se remitirá a la autoridad del Estado.

Chile	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Un pozo aguas arriba y un pozo aguas abajo como mínimo. 1 toma de muestra cada 6 meses.
Control de metano	La concentración no podrá exceder de un 25 % del LEL.
Controles postclausura:	controles continuarán durante un periodo mínimo de 20 años.

República de Filipinas	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Pozos de captación para conocer el grado de contaminación pH, DBO, SS y otros.
Control de metano	Obligatorio si la capacidad es mayor de 500000 t. Sistema perimetral de control de metano
Controles postclausura:	Cuidados y mantenimiento durante 15 años establecidos por la autoridad competente.

India	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Las aguas existentes en un radio de 50 m deben ser controladas periódicamente en verano, en la temporada del monzón y después de los monzones.
Control de metano	[CH <sub>4</sub> ] ≥ 25 % del LEL en la parcela; Los controles se realizarán 6 veces/año en vertederos que den servicio a más de 5.000.000 hab.; 4 veces/año en vertederos que den servicio a 1 000 000 – 5 000 000 hab; 2 veces/año en vertederos que den servicio a menos de 1 000 000 hab.
Controles postclausura:	Controles y cuidados de erosión, lixiviados, aguas subterráneas y biogás, durante, al menos 15 años posteriores a la clausura. Después la superficie se puede emplear en otros usos.

Japón	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Medir conductividad eléctrica y cloro en aguas subterráneas antes de iniciar vertido. Después medir conductividad eléctrica y cloro 1 vez al mes. Control de calidad de lixiviados 1 vez/año
Control de metano	No se especifica
Controles postclausura:	No se especifica

Suiza	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Aguas subterráneas: al menos 2 veces/año en un punto aguas arriba y dos puntos aguas abajo.; Residuos depositados: 1 vez/año; Cantidad de residuos generada; Estados de los sistemas de impermeabilización y drenaje.
Control de metano	Control obligatorio al menos 2 veces/año en vertederos bioactivos.
Controles postclausura:	La autoridad realizará controles en instalación, aguas subterráneas, lixiviados y emisiones de gas durante 5 años para vertederos de inertes, 10 años para residuos estabilizados y 15 años para vertederos bioactivos.

Unión Europea	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Calcular el balance hidrológico. Recoger muestras: (1) Volumen de lixiviados: mensualmente; (2) Composición de lixiviados: trimestralmente; (3) Vol. y comp. de las aguas superficiales: trimestralmente. (4) Aguas subterráneas: uno aguas arriba y dos aguas abajo. (5) pH, COT, fenoles, metales pesados, fluoruro, arsénico, hidrocarburos. (6) Nivel de aguas subterráneas: cada seis meses (7) Composición aguas subterráneas: mensualmente
Control de metano	Emisiones potenciales de gas y presión atmosférica (CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub> , etc.)
Controles postclausura:	Volumen lixiviados: 2 veces/año; Composición lixiviados: 2 veces/año; Vol. y comp. de aguas superficiales: 2 veces/año; Emisiones potenciales de gas y presión atmosférica (CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub> , etc.): 2 veces/año; Nivel aguas subterráneas: 2 veces/año; Comp. aguas subterráneas: depende.; Lectura anual del comportamiento de asentamiento del nivel del vaso de vertido.

Australia	
-----------	--

Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Control y análisis de aguas subterráneas, aguas superficiales y lixiviados antes de ser vertidos.
Control de metano	Informar a la EPA ( <i>Environmental Protection Authority</i> ) si $[CH_4] \geq 1,25\%$ (25 % LEL); Control de gases diario a 5 cm del suelo cada 25 m si $[CH_4] \geq 0,05\%$ en viviendas y $[CH_4] \geq 1,25\%$ en el exterior.
Controles postclausura:	No se especifican

Nueva Zelanda	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Anualmente como mínimo el nivel freático y la composición; Parámetros contaminantes aguas subterráneas 4 veces/año en vertederos grandes, en los pequeños 3 veces/año. Aguas superficiales: fauna acuática, contaminantes y sedimentos.
Control de metano	En 250 m alrededores del vertedero 2 veces/año mínimo.; En zonas abiertas $[CH_4] \leq 5\%$ ; Si en edificios $[CH_4] \leq 1\%$ , evacuación inmediata; Si en zonas abiertas $[CH_4] \leq 10\%$ , medidas inmediatas de control de gases.
Controles postclausura:	Integración paisajística, construcciones para la gestión de lixiviados y biogás.

Banco Mundial	
Control de agua subterránea, agua superficial y lixiviados:	Se aplicarán medidas de control para evitar la contaminación de las aguas superficiales o subterráneas por lixiviados; Un pozo de captación de muestras aguas arriba y dos aguas abajo del vertedero. Medir en el agua pH, conductividad, K, Cl, $NH_4^+$ , DQO, COT, COV.
Control de metano	Se aplicarán medidas de control para evitar la contaminación de gases. Si existen viviendas o edificios a menos de 200 m se realizarán controles periódicos de gases.
Controles postclausura:	Periodo de prevención de 10 a 30 años; Controles de asentamientos, control de la erosión y mantenimiento de sistemas de drenaje, control de agua subterránea cada 3 ó 6 meses durante los dos primeros años; N, conductividad y DQO. (altura de acuífero y grado de contaminación, cada 3 meses el primer año, cada 4 meses los dos años siguientes y cada 6 el resto, control de lixiviados y biogás, controles meteorológicos y observación de la vegetación de cobertura).; En un radio de 200 m se ha de revisar la $[CH_4]$ cada 3 meses. Si $[CH_4] \geq 1\%$ habrá que aumentar la frecuencia.

## I.7 SIGLAS UTILIZADAS

BM: Banco Mundial

e: Espesor

GCL: Capa de arcilla geosintética (*Geosynthetic Clay Liners*)

HDPE: Polietileno de alta densidad

k: Coeficiente de permeabilidad del material (m/s)

LEL: límite mínimo de explosión (*Lower Explosion Limit*)

RNP: Residuos no peligrosos

RSU: Residuos sólidos urbanos

RTP: Residuos tóxicos y peligrosos

UE: Unión Europea

## **Anexo II:**

# **TABLA DE VERTEDEROS ESPAÑOLES**






## Anexo II: VERTEDEROS ESPAÑOLES OBSERVADOS MEDIANTE ORTOFOTOGRAFÍA

CCAA	Prov.	Nombre vertedero	Población	Polígono	Parcela	Superficie coronación B.Lix (m)	H interior (m)	H exterior (m)	Pendiente talud i	Pendiente talud e	Perímetro (m)	Volumen (m3)	Camino coronación (m)	Superficie ocupada (m2)	Capacidad vertedero (t/año)	Observaciones
And	AL	de Gádor	Gádor	6	31	1.918	4	3	2	1	200	4.472,0	2	40.000	129.700	
And	CA	de Los Barrios	Los Barrios	16	89	340	3	6	1	1	71	700,5	2	140.000	113.400	
And	CA	de Medina-Sidonia	Medina-Sidonia V	1	7	950	4	2	1	1	138	2.696,0	2	290.000	395.700	
And	CA	de Medina-Sidonia	Medina-Sidonia PC	1	7	1.550	4	Excavada	1,5		166	4.208,0	2			
And	CO	de Nueva Carteya	Nueva Carteya	3	49	440	3	3,5	1	1	83	946,5	3	95.000	40.000	
And	CO	de Montalbán	Montalbán	8	13	1.200	4,5	5,4	1	2	133	4.053,4	2,5	94.000	90.000	
And	CO	de Córdoba	Córdoba	18	20							0,0		135.000	95.000	
And	CO	de Dos Torres	Dos Torres	8	112	5.150	3	3	1	1	260	14.280,0	4	100.000	30.000	
And	GR	de Granada	Granada	21	208	730	3	5	1	1	116	1.668,0	4,5	316.000	94.800	
And	H	de Tharsis	Alosno	24	3	450	3,5	3,5	2	1	80	595,0	2	75.000	10.000	
And	J	de Linares	Linares	2	75	260	2,5	2,5	1	1,5	63	453,1	2	50.000	80.000	
And	J	de Jaen	Andújar	1	284	460	4	4	1,5	1	95	700,0	1,5	50.000	23.500	
And	MA	de Antequera	Antequera	89	69	875	3,5	2	1	1	119	2.333,6	2,5	130.000	45.000	
And	MA	de Casarabonela	Casarabonela	18	10	4.280	3	4	1,5	1	290	10.882,5	1,5	75.000	50.000	
And	MA	de Málaga	Málaga	42	35	460	3,5	7	1	4	90	1.058,8	2	230.000	390.000	
And	SE	de Alcalá del Río	Alcalá del Río (1)	1	21	4.600	3,5	7	2	1	310	12.302,5	3	85.000	32.500	
And	SE	de Alcalá del Río	Alcalá del Río (2)	1	21	1.440	3,5	6	1,5	1	149	3.671,1	2	87.000		
And	SE	de Utrera	Utrera	85	57	2.600	3	3,5	1	1	215	6.832,5	5	94.000	28.500	
And	SE	de Montemarta-Cónica	Alcalá de Guadaira	29	13	7.500	4,5	4,5	1,5	1	350	28.434,4	3	1.020.000	520.800	
Ara	HU	de Huesca	Huesca	3	150	750	3,5	3,5	1	3	110	1.951,3	4	70.000	29.000	Bco. de la Alfándiga por fugas y rebosamientos.
Ara	HU	de Barbastro	Estadilla	6	1	300	2	2	1	3	80	440,0	1	48.000	24.300	a 370 m del río Cinca
Ara	Z	de Calatutud	Calatutud	36	32	550	2	2	1	2,5	85	930,0	3	87.000	12.300	a 360 m del río Jalón
Ara	Z	de Zaragoza	Zaragoza	84	5							0,0		600.000	244.800	
Ara	AS	del Valle de la Zoreda	Corbera de Asturias	22	4	1.115	2	2	1	1	139	1.952,0		350.000	433.300	C/ depuradora in situ
Ara	PM	de Ses Barraques	Calvià	8	1	270	2		2		60	300,0		200.000	61.000	
Ara	PM	de Marratxí	Plama de Mallorca	22	22	2.310	7	7	2	1	204	6.174,0	3,5	278.000	53.000	2 balsas iguales
Ara	GC	de Zonzamas	Teguise	8	845							0,0		150.000	104.750	En el cráter de un volcán
Ara	GC	de Las Palmas	Las Palmas de GC	7	172							0,0		271.000		RSU+RSI
Ara	GC	de Juan Grande	S. Bartolomé de Tirajana	9	75							0,0		200.000	178.400	RSU+RSI
Ara	GC	de Zurita	Puerto del Rosario	6	31							0,0		94.000	59.500	
Ara	TF	de Arico	Arico	9	8	300	4,5	4,5	1	1	67	671,6	1,5	364.000	466.400	
Can	S	de Meruelo	Meruelo	14	1	1800+2200								180.000	222.312	
CLM	AB	de Albacete	Albacete	50	16							0,0		345.000	66.000	
CLM	CR	de Almagro	Almagro	37	65	2.180	3	3	1	1,5	203	5.626,5	1,5	116.000	65.000	
CLM	CR	de Almodóvar del Campo	Almodóvar del Campo	45	235	1.035	2,5	3	1	1	130	2.181,3	3	70.000	36.200	
CLM	CR	de Valdepeñas	Valdepeñas	112	14	840	2,5	2,5	1	1	111	1.753,1	2	100.000	47.500	
CLM	CR	de Alcázar de San Juan	Alcázar de San Juan	67	63	2.245	4,5	5	2,5	1,5	188	5.343,8	4	180.000	60.000	Dos balsas
CLM	CR	de Alcázar de San Juan	Alcázar de San Juan	67	63	2.232	4,5	5	2,5	1,5	188	5.285,3	4			
CLM	GU	de Guadalajara	Guadalajara	22	17	900	4,5	5	1	1,5	120	2.835,0	2	67.000		En un barranco
CLM	TO	de Toledo	Toledo	70	3	310	2,5	2,5	1	1	72	550,0	2,5	90.000	100.000	
CYL	AV	de Vega	Vega de Sta. María	1	25							0,0		14.000	2.520	
CYL	AV	de Ávila	Ávila	8	260	180	3	3	1	1	53	301,5	2	21.000	22.000	
CYL	BU	de Miranda de Ebro	Miranda de Ebro	27	25							0,0		41.200	22.500	
CYL	BU	de La Bureba-Miranda	Villarcarayo de Merindad	41	5004							0,0		30.000	10.000	
CYL	BU	de Aranda	Aranda de Duero	31	553							0,0		30.000	19.000	
CYL	BU	de la Vecindad de Burgos	Burgos	38	80004	290	2,5	2,5	1	1	68	512,5		175.000	52.260	650 m del río Cardañadizo (rebosamientos abundantes)
CYL	P	de La Pernía-Ojeda	Aguilar de Campoo	524	41							0,0		33.400	7.200	
CYL	P	de Valdeseñor	Palencia	40	39	1.380	3	3	2	1,5	180	2.520,0	2	55.000	30.000	
CYL	SA	de Villamayor	Villamayor	501	318							0,0		170.000	70.000	
CYL	SG	de Segovia	Martín Miguel	1	5106	1.620	6	6	1	1	167	6.714,0	5	170.000	34.000	Junto al arroyo de Las Viñas

CYL	VA	de Valladolid	Santovenia de Pisuerga	5	5082	750	2,7	1,5	1,5	1	116	1.390,8	4	215.000	186.100	
CYL	VA	de Villa Verde	Villa Verde de Medina	3	44							0,0		62.000	22.000	
CYL	ZA	de Zamora	Zamora	7	585	610	2,5	2	1,5	1	100	1.056,3	2	130.000	32.000	en un barranco a 1000 m del arroyo El Perdigón
CAT	B	de Vacasisses	Vacarisses	6	8	1.150	3	3	1,5	1,5	134	2.545,5	2,6	318.000	335.900	2 balsas casi iguales
CAT	B	de Vacasisses	Vacarisses	6	8	1.070	3	3	1,5	1,5	130	2.332,5	2,6			
CAT	B	de Garraf	Begués	5	9	2.410	4,5	0	1,5	0	195	7.883,4	8	644.200	919.100	En el torrente de Vall de Joan
CAT	B	de Pierola	Els Hostalets de Pierola	13	2	1.016	5		1,5		121	2.811,3				
CAT	B	de Pierola	Els Hostalets de Pierola	13	2	2.670	5	8	1,5	1	197	9.656,3	5	344.000	238.600	2 balsas. A 2100 m de la Riera Magarola
CAT	B	de Rubí	Rubí	21	33	680	4,5	4,5	1,5	1,5	99	1.556,4				
CAT	B	de Rubí	Rubí	21	33	470	4,5	4,5	1,5	1,5	84	839,3	3	50.000	26.500	
CAT	B	de Sta. M <sup>a</sup> . De Palautordera	Sta.M <sup>a</sup> . De Palautordera	2	10	860	4,3		1,5		127	1.936,8	5	142.000	53.400	
CAT	B	de Oris	Oris	4	13	1.200	3		1		136	2.988,0	2	92.200	45.600	2 balsas.
CAT	B	de Oris	Oris	4	13	450	3	3	1,5	1	81	803,3	2			en un barranco a 1800 m del río Ter
CAT	B	de Manresa	Manresa	13	29	860	3,5	3,5	1	1	118	2.287,3	2	66.000	48.000	
CAT	B	de Manresa	Manresa	13	29	615	3,5	3,5	0		102	2.152,5		32.600		a 850 m del río Llobregat
CAT	GI	de Lloret de Mar	Lloret de Mar	12	18	2.150	3,5	3,5	2	1,5	177	5.356,8	4	58.100	55.000	
CAT	GI	de Solius	Llagostera	15	105	670	3,5		1		104	1.708,0				2 Balsas
CAT	GI	de Solius	Llagostera	15	105	625	3,5	4,5	1	1	100	1.575,0	4	160.000	104.700	de apoyo. En un Bco. a 500 del río Solius
CAT	GI	de Pedret i Marzà	Pedret i Marzà	5	100	800	3,5	3,5	1	1,5	119	2.071,1	1,5	205.500	82.000	a 50 m de un canal
CAT	GI	de Sta. Coloma de Farners	Sta. Coloma de Farners	4	5	575	3,3	2	1	1	95	1.380,2	2	55.000	28.600	2 balsas
CAT	GI	de Sta. Coloma de Farners	Sta. Coloma de Farners	4	5	335	2		1		76	518,0	2			60 m del torrente de Farinet
CAT	L	de Lleida	Lleida	30	231	640	3	3	1	1	100	1.470,0	2	97.500	72.000	
CAT	T	de Más de Barberans	Más de Barberans	14	9	1.250	4,5	3	1	1	141	4.197,4	1,5	125.000	26.500	2 balsas
CAT	T	de Más de Barberans	Más de Barberans	14	9	630	4	4	1	1	97	1.744,0	1,5			
CAT	T	de Tivissa	Tivissa	1	6	725	2	2	1	1	108	1.234,0	1,7	26.500	21.800	2 balsas de evaporación
CAT	T	de Tivissa	Tivissa	1	6	175	1,5	1,5	1	1	56	199,5	1,5			
EXT	BA	de Mérida	Mérida	54	2	470	3	3	1	1,5	81	1.045,5	1,6	72.000	87.600	Rechazos. Balsa para eras compostaje
EXT	BA	de Badajoz	Badajoz	280	9015	2.500	3	3	0	2	219	7.500,0	2	237.000	103.600	2 Balsa de obra separadas por muro
EXT	BA	de Vva. De la Serena	Vva. De la Serena	27	5170	1.300	3	3	1,5	2	158	2.833,5	1,5	141.000	90.700	2 balsas
EXT	BA	de Vva. De la Serena	Vva. De la Serena	27	5170	600	1,8	1,8	1	1,5	98	921,2	1,5			a 800 m del arroyo del gato
EXT	CC	de Cáceres	Mirabel	1	7	560	2	2	1	1,5	91	938,0	1,5	53.400	40.000	PC c/ depuradora. 520 m. arroyo de La Charca
EXT	CC	de Navalmoral	Navalmoral de la Mata	7	2	375	3,4	3,4	0	1	79	1.275,0	1,5	91.200	34.800	a 1500 m arroyo del Palancosa/950 de Domblasco
EXT	CC	de Galisteo	Plasencia	26	12	200	3,5	3,5	0	1	63	700,0	2	70.000	50.300	balsa de hormigón.
GAL	C	de Cerceda	Cerceda	24	184	1.242	3,5	3,5	1	1	171	3.299,6	1	322.300	267.150	2 balsas
GAL	C	de Cerceda	Cerceda	24	184	1.242	3,5	3,5	1	1	171	3.299,6	1			
GAL	C	de Santiago	Santiago de Compostela	149	9400	565	2,5	2,5	1	1	103	1.090,6		46.500	44.130	
MAD	M	de Valdemingómez	Madrid (900-918)	20	8	2.095	7		2		202	4.767,0	3	117.830.000	603.000	2 balsas
MAD	M	de Valdemingómez	Madrid (900-918)	20	8	2.800	6,5		1		217	13.615,9	3			Para planta compostaje
MAD	M	de Colmenar Viejo	Colmenar Viejo	41	75							0,0		415.000	260.000	
MAD	M	de Pinto	Pinto	7	6							0,0		650.000	614.660	
MAD	M	de Nueva Rendija	Mejorada del Campo	3	80002							0,0		124.000	133.500	
MUR	MU	de Abanilla	Orihuela (Alicante)	7	60003	3.880	2	2	1	2	239	7.282,0	1	72.400		Balsa evaporación de lixiviados
MUR	MU	de Cañada Hermosa	Murcia	82	245	4.450	6	6	1,5	3	271	19.383,0	3,5	300.000	130.000	
MUR	MU	de El Gorguel	Cartagena	48	6	615	4,5	5	1	1	94	1.815,8	1,5	140.000	24.000	el la Rambla de El Gorguel a 1700 m del mar
MUR	MU	de El Gorguel	Cartagena	48	6	809	2,5		1		110	1.678,8	1,5			2 balsas y dos vertederos uno lleno
CFN	NA	de Góngora	Aranguren	8	14							0,0		187.000	123.900	
CFN	NA	de El Culebrete	Tudela	46	432							0,0		144.000	29.900	
EUS	BI	de Artigas	Alonsotegui	1	90005							0,0		227.000	233.000	a 700 m del río Kadagua
EUS	BI	de Igorre	Igorre	4	81							0,0		55.700	55.800	
EUS	BI	de Jata	Lemoiz	4	77	872	3,8	3,8	0	1	119	3.313,6	1,5	66.700	72.900	a 650 m del arroyo Erreka y a 920 de un embalse
EUS	SS	de Sasieta	Beasaín	13	86							0,0		25.600	41.800	
EUS	SS	de San Marcos	San Sebastián	9	226							0,0		98.000	138.900	
EUS	VI	de Vitoria	Vitoria	50	82							0,0		500.000	93.200	
LR	LO	de Calahorra	Calahorra	10	158							0,0		164.000	14.360	a 500 m del río Ebro
LR	LO	de Agoncillo	Murillo de Río Leza	9	119	450	2		0		76	900,0		28.200	0	
LR	LO	de Logroño	Logroño	40	261	490	2,5	2,5	1	1	89	946,9	2,4	46.000	59.000	Dos balsas

LR	LO	de Logroño	Logroño	40	261	490	2,5	2,5	1	1	89	946,9	2,4		a 340 m del río Ebro
CV	A	de Elche	Elche	163	849							0,0		61.200	de rechazos PC
CV	A	de Alicante	Alicante	21	125							0,0		292.700	74.500
CV	A	de Los Cabezos	Villena	9	145	1.096	4,5	4,5	0	1,5	140	4.932,0	1,5	208.600	45.900
CV	A	de Aspe	Aspe	12	64	358	3,5	3,5	0	1	76	1.253,0	1,5	27.000	18.200
CV	CS	de Tales	Tales	1	51,4							0,0		14.400	749
CV	CS	de Alcora	Alcora	27	18	600	6	8	1	1	93	1.926,0	2,3	59.300	RNP industriales
CV	CS	de Peñíscola	Peñíscola	3	64							0,0		30.300	7.800
CV	CS	de Onda	Onda	37	9018	7.028	3	3	1,5	1,5	314	18.964,5	1,5	56.000	Rechazos. Balsa para eras compostaje
CV	V	de Pic dels Corbs	Sagunto	20	9139							0,0		40.000	146.580
CV	V	de Dos Aguas	Dos Aguas	3	112	4.300	6	9	1,5	1,5	246	19.158,0	4,5	149.000	Rechazos. Vertedero balas. 900 m río júcar
CV	V	de Alpuente	Alpuente	23	256							0,0		17.700	1.710

 El vertedero no cuenta con balsa de lixiviados

H interior (m)	Altura interior de la balsa; profundidad
H exterior (m)	Altura exterior de la balsa; profundidad
Pendiente talud i	Pendiente del talud interior
Pendiente talud e	Pendiente del talud exterior

**Anexo III:**  
**ESTABILIDAD DE LAS BALSAS DE**  
**LIXIVIADOS**

### III.1 INTRODUCCIÓN

Los líquidos lixiviados generados en el vertedero son generalmente recogidos y almacenados en unas balsas o depósitos que actúan como reguladores del caudal antes del tratamiento o como acumuladores de líquido antes de su transporte a la estación depuradora. Estas balsas o depósitos pueden estar construidas con diferentes materiales y diversos métodos, ya sea de acero corrugado, hormigón armado, tierra compactada, etc.

El caso que ocupa esta Tesis, se ciñe a las balsas de tierra para la acumulación de lixiviados, aunque los métodos de cálculo pueden ser aplicados también a las balsas que recogen las aguas pluviales en la parcela que ocupa el vertedero.

Son balsas de poca capacidad (dependiendo del vertedero y de su ubicación suelen oscilar entre 1000 m<sup>3</sup> y 20000 m<sup>3</sup>) construidas por medio de capas compactadas de tierra y con el vaso impermeabilizado con una geomembrana para evitar fugas de líquidos contaminantes. Por sus características constructivas son similares a las balsas de tierra para riego impermeabilizadas con geomembranas, las cuales presentan un excelente comportamiento que, unido a su bajo coste, se ha traducido en una fuerte expansión en los últimos años, concentrándose fundamentalmente en el Sureste español en general, y en la Provincia de Alicante en particular (Zapata. 2003)

La ausencia de normativa técnica específica sobre este tipo de obra, relacionada con todos los aspectos inherentes; proyecto, ejecución, explotación, reparación, etc., ha provocado y sigue provocando una gran disparidad de criterios y soluciones constructivas, algunas sin contraste fiable y apoyadas, en ocasiones, exclusivamente en las casas comerciales (Zapata. 2003)

Las balsas de tierra impermeabilizadas con geomembrana, siempre que su capacidad sobrepase los 1000 m<sup>3</sup>, ofrecen notables ventajas frente a otras soluciones como las obras de hormigón, de fábrica o de mampostería. Estas ventajas son de tres tipos (Dal-Ré. 2003):

- Económicas: el uso de materiales de bajo coste, la rápida construcción y el reducido mantenimiento repercute favorablemente en el coste final de la obra.
- Técnicas: su construcción es rápida y de gran simplicidad tecnológica. Además presentan una gran adaptación a cualquier morfología del lugar de emplazamiento.
- Administrativas: requieren estudios técnicos sencillos y escaso número de requisitos legales.

### III.2 ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD

El asunto que se va a tratar es el estudio del comportamiento de la estabilidad de los taludes que conforman el vaso de las balsas de materiales sueltos para la acumulación de lixiviados. Los métodos de cálculo más utilizados en la estabilidad de taludes son los de Bishop y Janbú, ambos basados en el método de Fellenius, método de las dovelas, método ordinario, método de las fajas independientes, método Sueco o método USBR, también se suele aplicar el método de Taylor por su sencillez. Otros métodos de análisis universales para el cálculo del factor de seguridad de taludes son el Método de las Tablas o número de estabilidad (Taylor, 1937 y 1948; Bishop y Morgensten, 1960; Hunter y Schuster, 1968; Janbú, 1968; Morgenstern, 1963; Spencer, 1967; Terzagui y Peck, 1967 y otros), el Método del Talud Infinito y el Método del Bloque Deslizante (Suárez. 1998). Estos métodos se han modelizado utilizando distintas hipótesis de carga en los taludes usando diversos programas de ordenador. El método de cálculo por medio de los elementos finitos exige una determinación muy cuidadosa de las propiedades mecánicas a utilizar.

#### III.2.1 Métodos de cálculo

##### 1.- Método de Fellenius

Por medio de los ensayos de laboratorio se conoce la cohesión efectiva  $c'$  y el ángulo de rozamiento efectivo  $\phi'$  en cada zona del talud. Si se evalúan correctamente las presiones intersticiales o existentes en los distintos puntos, se desarrolla la situación de cargas que se pretende analizar. Con este método se asumen superficies de deslizamiento circulares y se divide el área en fajas obteniendo las fuerzas actuantes y resultantes para cada faja. Con el sumatorio de estas fuerzas

se obtiene el factor de seguridad FS. También se supone que no hay interacción resistente de unas fajas con otras (no existe ni cohesión ni rozamiento entre ellas). Las fuerzas actuantes se representan en la Figura III.1:

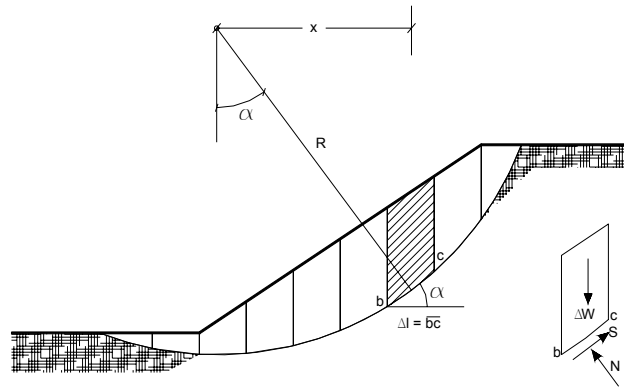


Figura III.1: Representación gráfica de las dovelas. Método de Fellenius para el cálculo de la estabilidad de taludes

y son las siguientes:

- DW: peso de la faja
- S: fuerza tangencial al segmento  $\overline{bc}$  (fuerzas de cohesión y de rozamiento que actúan de forma tangente a la superficie de deslizamiento)
- N: fuerza normal al segmento  $\overline{bc}$
- $\alpha$ : ángulo que forma el segmento  $\overline{bc}$  con la horizontal

Después de desarrollar todo el sumatorio de fuerzas que actúan sobre cada una de las fajas y definiendo el factor de seguridad al deslizamiento FS como el cociente entre los momentos estabilizantes máximos de toda la masa deslizante virtual respecto al centro del círculo y los momentos desestabilizantes se obtiene:

$$FS = \frac{\sum [c' \cdot \Delta l + (\Delta W \cdot \cos \alpha - u \cdot \Delta l) \cdot \tan \phi']}{\sum [\Delta W \cdot \sin \alpha]} \quad \text{Ecuación III.1}$$

El coeficiente de seguridad FS calculado correspondería al círculo de deslizamiento considerado con radio R, lo cual no tiene porqué ser el coeficiente de seguridad del talud, ya que pueden haber círculos con un coeficiente de seguridad menor. Para calcular el FS del talud, hay que calcular el FS de varios círculos de deslizamiento diferentes y elegir el valor mínimo de todos ellos. Cuantos más círculos analicemos, más nos acercaremos al FS mínimo del talud, Figura III.2.

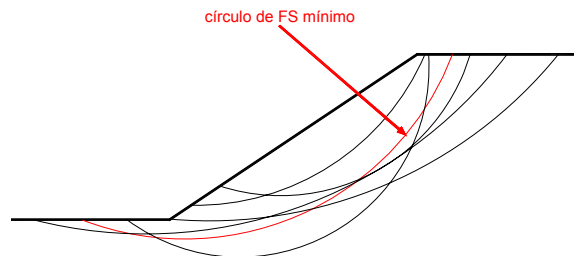


Figura III.2: Representación gráfica de varios círculos de deslizamiento.

## 2.- Método de Bishop (Figura III.3)

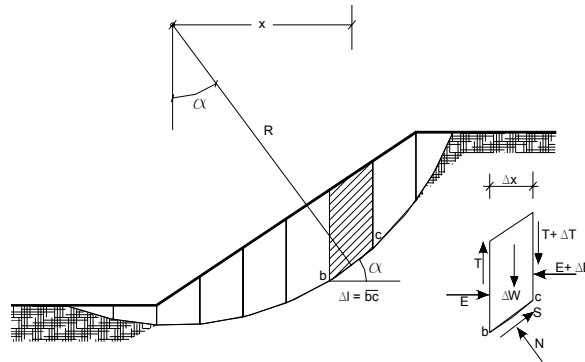


Figura III.3: Representación gráfica del Método de Bishop para el cálculo de la estabilidad de taludes.

En 1955 Bishop presentó un método para superficies de deslizamiento circulares divididas en fajas que interaccionan entre sí. El diagrama de sólido libre de toda la masa deslizante lo representamos a continuación y establecemos la condición de equilibrio de momentos respecto del centro del círculo:

A efectos prácticos el valor de FS se determina con suficiente aproximación suponiendo que  $\Delta T = 0$ , con lo que resulta la siguiente expresión:

$$FS = \frac{\sum \left[ \frac{(c' \cdot \Delta x + (\Delta W - u \cdot \Delta x) \cdot \tan \phi')}{\cos \alpha \cdot \left( 1 + \frac{\tan \phi' \cdot \tan \alpha}{F} \right)} \right]}{\sum \Delta W \cdot \sin \alpha} \quad \text{Ecuación III.2}$$

### 3.- Método de Janbú

En el método desarrollado por Janbú en 1973 se presenta una forma de calcular el factor de seguridad FS tomando superficies de deslizamiento no circulares, como por ejemplo se representa en la figura siguiente:

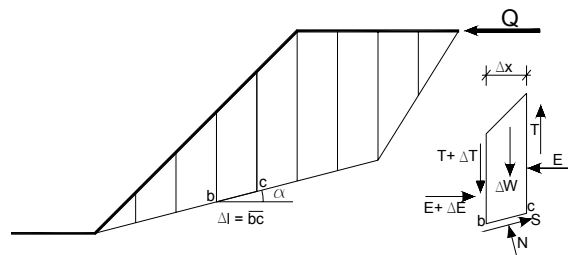


Figura III.4: Representación gráfica del Método de Janbú para el cálculo de la estabilidad de taludes

Se puede admitir que FS es el mismo para todas las fajas, con lo que resulta:

$$FS = \frac{\sum \left[ \frac{(c' \cdot \Delta x + (\Delta W + \Delta T - u \cdot \Delta x) \cdot \tan \phi')}{\left( 1 + \frac{\tan \phi' \cdot \tan \alpha}{F} \right) \cdot \cos^2 \alpha} \right]}{Q + \sum (\Delta W + \Delta T) \cdot \tan \alpha} \quad \text{Ecuación III.3}$$



Esta expresión se simplifica del lado de la seguridad del talud suponiendo que  $\Delta T = 0$ .

$$FS = \frac{\sum \frac{(c' \cdot \Delta x + (\Delta W - u \cdot \Delta x) \cdot \tan \phi')}{\left(1 + \frac{\tan \phi' \cdot \tan \alpha}{F}\right) \cdot \cos^2 \alpha}}{Q + \sum \Delta W \cdot \tan \alpha} \quad \text{Ecuación III.4}$$

Mediante la resolución matemática de la ecuación anterior por aproximaciones sucesivas, se considera el efecto estabilizante de las fuerzas tangenciales en los costados de la rebanada, o también utilizar un factor de corrección empírico  $f_0$  obtenido de la gráfica siguiente:

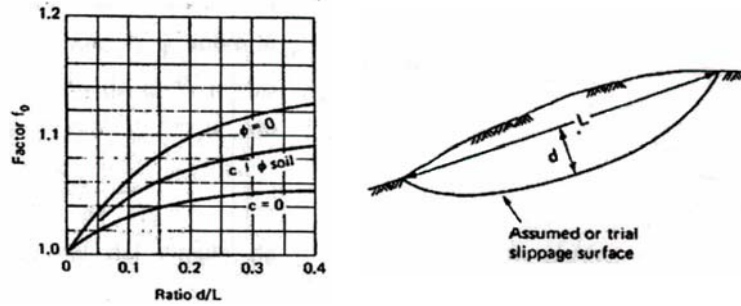


Figura III.5: gráficas para el cálculo de  $f_0$

y obteniendo la siguiente expresión:

$$FS = \frac{\sum \frac{(c' \cdot \Delta x + (\Delta W - u \cdot \Delta x) \cdot \tan \phi')}{\left(1 + \frac{\tan \phi' \cdot \tan \alpha}{F}\right) \cdot \cos^2 \alpha}}{Q + \sum \Delta W \cdot \tan \alpha} \cdot f_0 \quad \text{Ecuación III.5}$$

#### 4.- Método del círculo de Rozamiento (ábaco de Taylor)

Las fuerzas que actúan sobre la masa deslizante son el peso  $W$ , la fuerza resultante de la cohesión  $C$  y la fuerza  $F_r$  resultante de la composición de la fuerza normal y de la fuerza de rozamiento que actúan a lo largo de la superficie de deslizamiento.

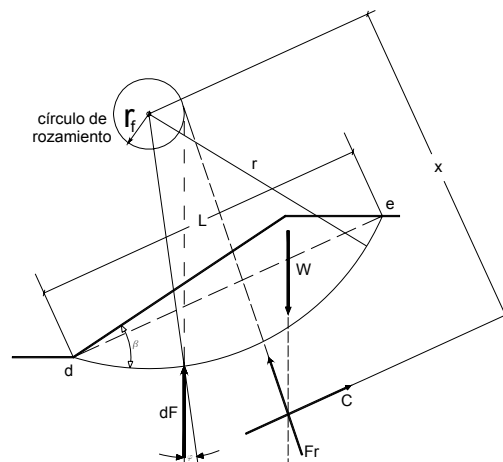


Figura III.6: Representación gráfica del Método de Taylor para el cálculo de la estabilidad de taludes

La fuerza de cohesión ( $C$ ) actúa en la dirección paralela a la cuerda  $\overline{de}$  y es igual al producto de la cohesión ( $c$ ) por la longitud ( $L$ ) de la cuerda. A partir de estos datos y conociendo la densidad

del terreno, el ángulo de rozamiento y la inclinación del talud, Taylor elaboró un ábaco que permite de manera rápida el cálculo del coeficiente de seguridad frente al deslizamiento del talud.

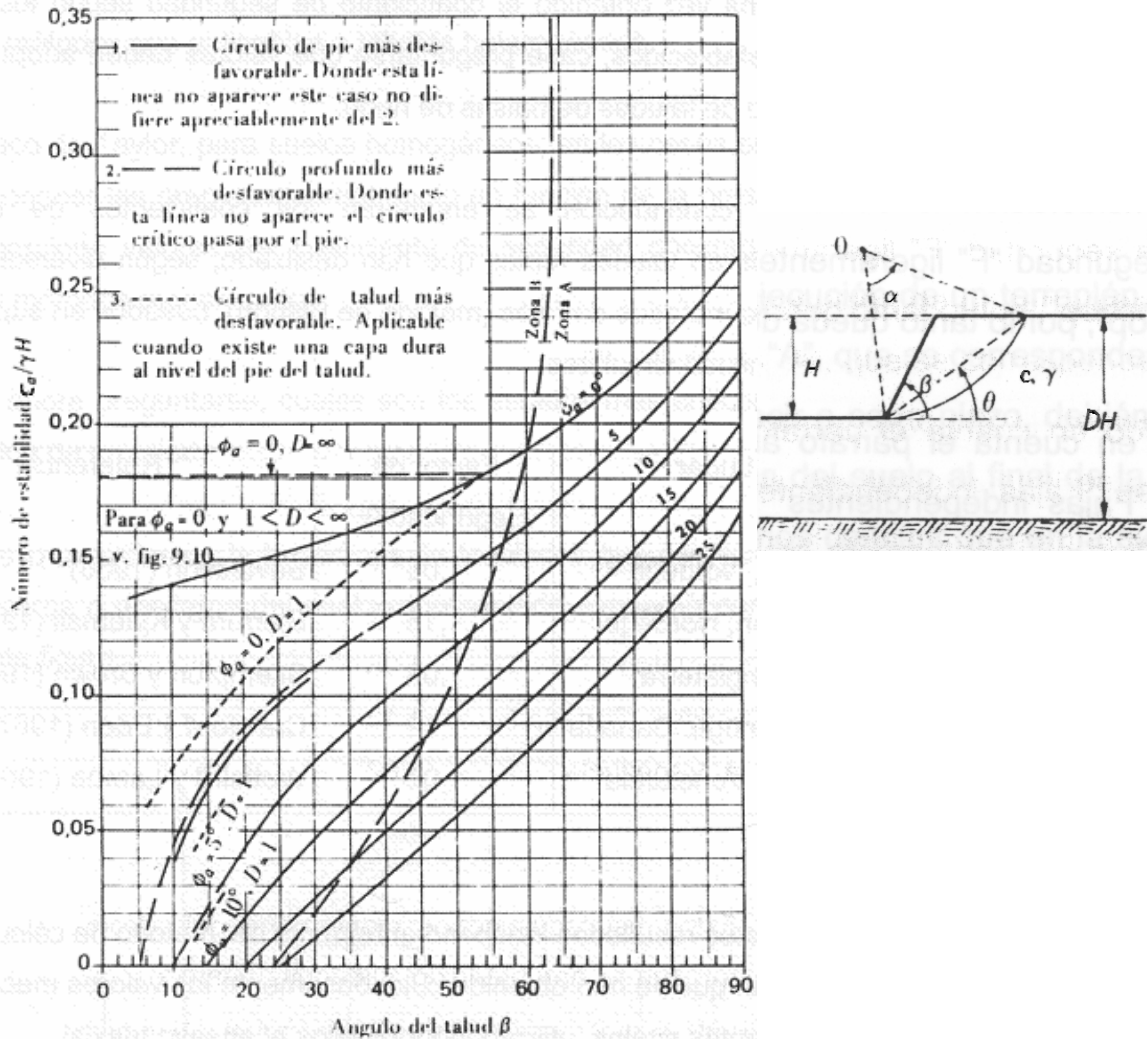
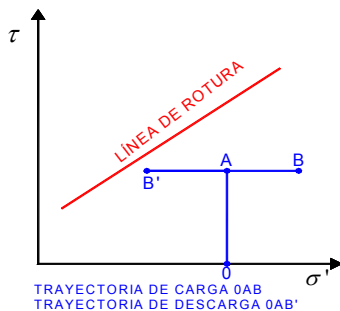


Figura III.7: Estabilidad de taludes homogéneos en terrenos con rozamiento interno (Taylor 1961). En la zona A el círculo crítico es un círculo de pie que queda totalmente por encima del pie del talud. En la zona B el círculo de pie más desfavorable penetra por debajo del pie del talud. Fuente: obtenido de (Jiménez et al. 1981)

El método sólo es aplicable a suelos homogéneos en los que se pueda conocer la resistencia del terreno en función de las presiones totales.

### III.2.2 Coeficiente de seguridad (FS):

En el epígrafe anterior se ha obtenido el coeficiente o factor de seguridad FS mediante diversos métodos. A continuación se identifica cual es el valor que debe adoptar FS para que el talud de una balsa de lixiviados sea suficientemente estable.



Puesto que no se han encontrado en la bibliografía especificaciones técnicas para las balsas de lixiviados, adoptaremos, por su gran similitud, los criterios planteados en el caso de las balsas de materiales sueltos para riego.

Para el cálculo del factor de seguridad, independientemente del método de cálculo, se deben obtener cuidadosamente los valores mecánicos de los diferentes suelos, utilizando para ello el ensayo

triaxial (Escario. 1966; Jiménez et al. 1981; Terzaghi et al. 1996; Zapata. 2003).

El método que está más del lado de la seguridad es el de las Dovelas o fajas independientes debido a que para el cálculo de FS no se consideran las interacciones entre unas fajas y otras. La similitud obtenida en todos los métodos analizados nos permiten adoptar cualquiera de ellos para el estudio de taludes. Del mismo modo, aunque sólo válido para taludes homogéneos, el método de Taylor proporciona valores de FS semejantes con los otros métodos (Zapata. 2003).

Para poder conocer los estados críticos a lo largo de la vida de un talud, se recurre a la trayectoria de tensiones representada en el gráfico anterior, que ocurre en un proceso de carga o descarga del suelo. En el proceso de carga, es decir cuando se está construyendo el terraplén, el punto más cercano a la línea de rotura sería el punto A, que correspondería al final de la construcción, por lo que se concluye diciendo que si se ha construido el terraplén, éste permanecerá estable a lo largo del tiempo. Sin embargo, en un proceso de descarga, es decir en la ejecución de un desmonte, el punto más crítico es el B' que corresponde con una situación a largo plazo. Por consiguiente la estabilidad de un talud al finalizar la excavación no constituye una garantía de la estabilidad del mismo con el paso del tiempo. En el caso de balsas de tierra, los estados críticos para cada uno de los taludes son los siguientes (Figura III.8):

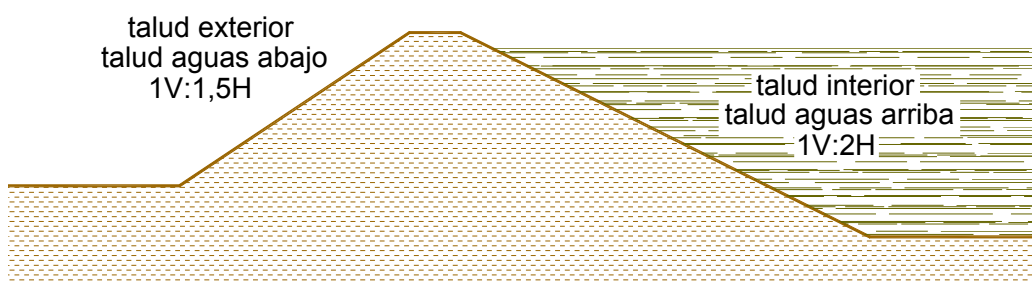


Figura III.8: ejemplo de identificación de los taludes que forman una balsa de lixiviados tipo, de 10 m de profundidad interior; 7,5 m de altura del talud exterior; 2,5 m de anchura en el camino de coronación.

**Talud de aguas arriba (talud interior):** Los estados críticos son en el momento en que finaliza la construcción y, si el talud está saturado, en caso de un desembalse tan rápido que impide la disipación de las presiones intersticiales ya que habiendo desaparecido el efecto estabilizador del líquido sobre el talud interior, se produce una disminución del factor de seguridad que puede ser crítica.

**Talud de aguas abajo (talud exterior):** Los estados críticos son en el momento en que finaliza la construcción y cuando el embalse se encuentra lleno por el estado de carga al que se somete el dique.

Las diferentes normativas estudiadas para el proyecto de taludes, están enfocadas principalmente a los casos de presas y balsas de tierra y exigen valores mínimos del factor de seguridad (FS) del orden de 1,5 (Bureau of Reclamation. 1980; Lambe et al. 1990) u otros valores dependiendo del autor de la investigación. Por ejemplo, la Instrucción para el Proyecto y la Explotación de Grandes Presas fija diferentes valores en función de la sismicidad o del estado de carga que oscilan, para presas homogéneas de tierra, entre 1,0 (talud interior y exterior durante la construcción con sismo) y 1,4 (talud aguas abajo con el embalse lleno). El (*U.S.Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985*) establece valores que oscilan entre 1,1 (talud exterior con embalse lleno y con sismo) y 1,5 (talud exterior con el embalse lleno con sismo).

En otras publicaciones consultadas, se pueden encontrar FS específicos para el caso de las obras de tierra que contienen residuos (DEQ Land Quality. 1998) con valores que oscilan entre 1,2 y 2,0 en función del riesgo potencial de la instalación y de los coeficientes sísmicos.

### III.2.3 Metodología

En este apartado se procederá calculando la estabilidad de los taludes de una balsa de lixiviados existente con un tiempo de explotación superior a 5 años. Las hipótesis de carga que vamos analizar son las correspondientes a los estados críticos definidos anteriormente:

Talud exterior (aguas abajo):

1. Balsa llena y talud seco con sismo y sin sismo: las propiedades mecánicas a utilizar son la cohesión y el ángulo de rozamiento efectivos. Los ensayos efectuados corresponden a las muestras de humedad y densidad con el 100 % del Proctor Normal en ensayo triaxial sin saturar la muestra. Las presiones intersticiales son nulas.
2. Balsa llena y talud saturado con sismo y sin sismo: Todas las balsas de lixiviados están impermeabilizadas con geomembrana por lo que no parece probable la saturación del talud. No obstante, es teóricamente posible la rotura de la lámina y la consiguiente saturación del talud, por ello también plantearemos esta hipótesis. Las propiedades mecánicas a utilizar son la cohesión y el ángulo de rozamiento efectivos. Los ensayos efectuados corresponden a las muestras de humedad y densidad con el 100 % del Proctor Normal en ensayo triaxial saturado posteriormente. A partir de la red de flujo, calcularemos las presiones intersticiales. Puesto que la inmensa mayoría de estas balsas están construidas con material homogéneo, la red de filtración se representa en la Figura III.9:

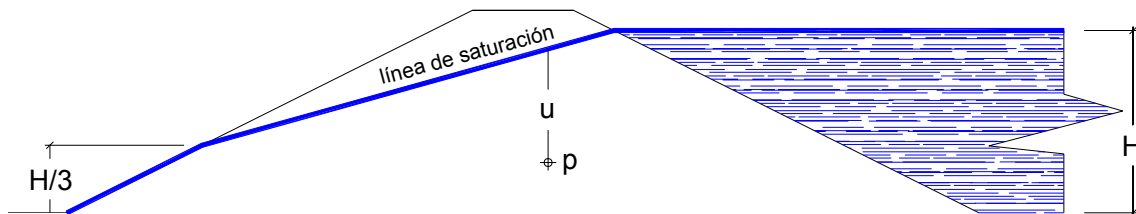


Figura III.9: representación gráfica 1 de la línea de saturación en el dique de una balsa de tierra

Se calcula la presión intersticial como la presión hidrostática medida sobre la vertical al punto  $p$  respecto a la línea de saturación más desfavorable

3. Al final de la construcción sin sismo: En este tipo de obras que no suelen rebasar los 10 m de altura no se producen presiones intersticiales elevadas, aunque para el cálculo aplicaremos la fórmula del coeficiente de presión intersticial ( $r_u$ ):

$$r_u = \frac{u}{\sigma_s} = \frac{u}{\gamma \cdot H_s} = 0,5 \quad \text{Ecuación III.6}$$

$r_u$ : coeficiente de presión intersticial con un valor que oscila entre 0,26 y 0,47 tomamos un valor del lado de la seguridad, de manera que  $r_u=0,5$

$\gamma$ : densidad del suelo

$H_s$ : altura de suelo sobre el punto en el que se desea estimar  $u$

$\sigma_s$ : presión en el punto en el que se desea estimar  $u$

Se toma un valor de  $r_u$  del lado de la seguridad, de manera que  $r_u=0,5$

Talud interior (aguas arriba):

1. Desembalse rápido suponiendo el talud saturado, sin sismo y con sismo con la misma simplificación anterior de las presiones intersticiales que nos pone del lado de la seguridad. Esta hipótesis es muy poco probable por la existencia de una lámina impermeable y supone que al conocer la saturación del talud, hay que vaciar la balsa rápidamente para evitar rotura en el talud. Los ensayos efectuados corresponden a las muestras de humedad y densidad con el 100

% del Proctor Normal en ensayo triaxial. Las presiones intersticiales se calculan a partir de la red de flujo obtenida (Figura III.10)

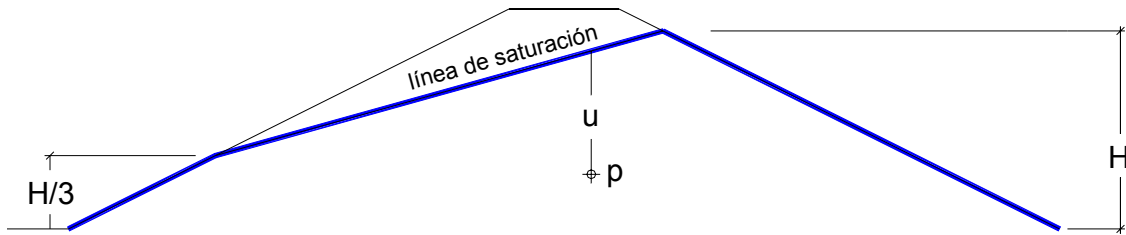


Figura III.10: representación gráfica 2 de la línea de saturación en el dique de una balsa de tierra

2. Talud seco, sin sismo y con sismo: Los ensayos efectuados corresponden a las muestras de humedad y densidad con el 100 % del Proctor Normal en ensayo triaxial sin saturar la muestra. Las presiones intersticiales son nulas.
3. Talud saturado sumergido con sismo y sin sismo: El análisis de esta hipótesis se simplifica suponiendo el talud sumergido, según el principio de Arquímedes, como:

$$\gamma_{\text{sumergido}} = \gamma_{\text{sat}} - \gamma_w \quad \text{Ecuación III.7}$$

$\gamma_{\text{sumergido}}$  : densidad del suelo sumergido

$\gamma_{\text{sat}}$  : densidad del suelo saturado

$\gamma_w$  : densidad del lixiviado  $\cong 1 \text{ t/m}^3$

La cohesión que se emplea es la efectiva con suelo saturado para muestras compactadas al 100 % del PN.

4. Al final de la construcción sin sismo: Los ensayos efectuados corresponden a las muestras de humedad y densidad con el 100 % del Proctor Normal en ensayo triaxial. Las presiones intersticiales se calculan a partir de la red de flujo obtenida sin saturar la muestra. Las presiones intersticiales se calculan como la hipótesis 1.



## **Anexo IV:**

# **ÁBACOS PARA EL CÁLCULO DE FS**

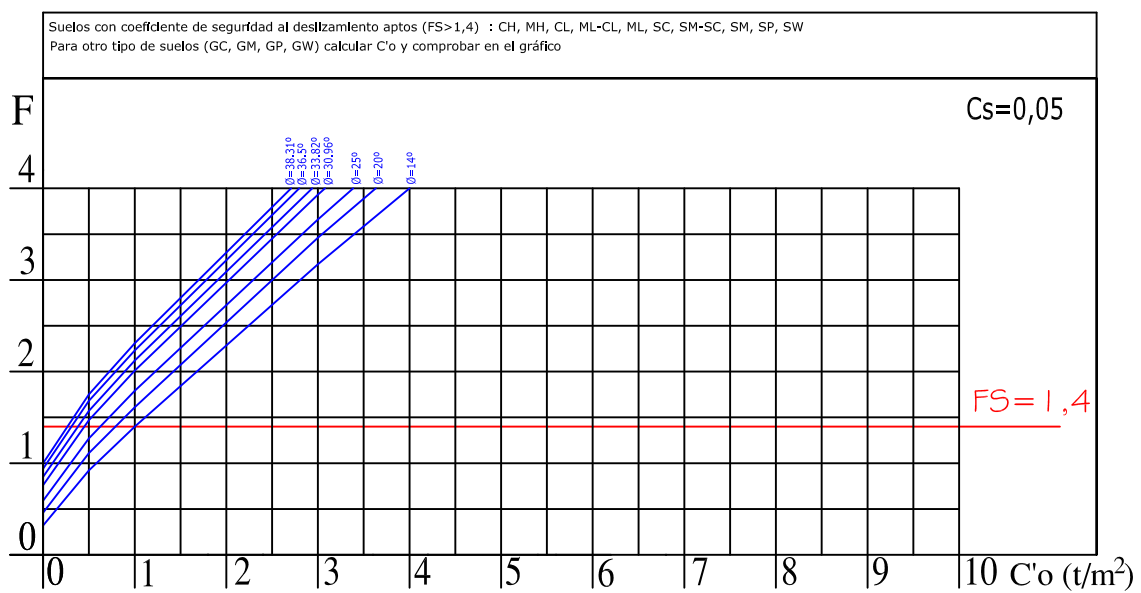
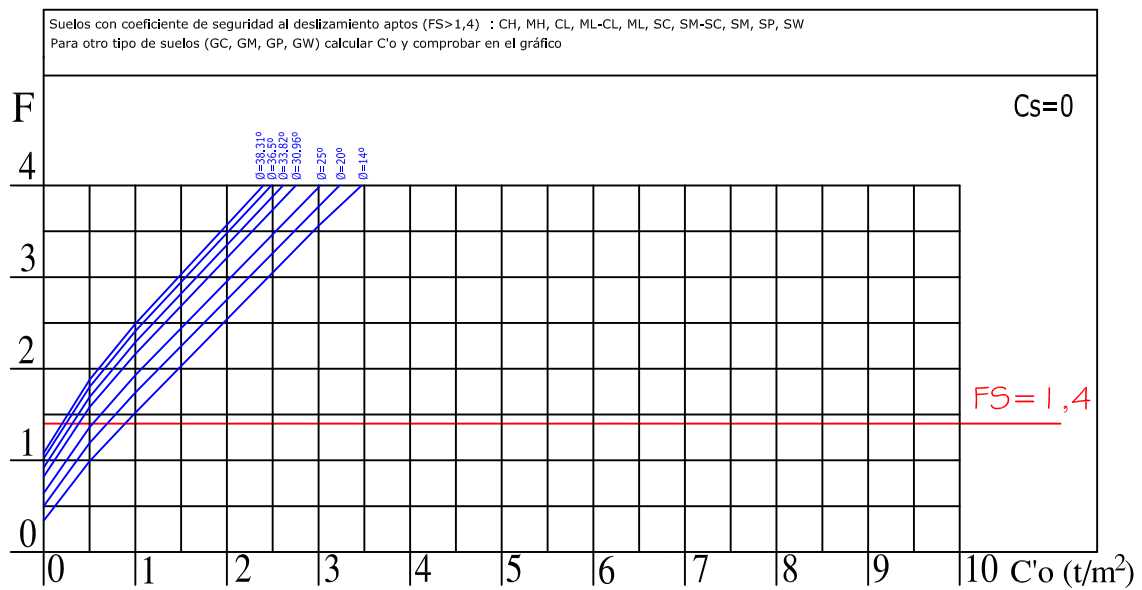




# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

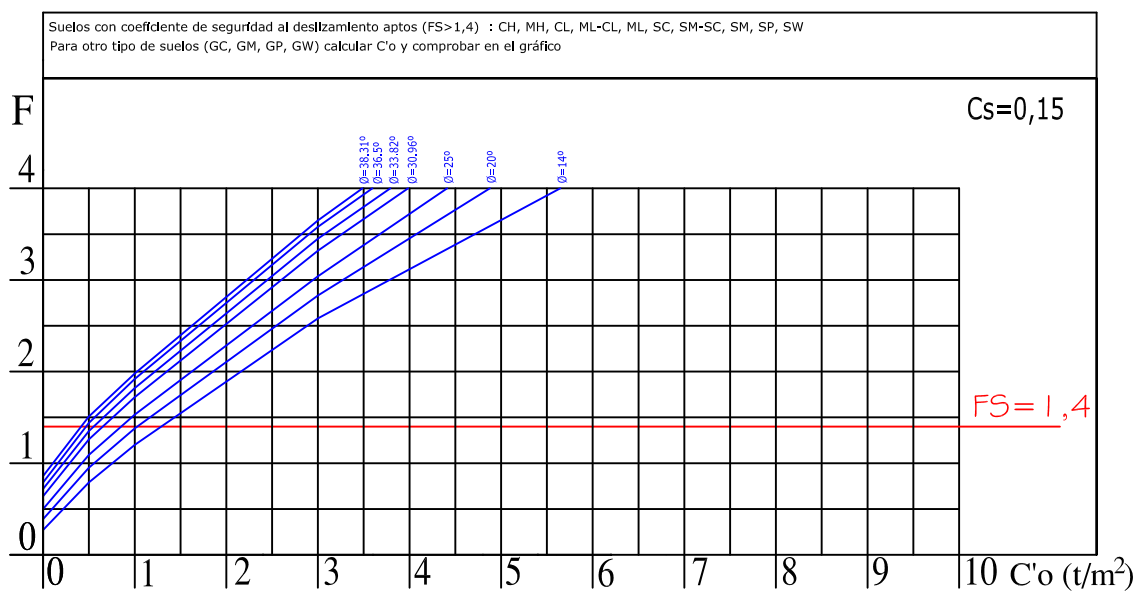
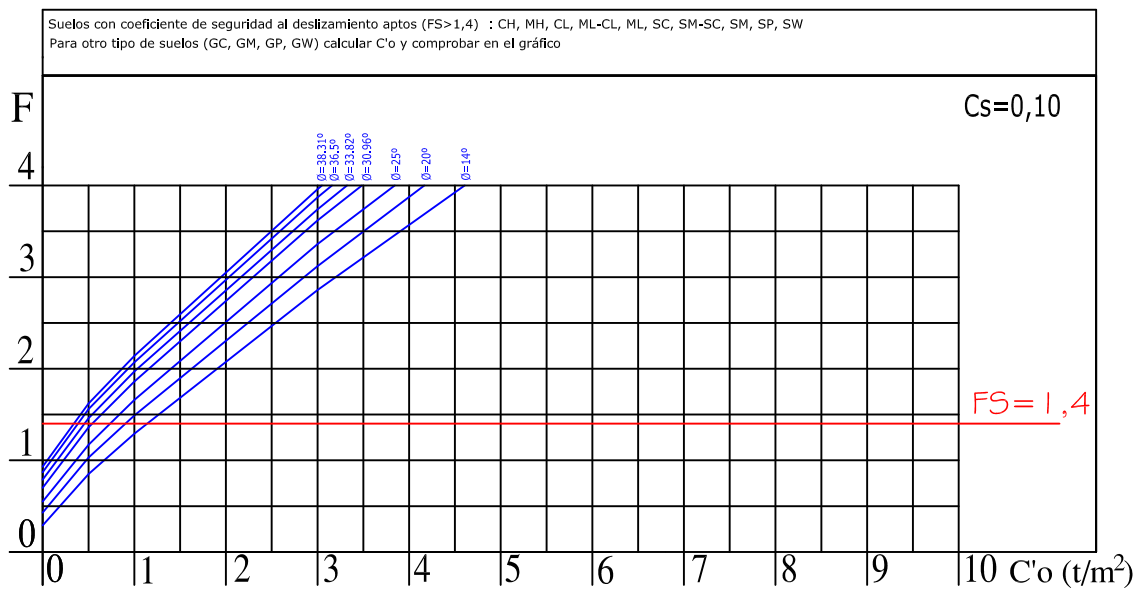
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

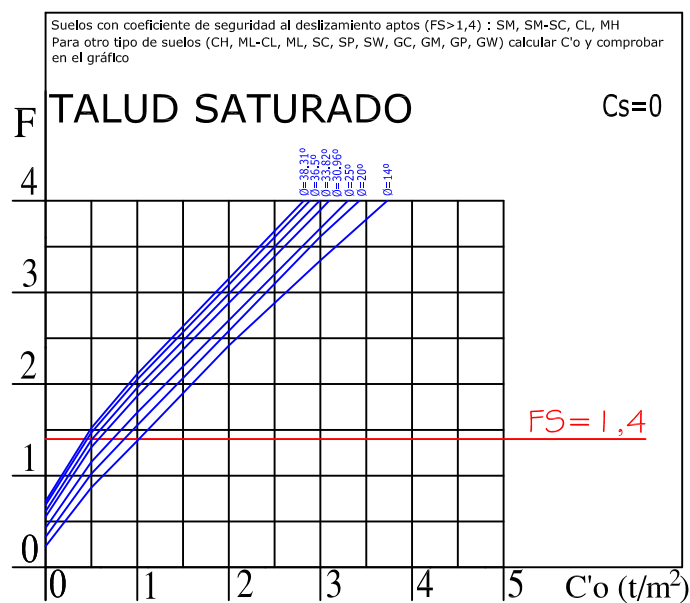
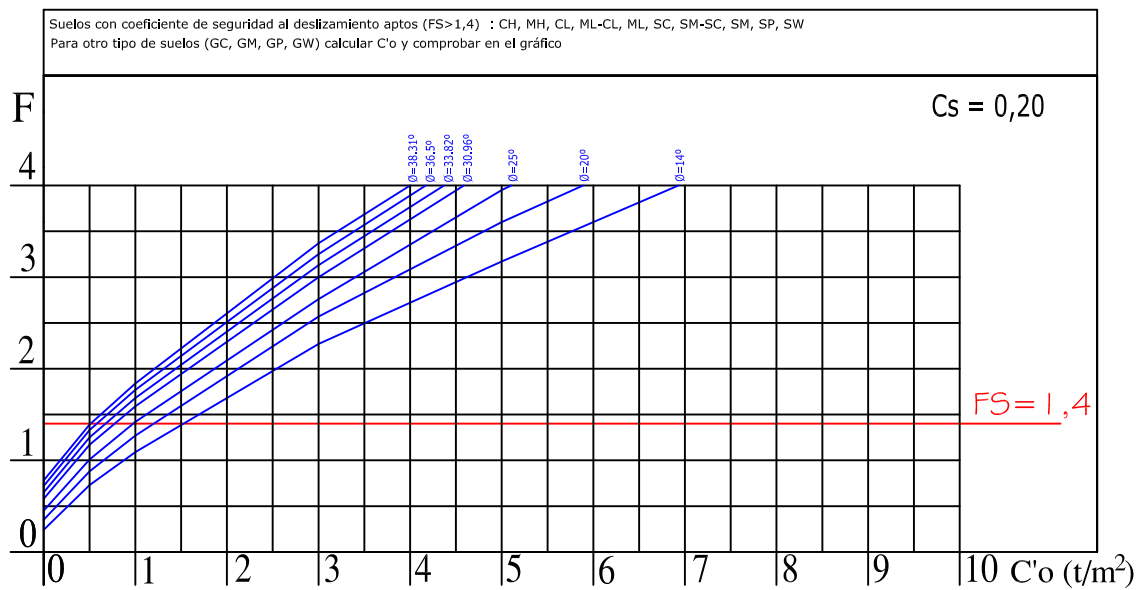
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

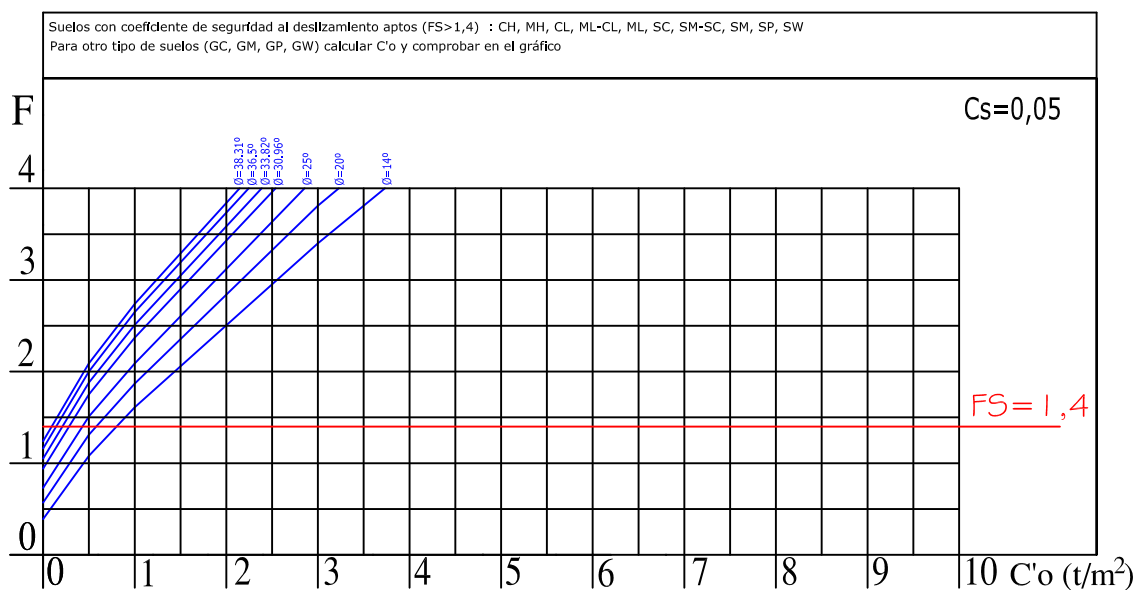
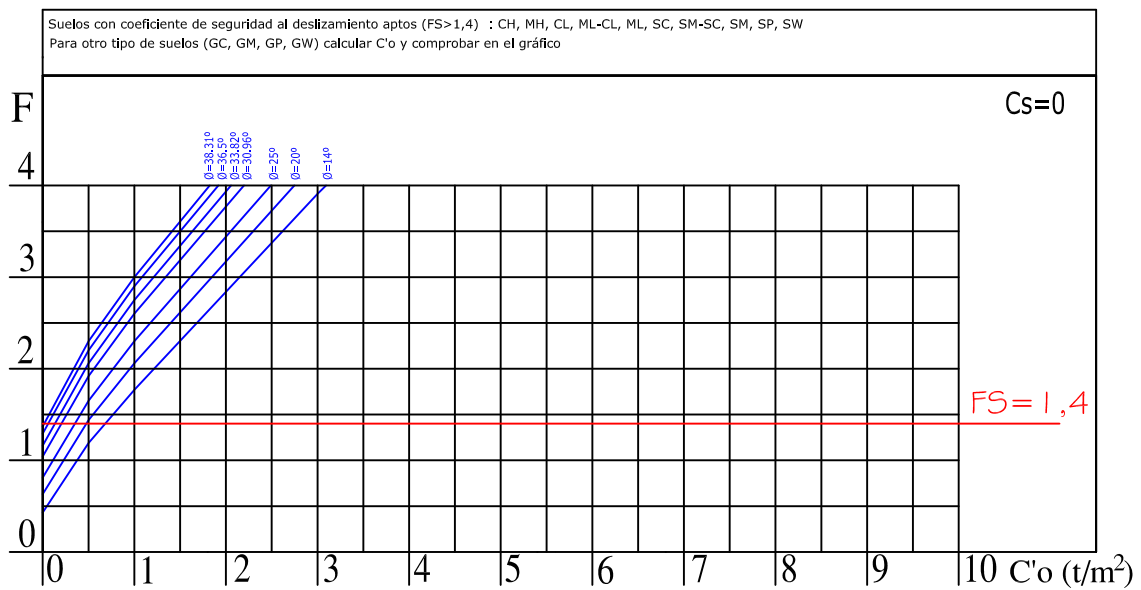
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

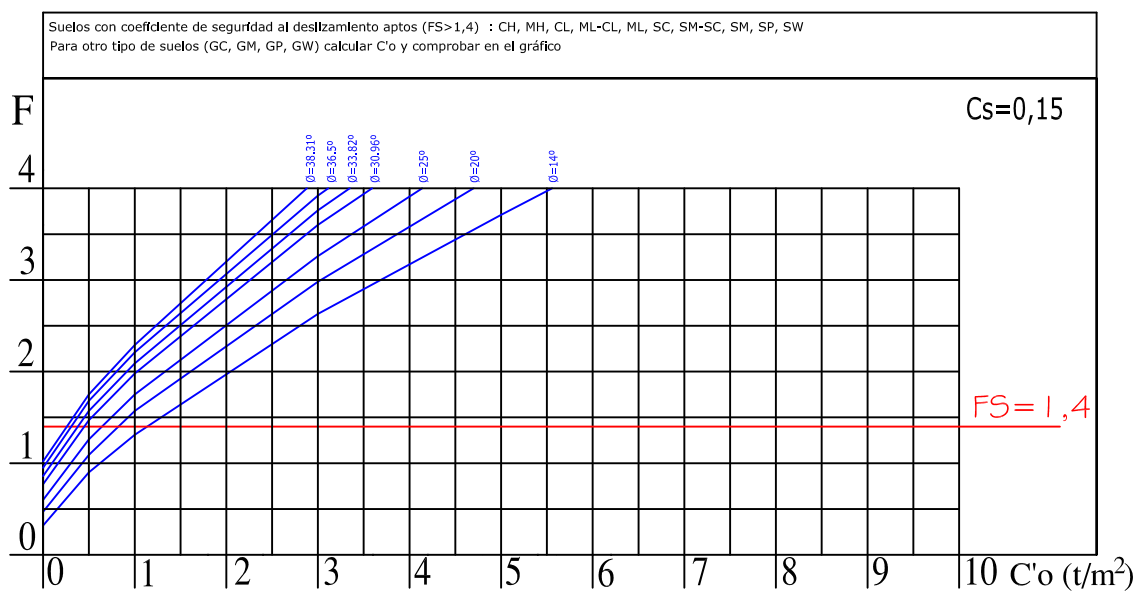
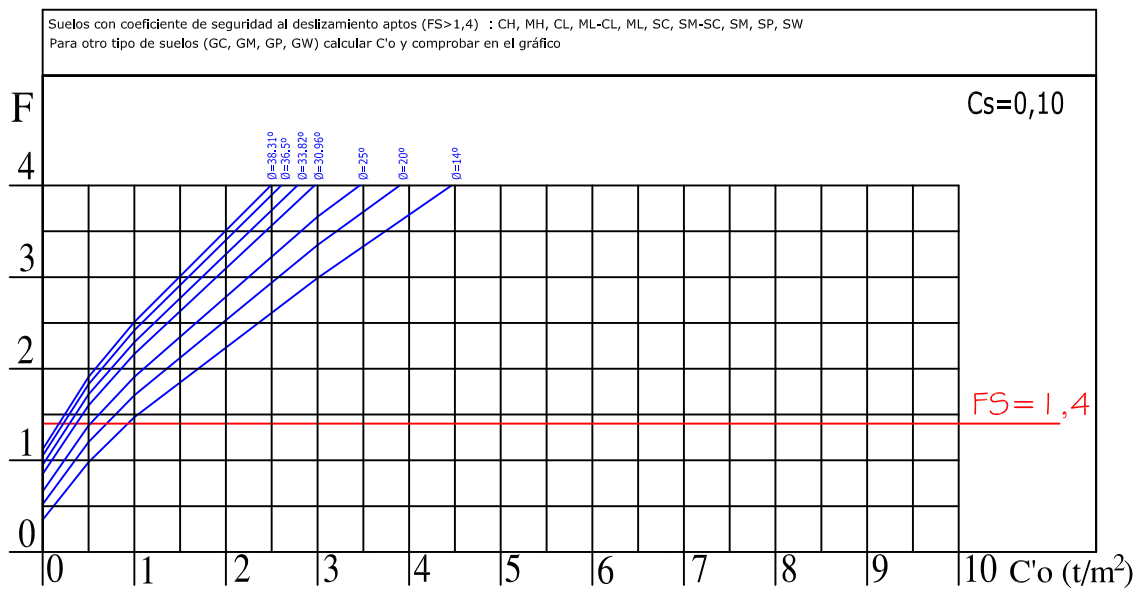
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

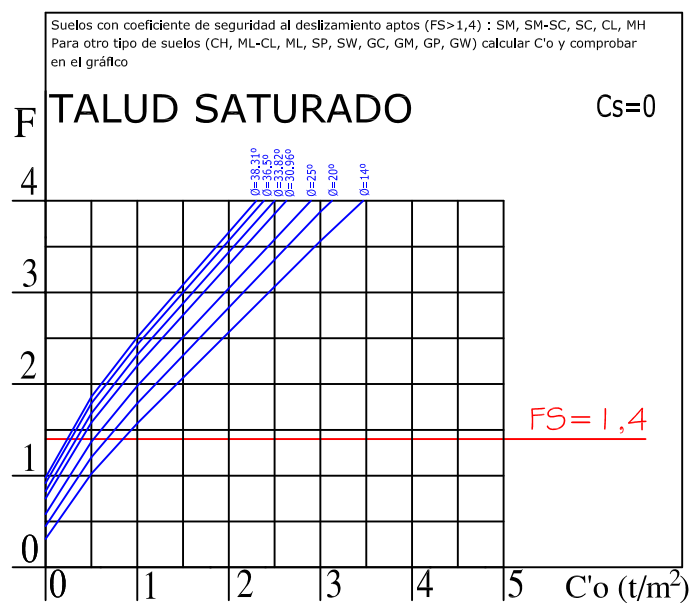
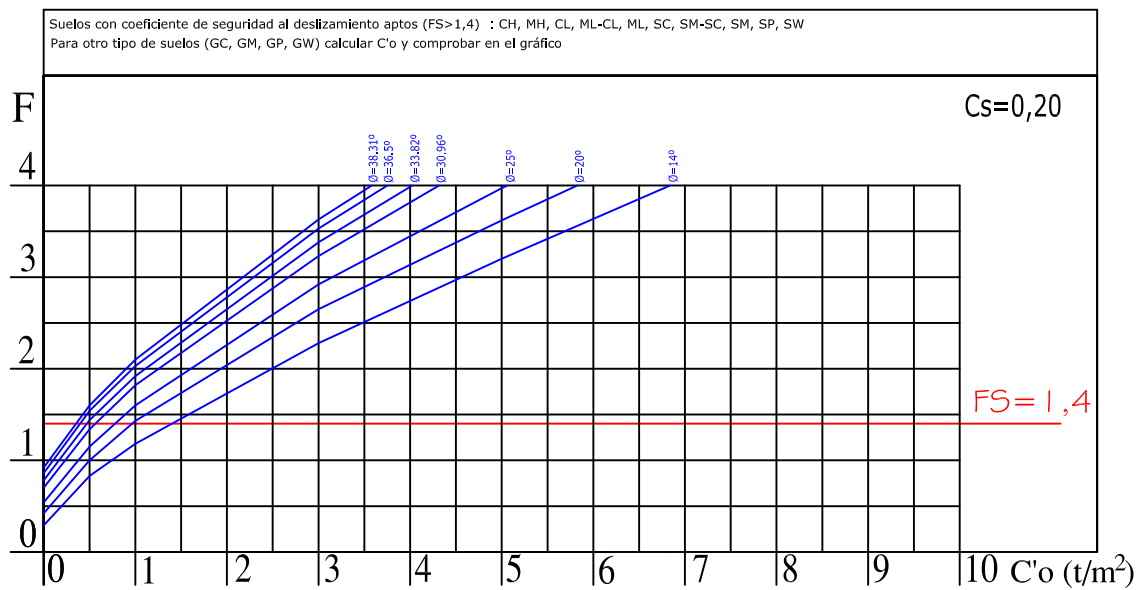
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

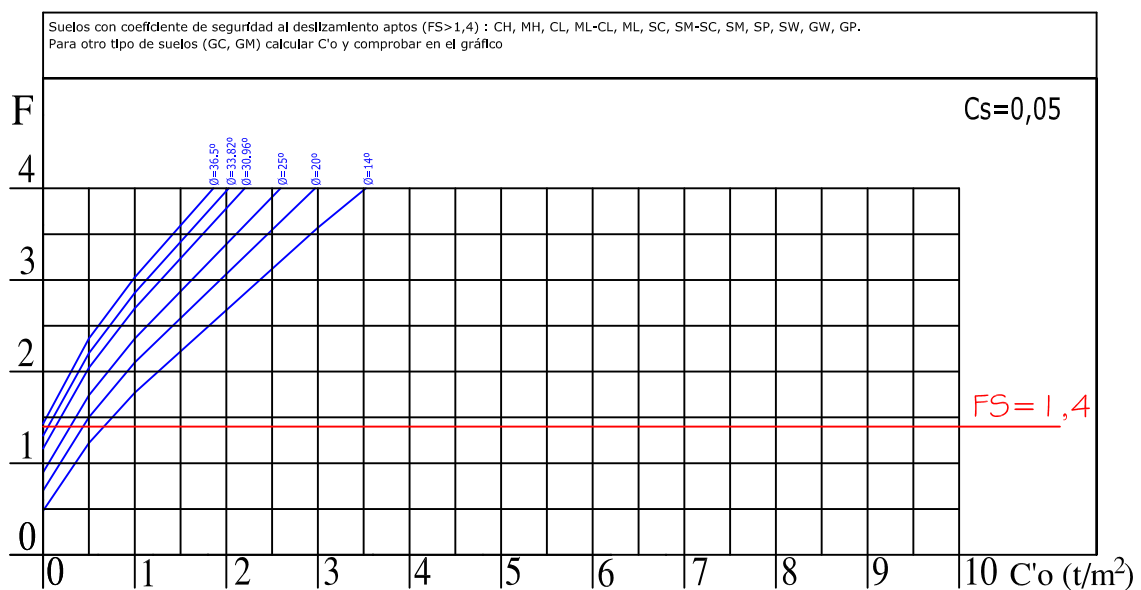
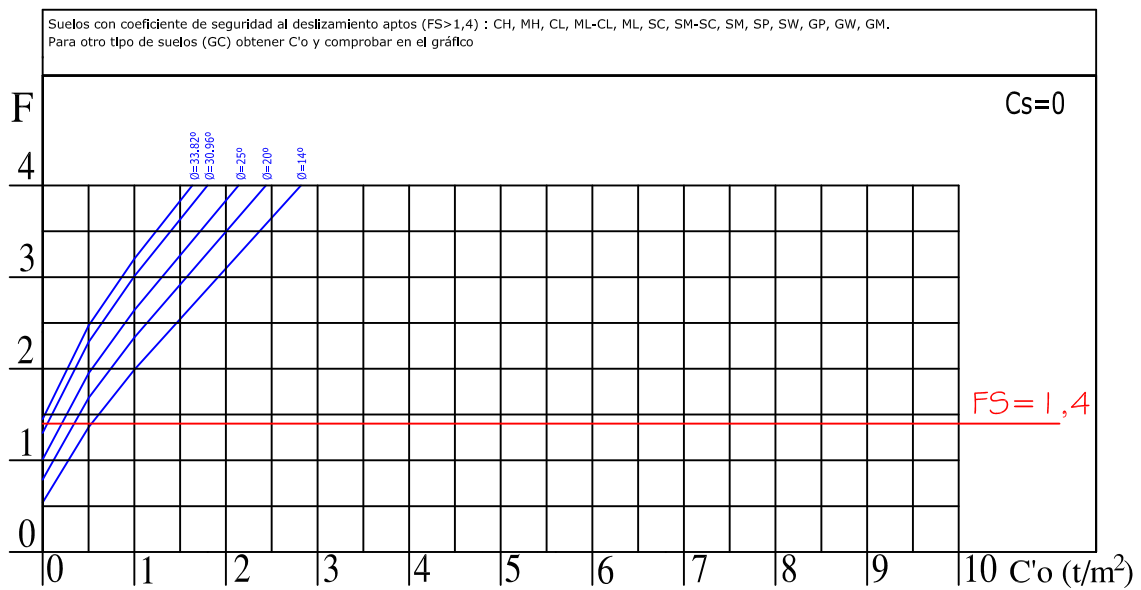
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

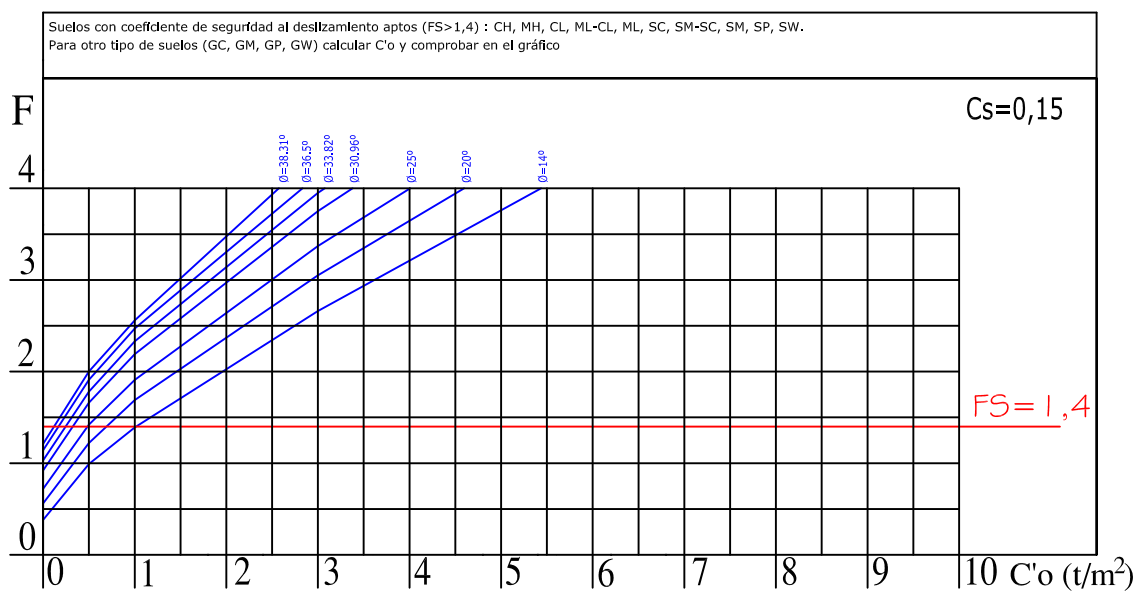
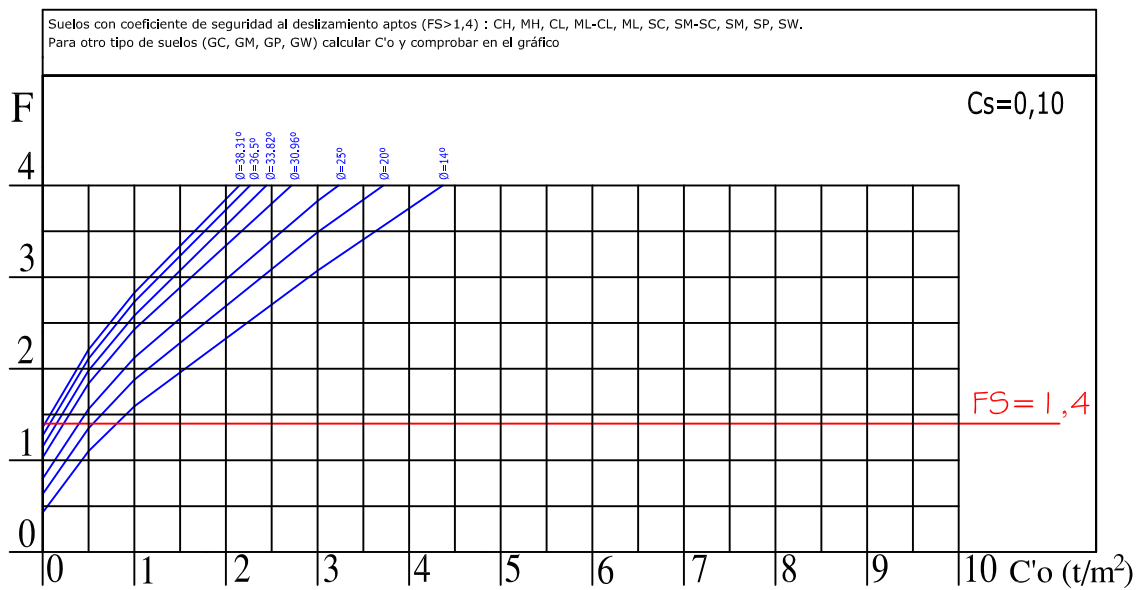
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m

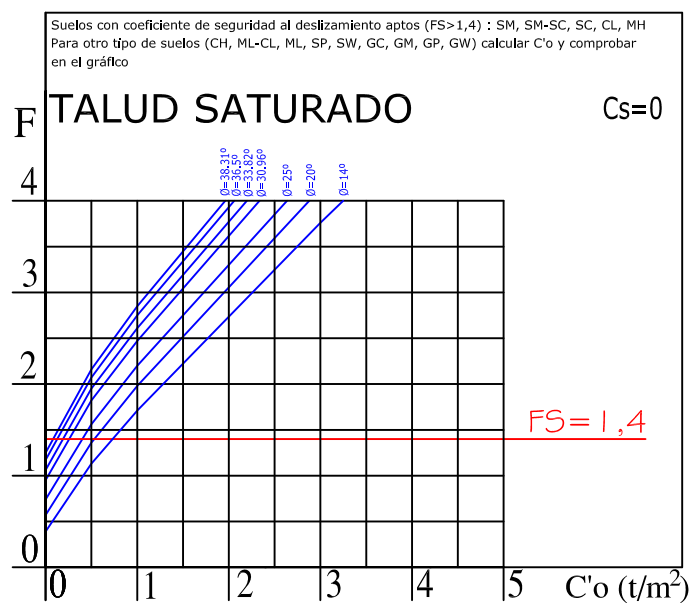
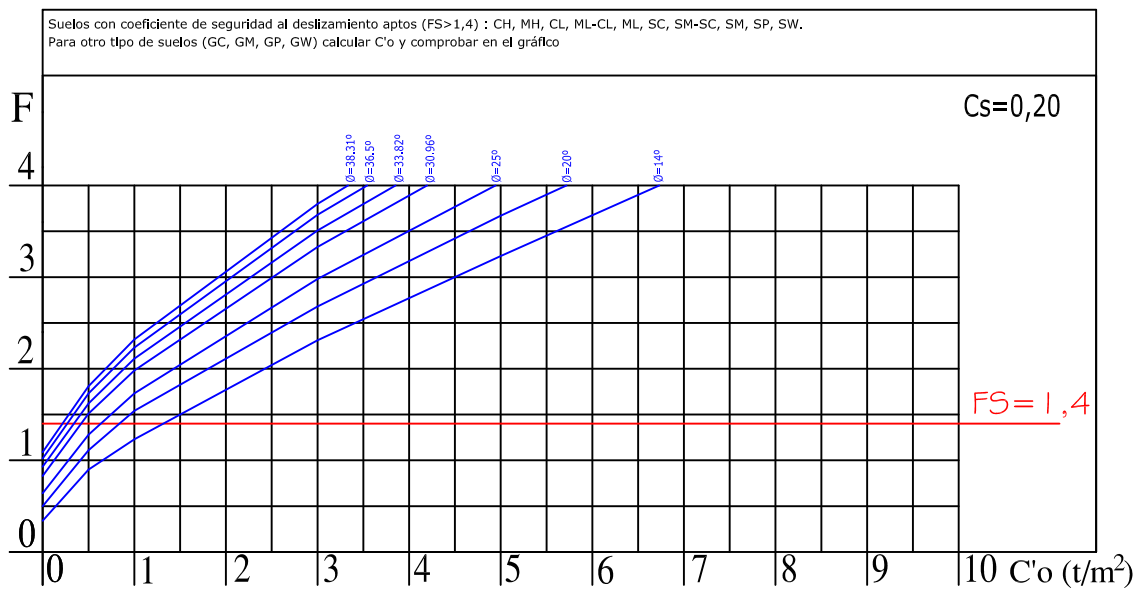




# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

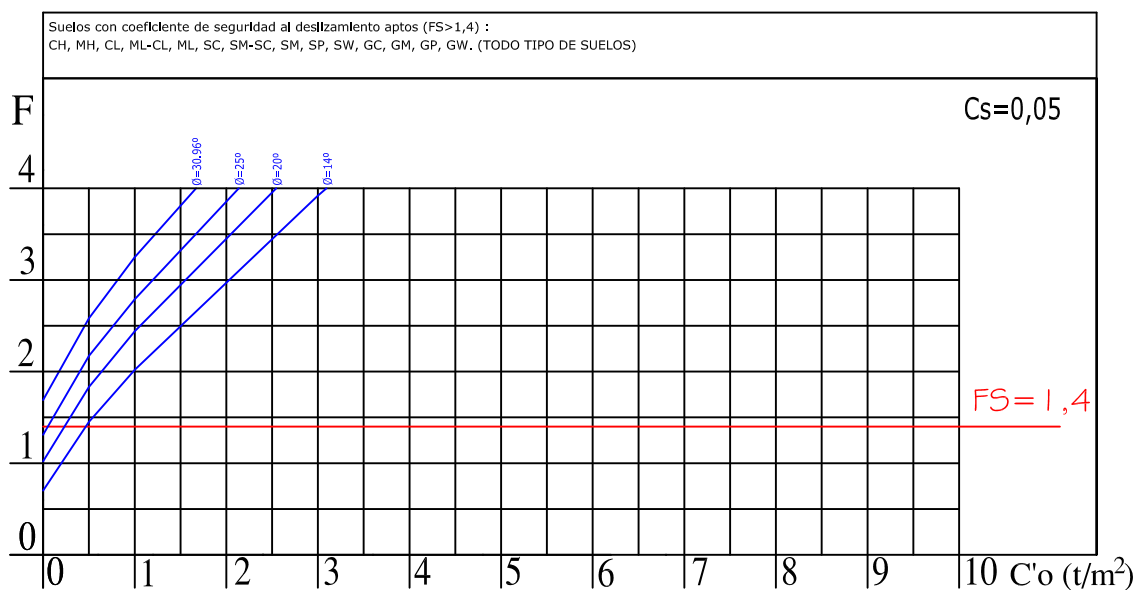
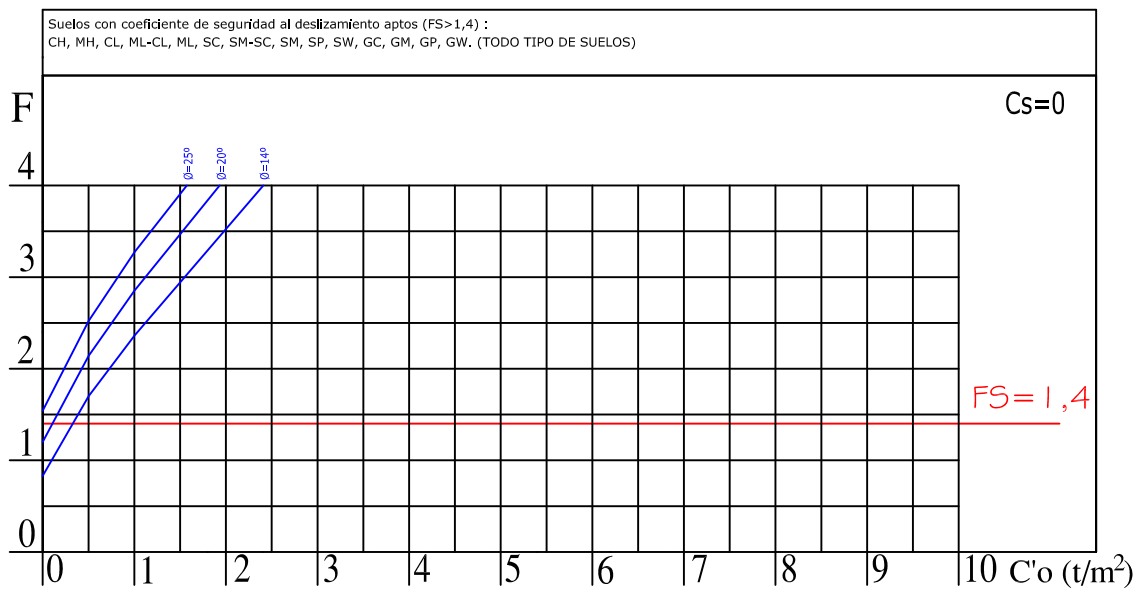
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

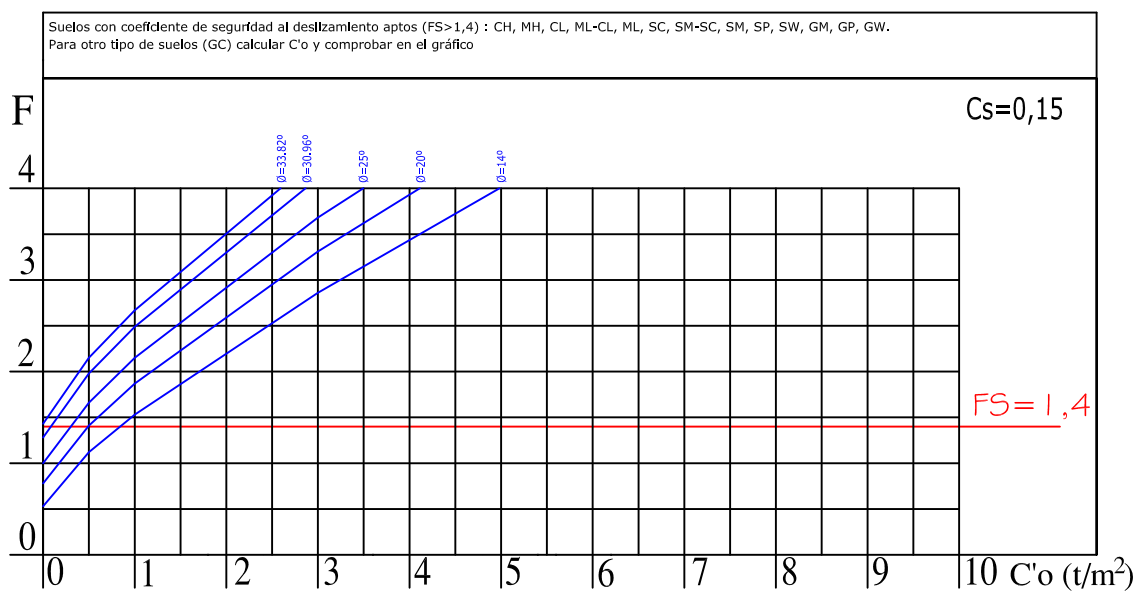
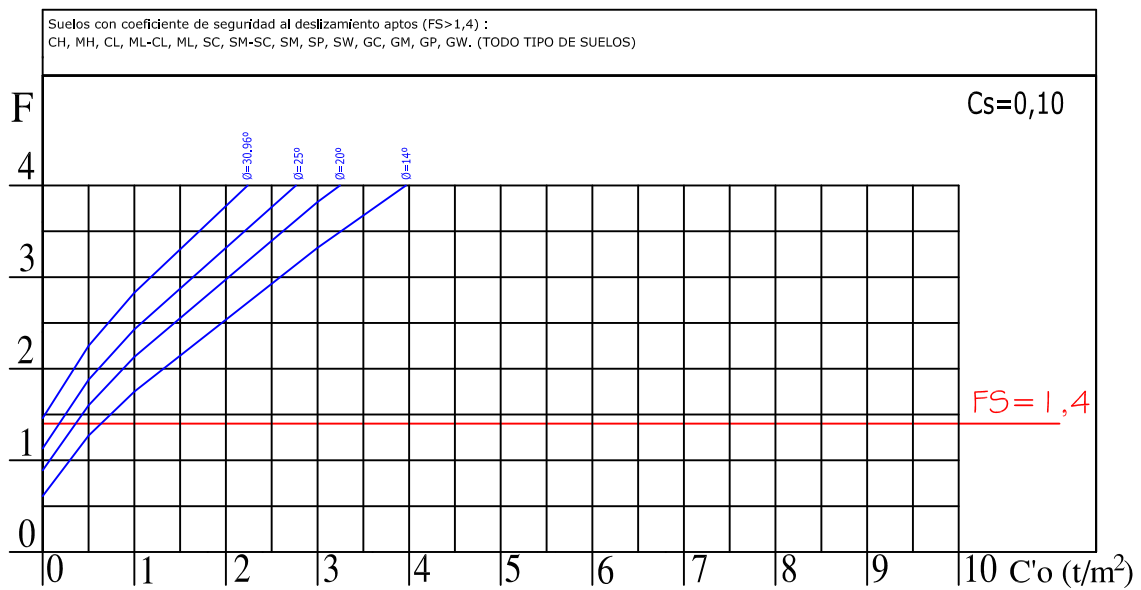
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

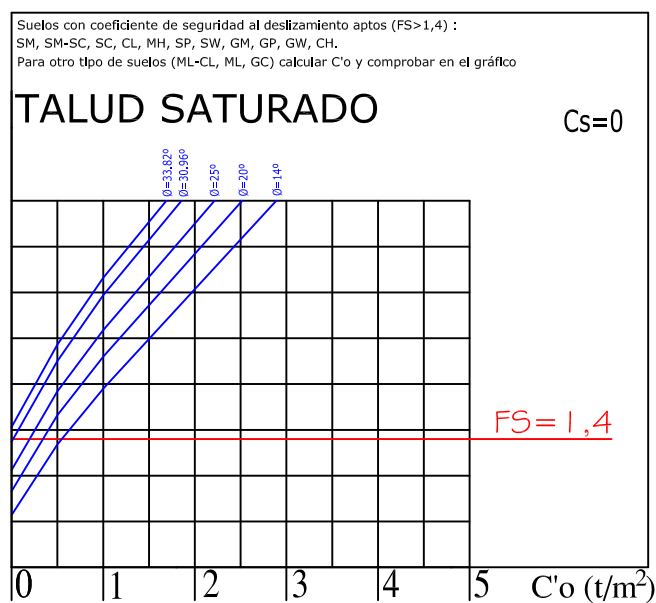
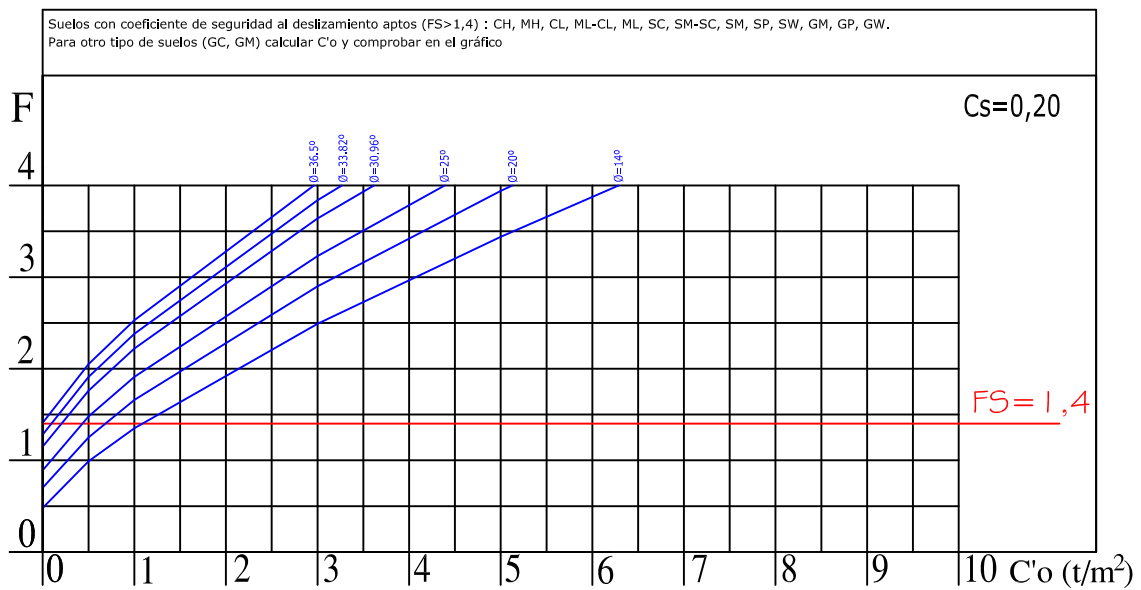
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

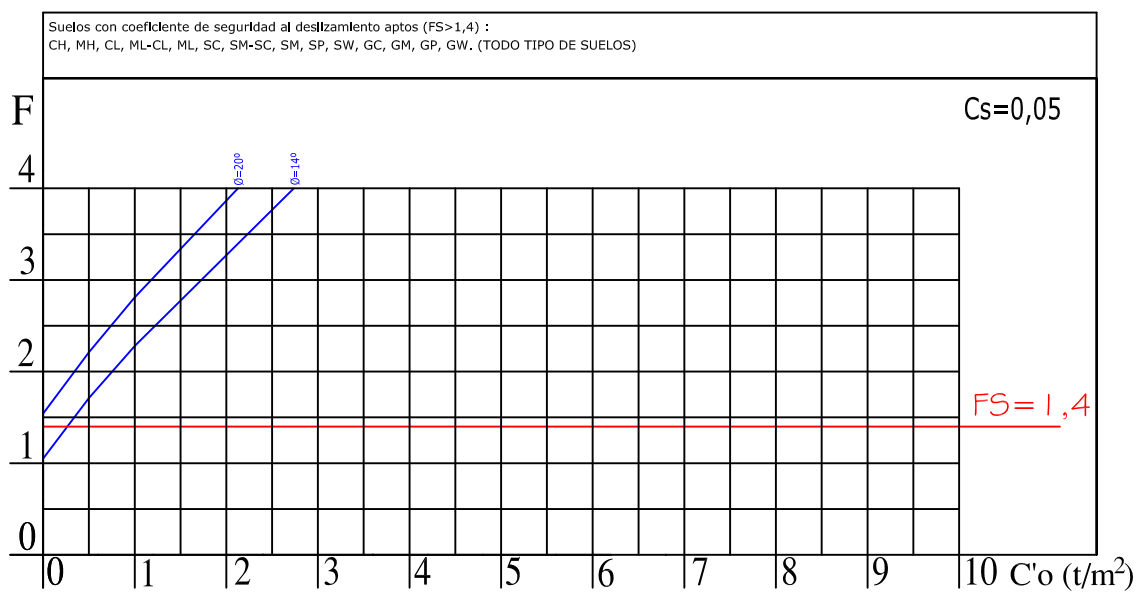
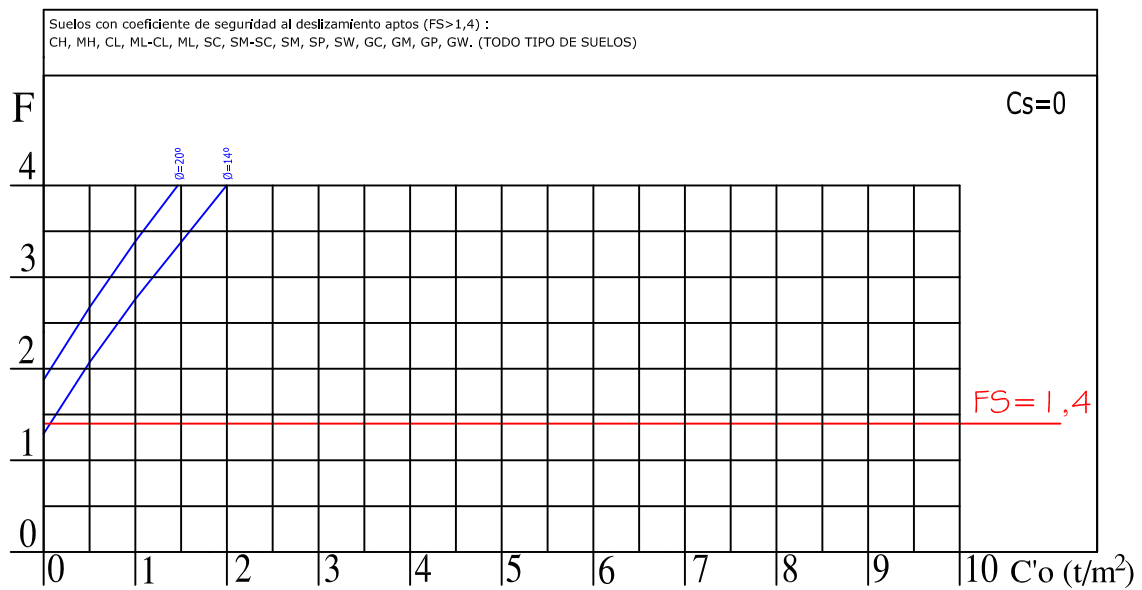
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

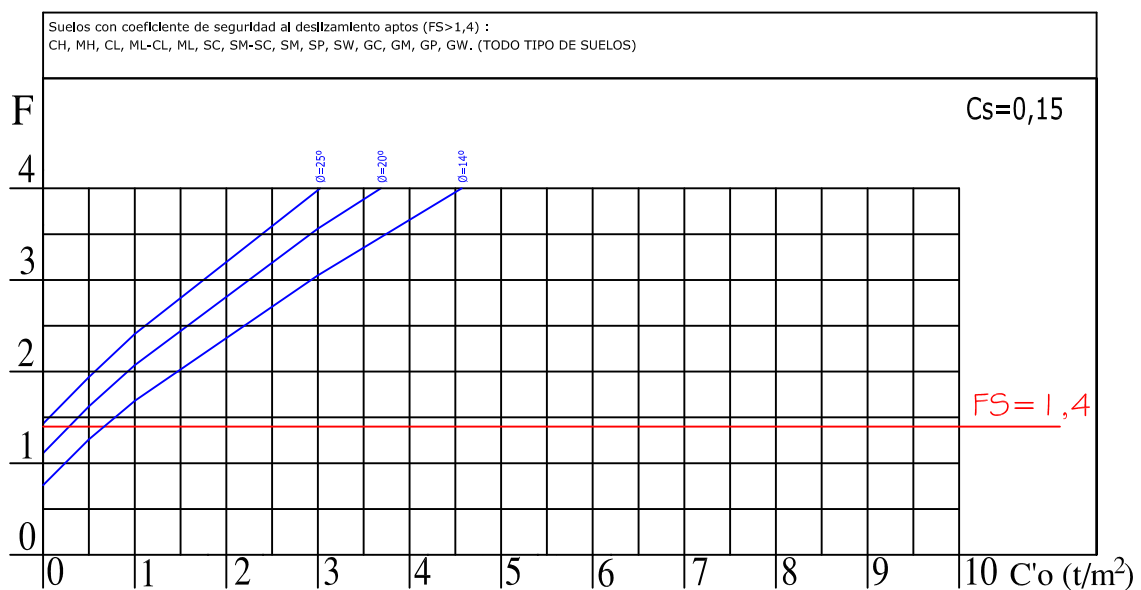
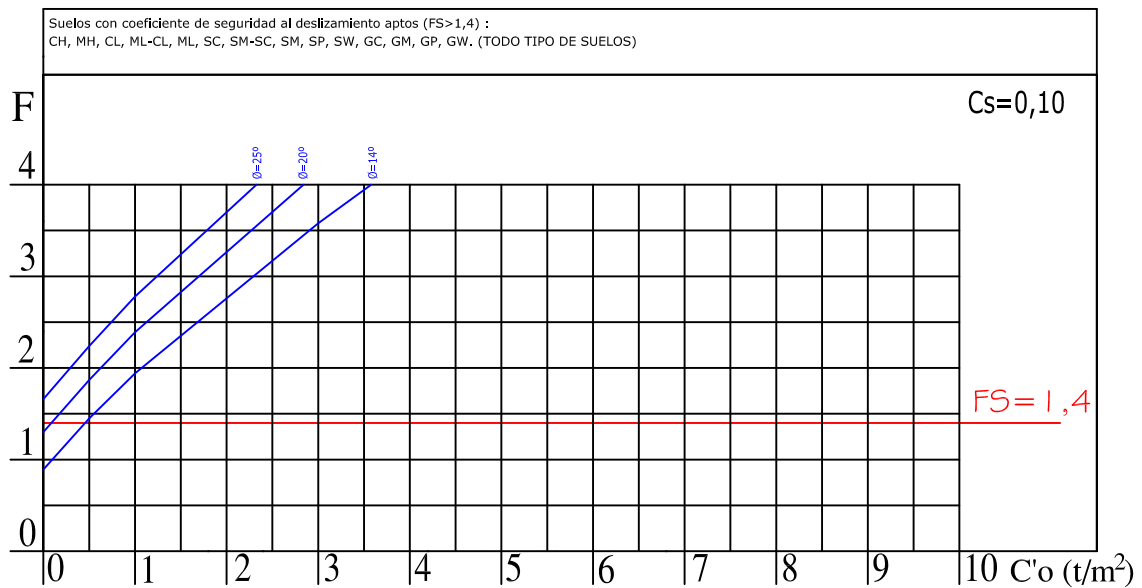
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

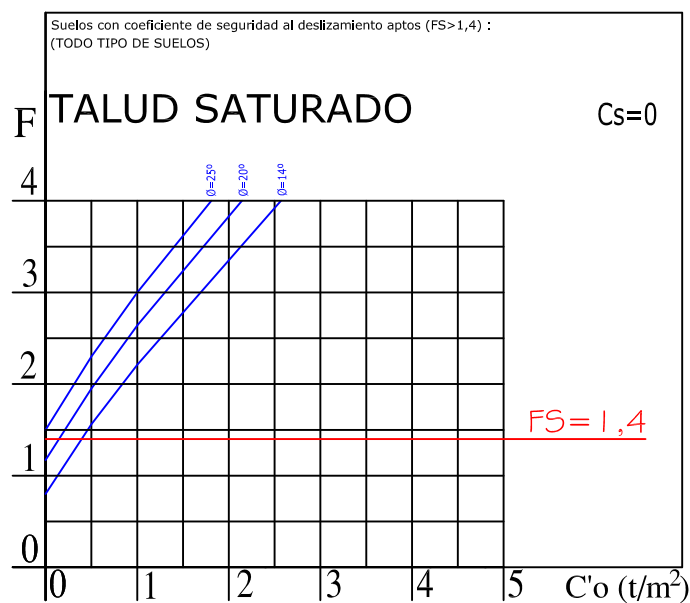
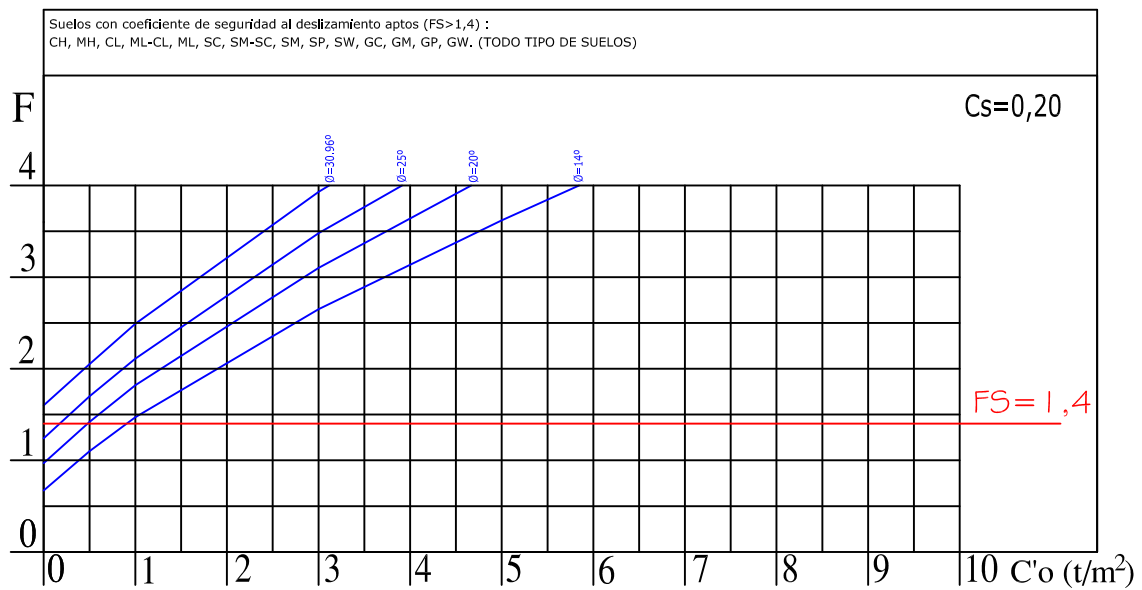
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

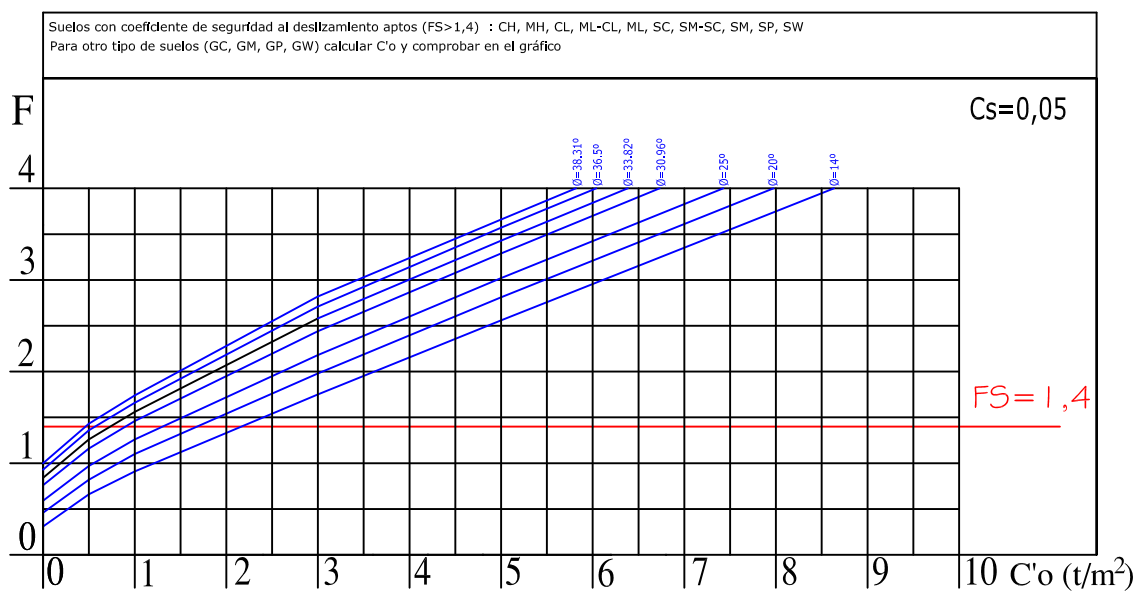
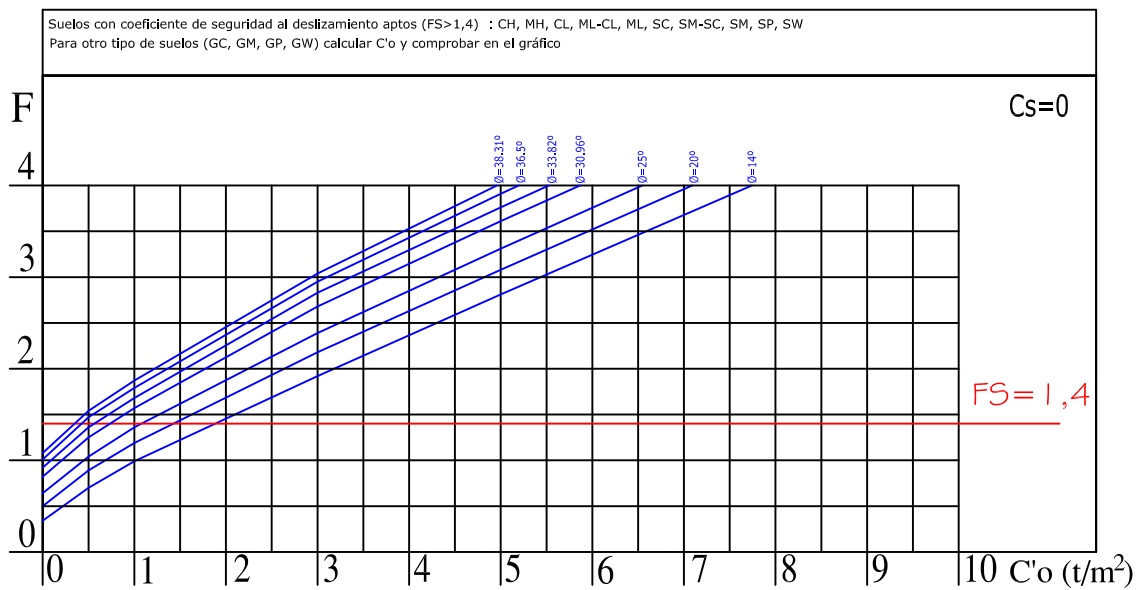
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 2,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m

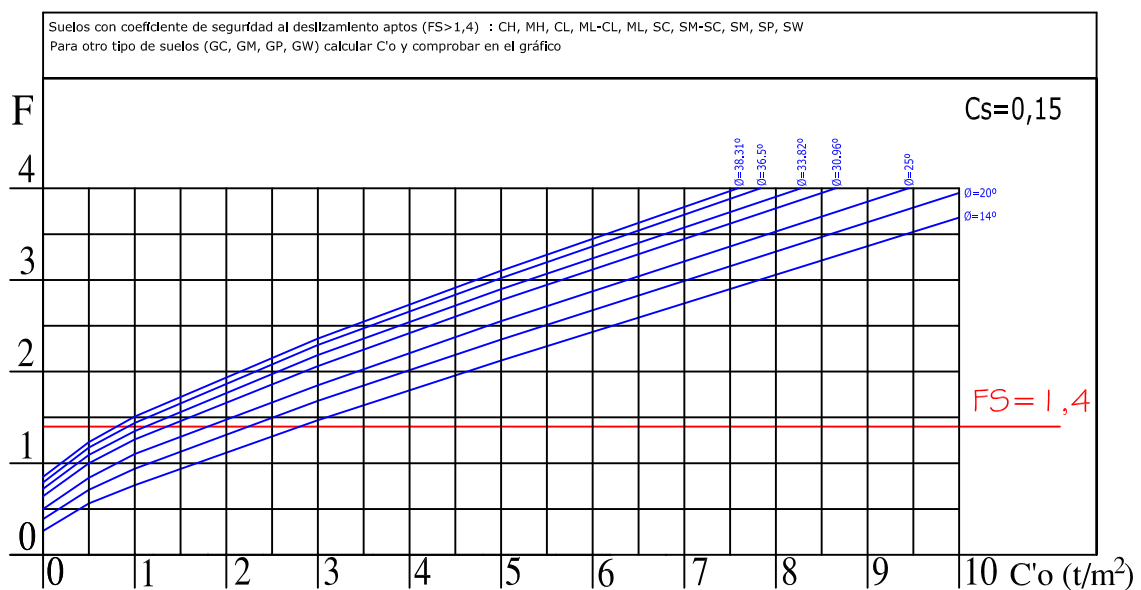
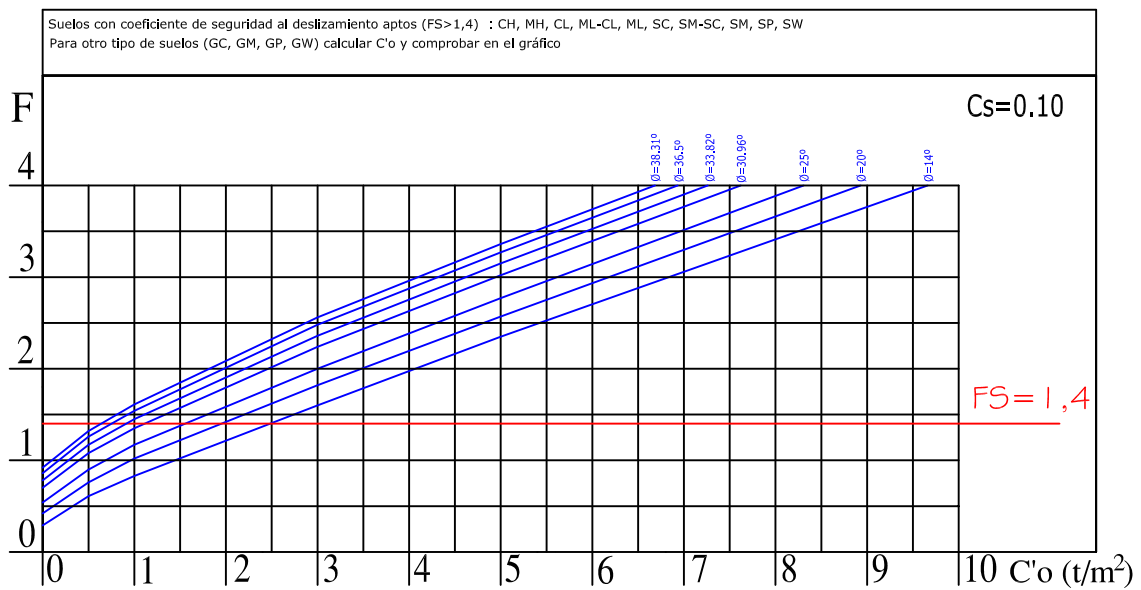




# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

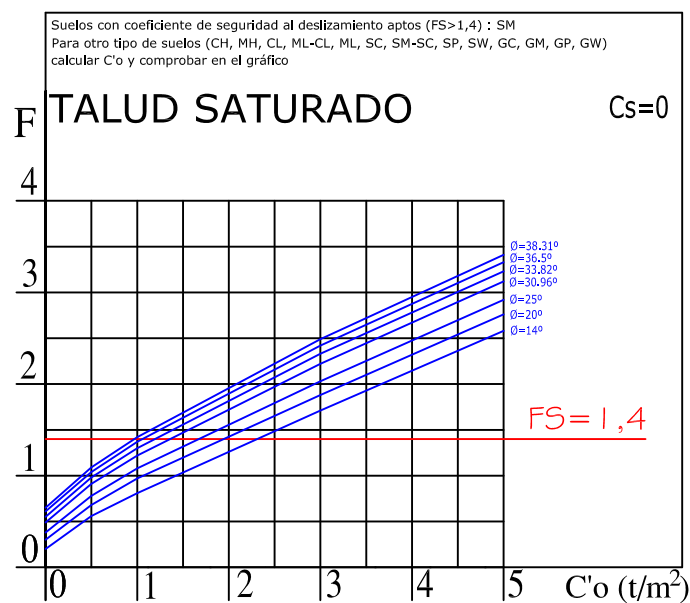
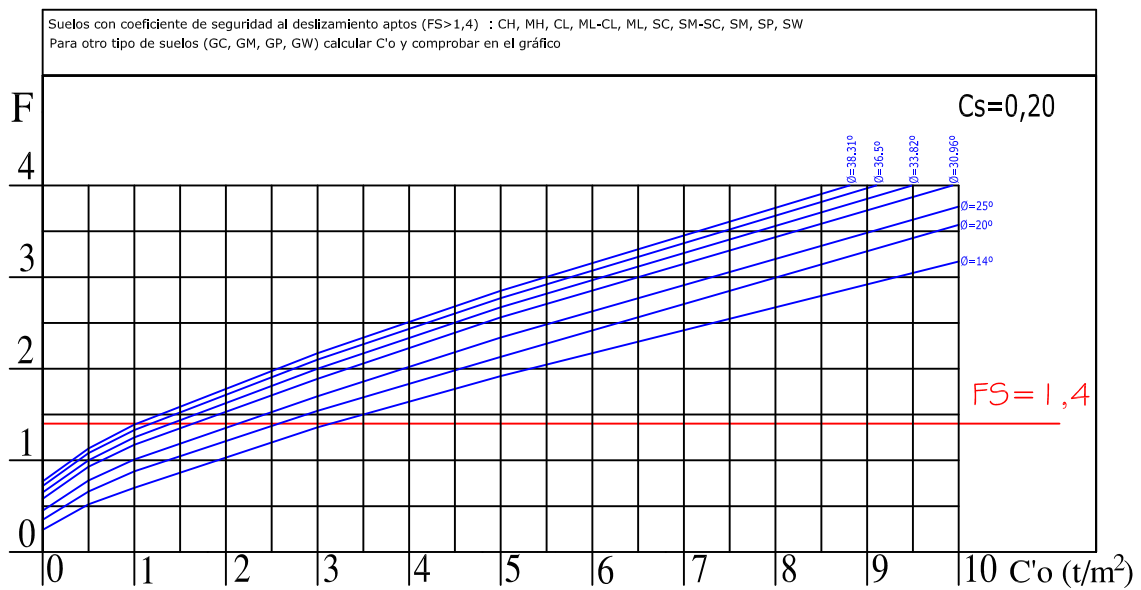
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

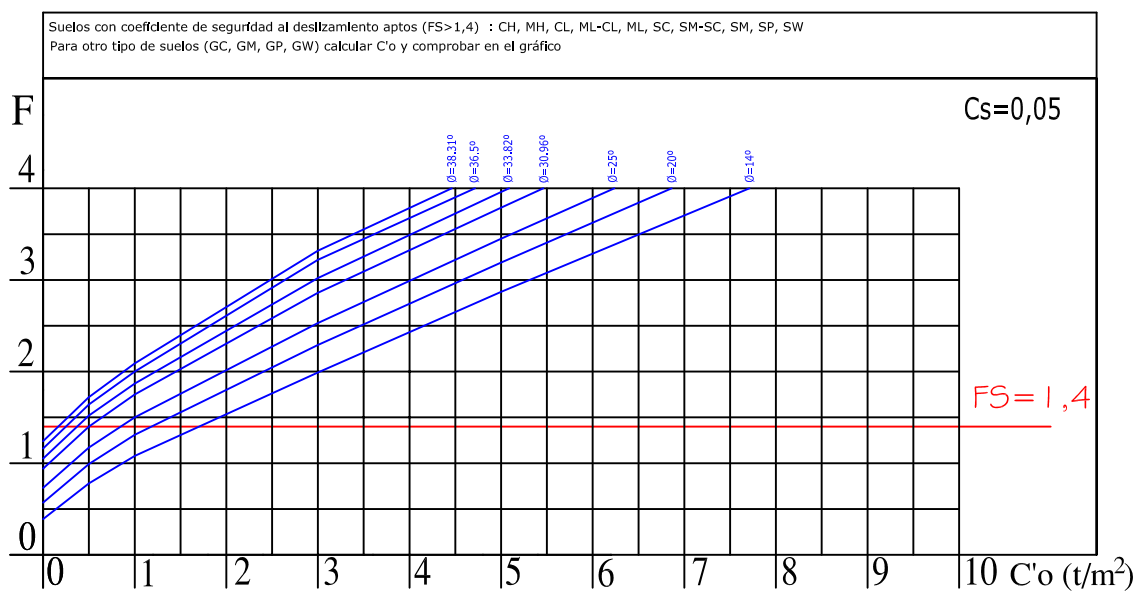
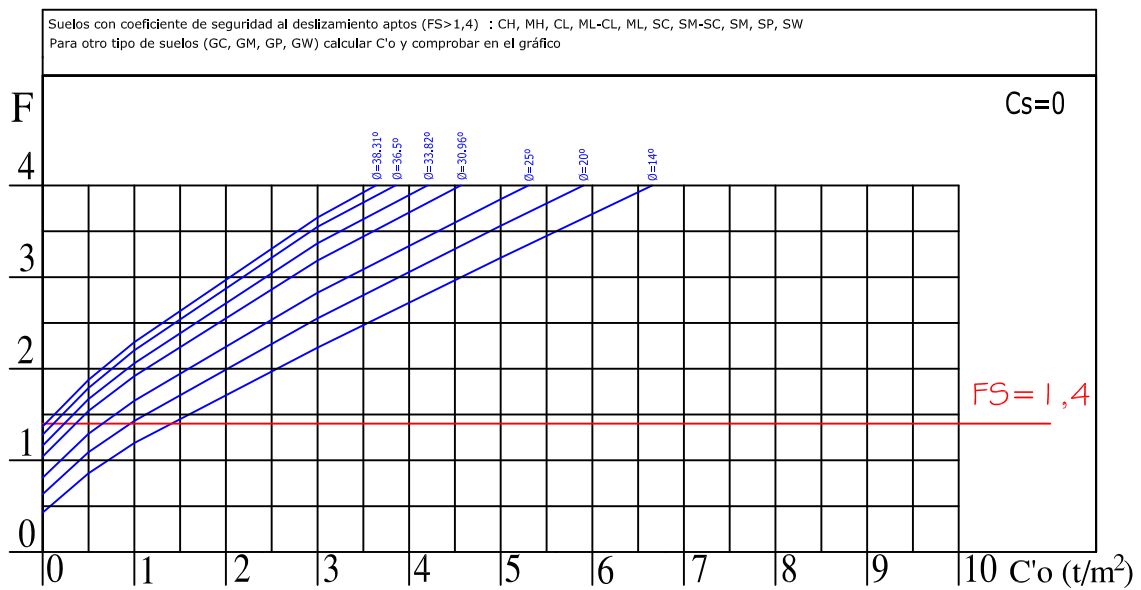
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

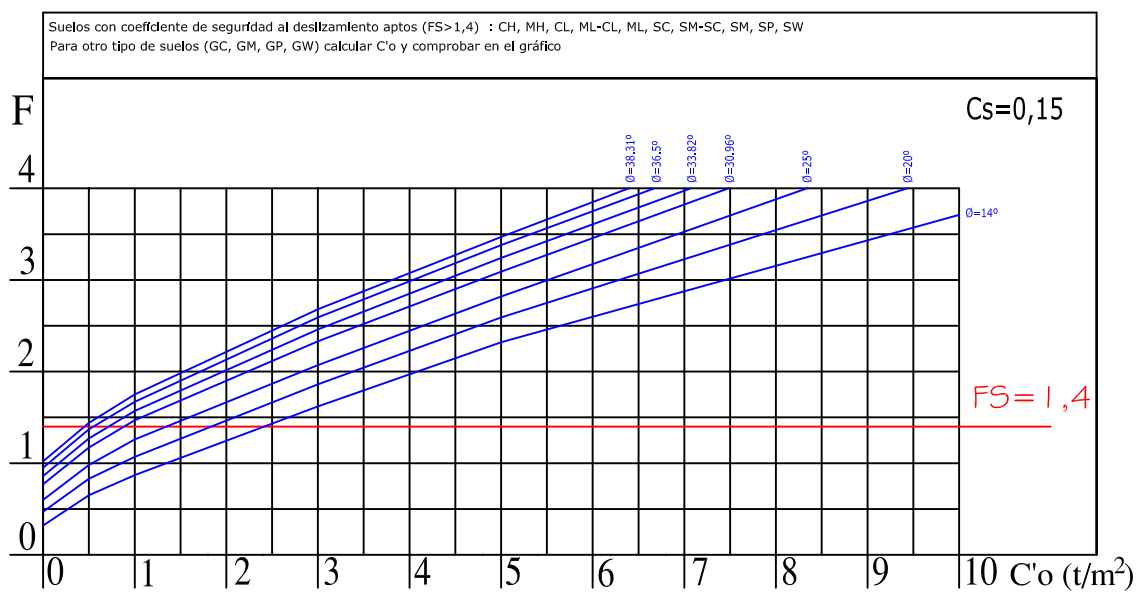
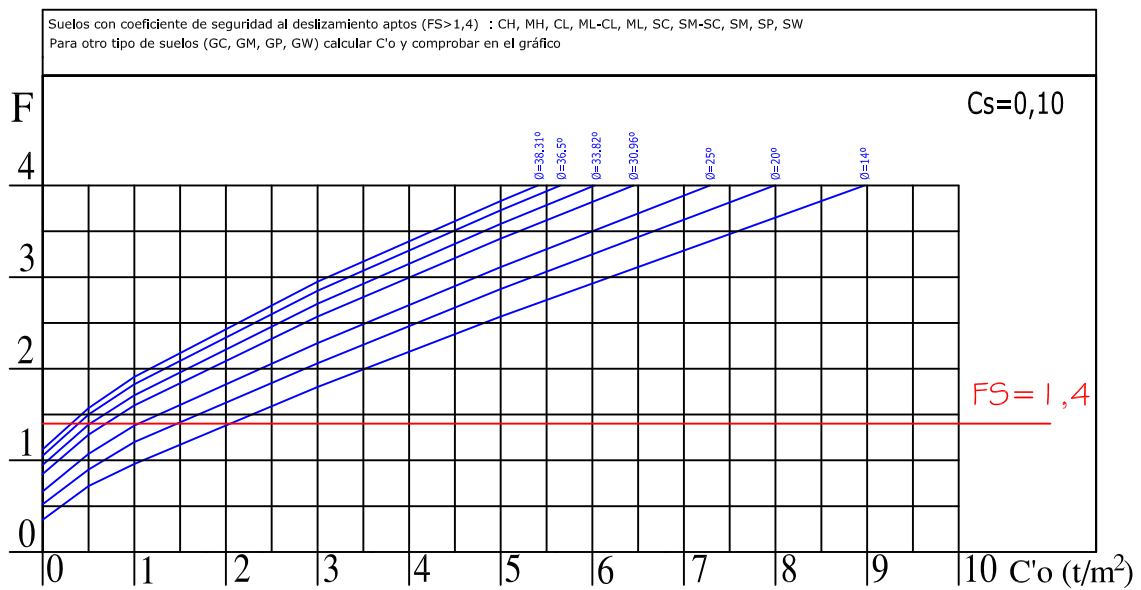
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

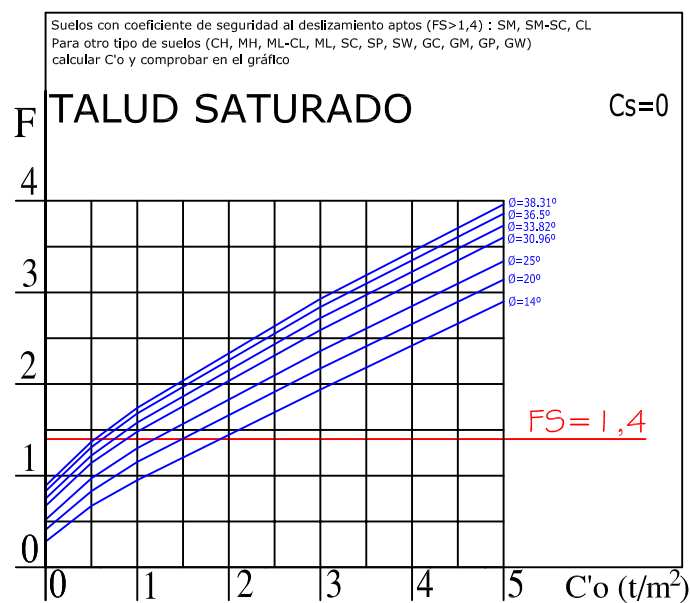
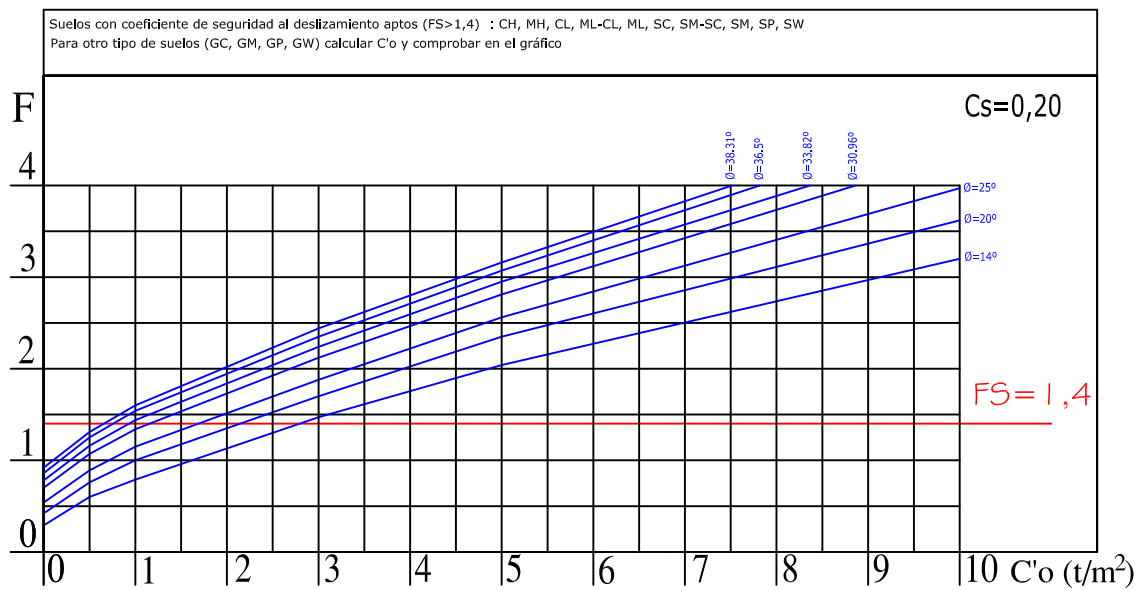
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

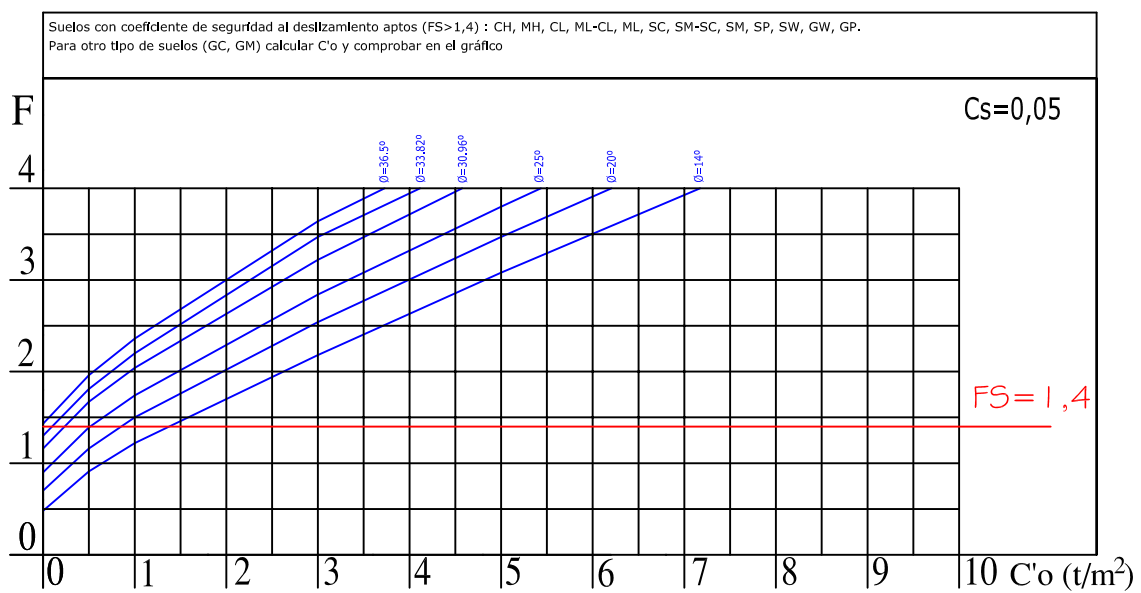
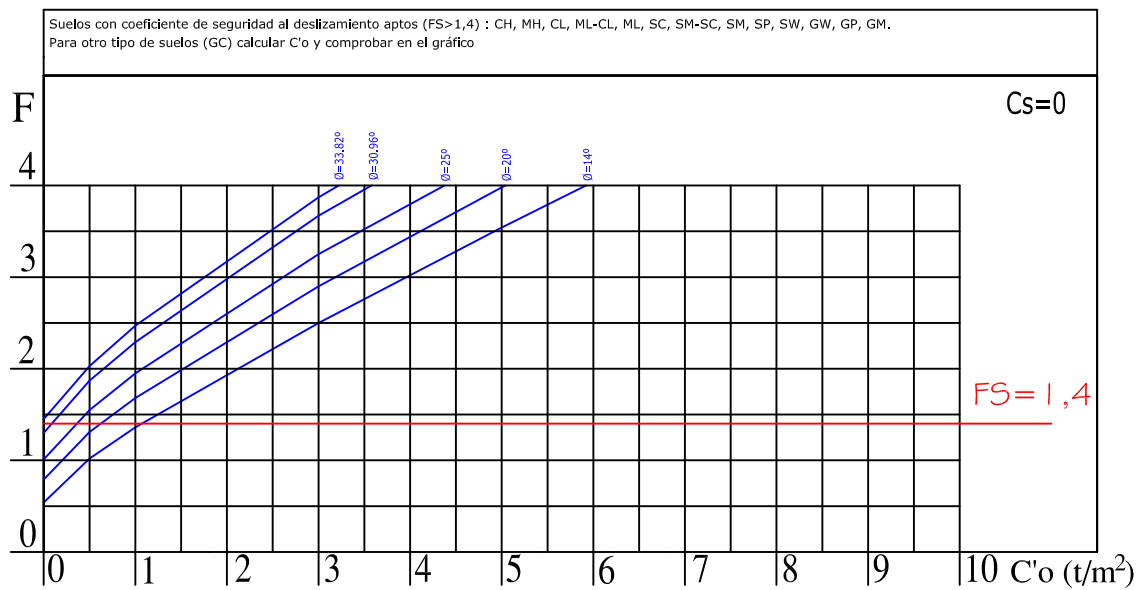
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

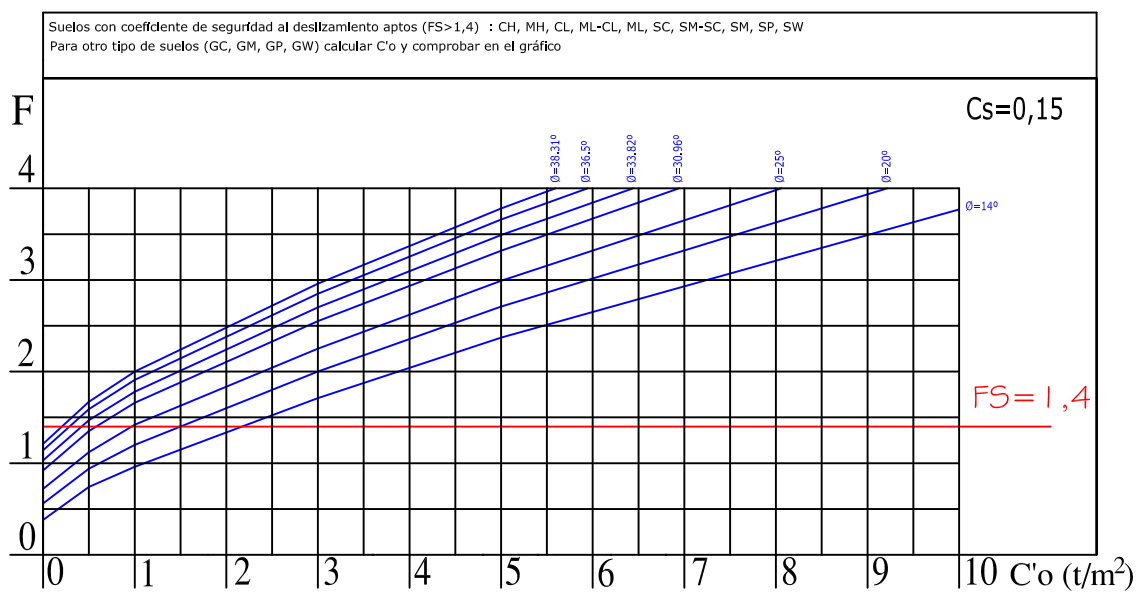
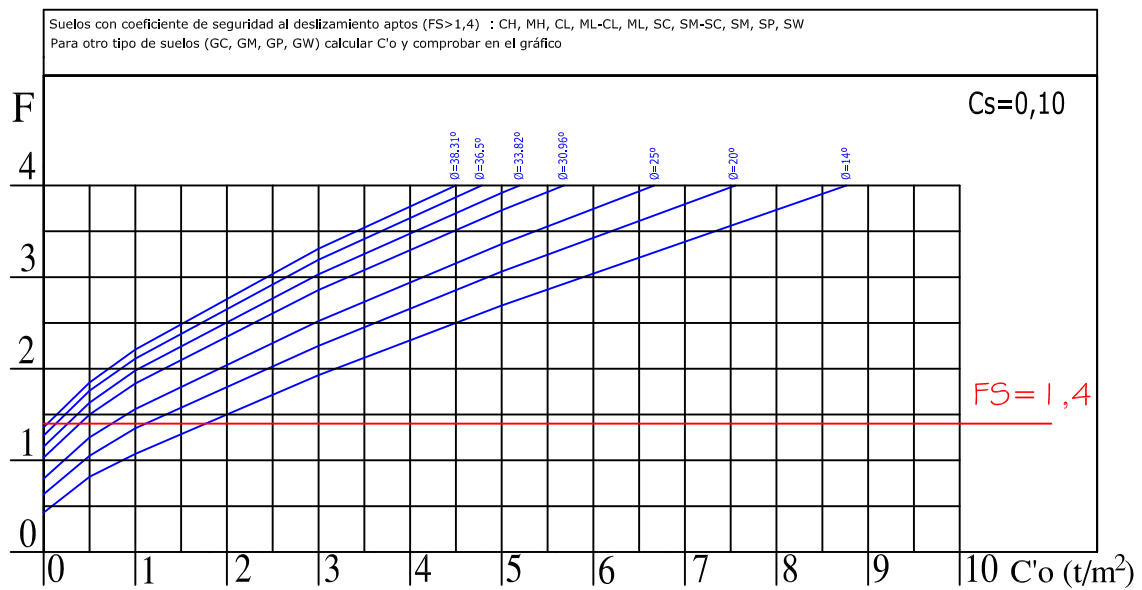
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

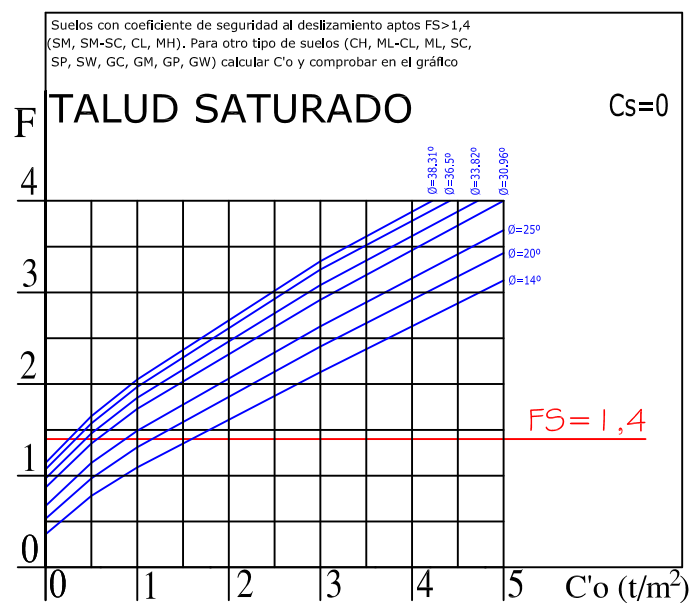
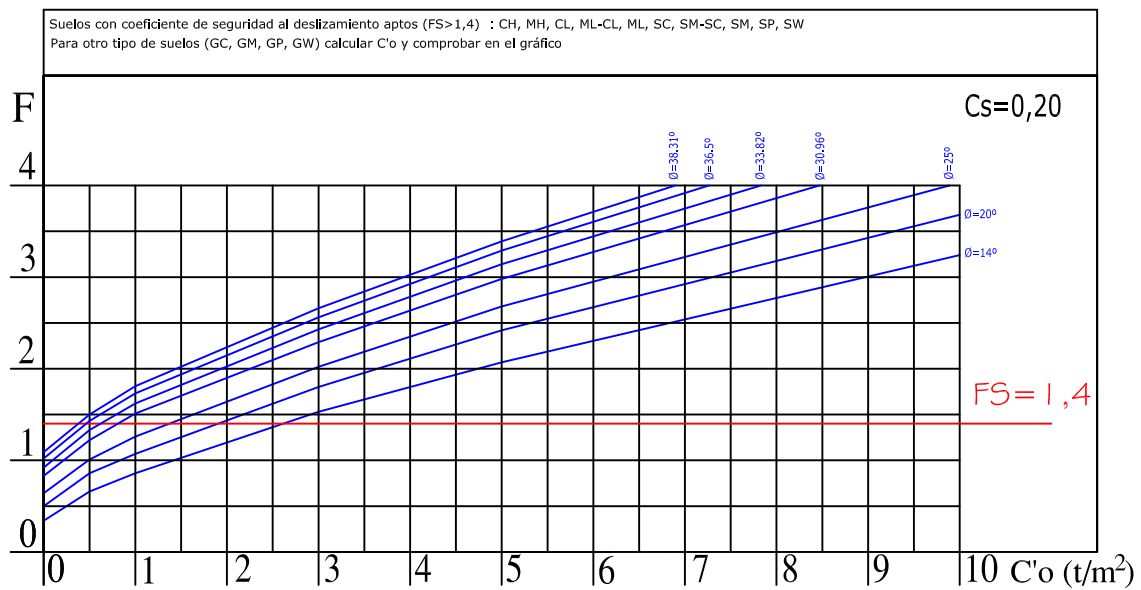
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m

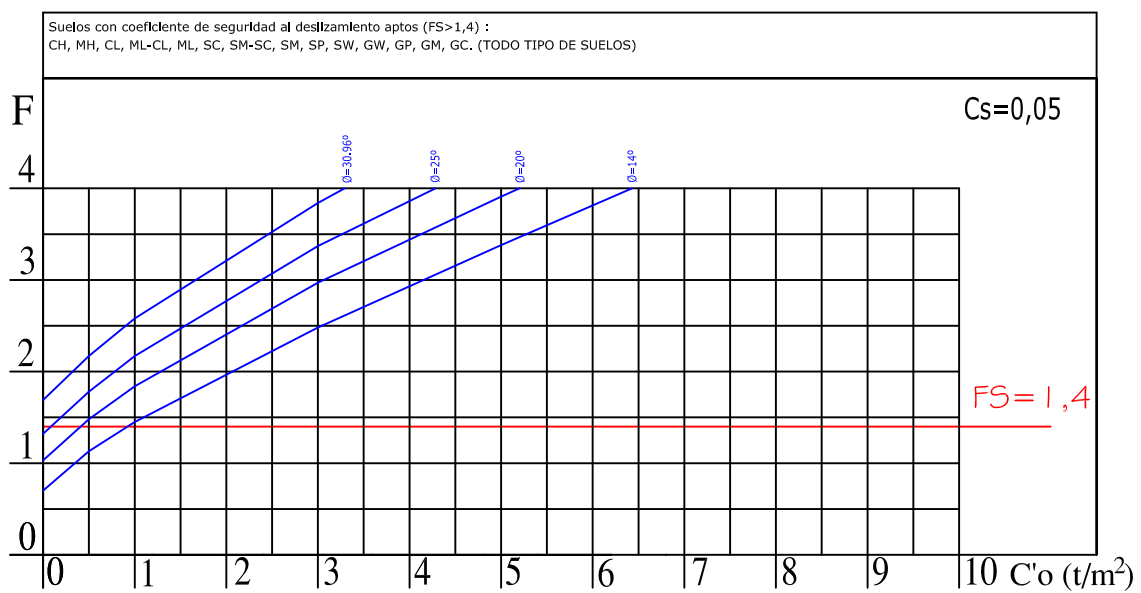
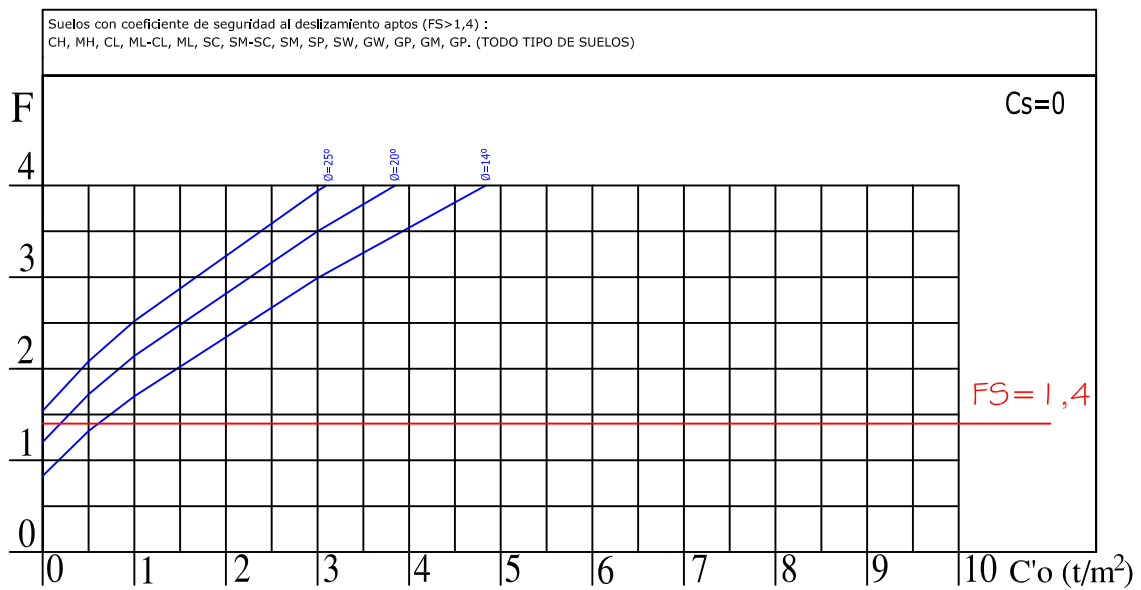




# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

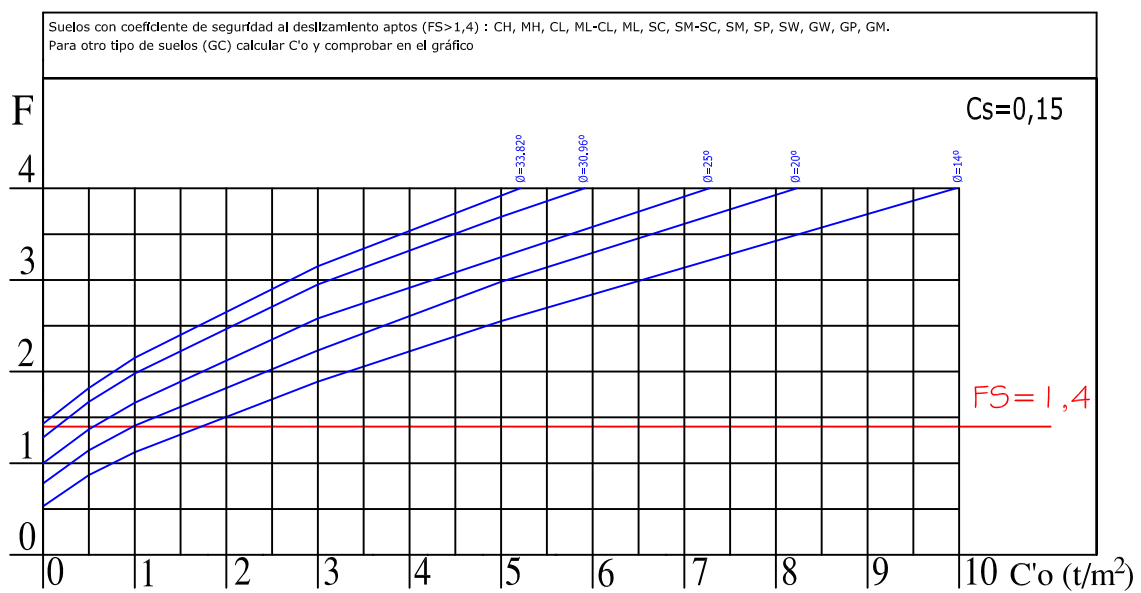
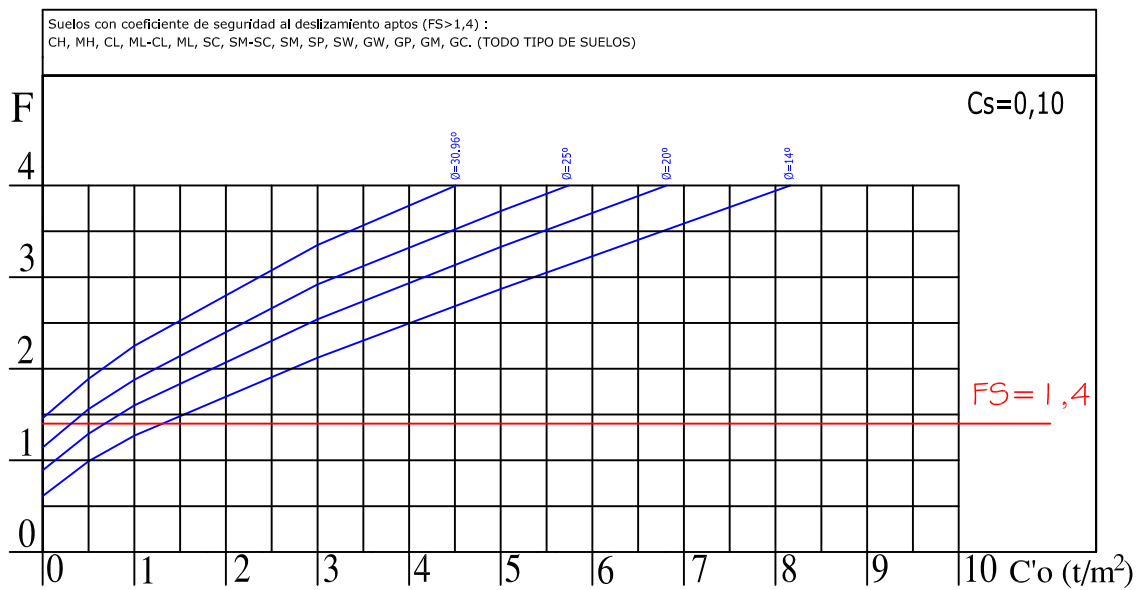
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

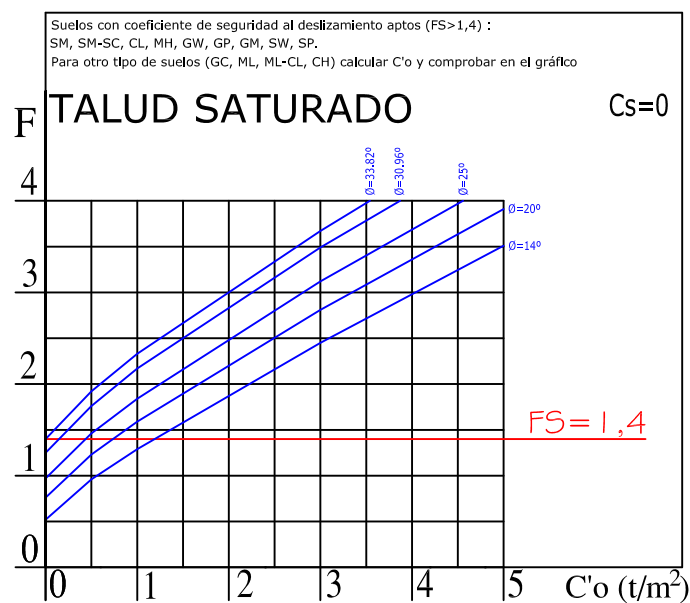
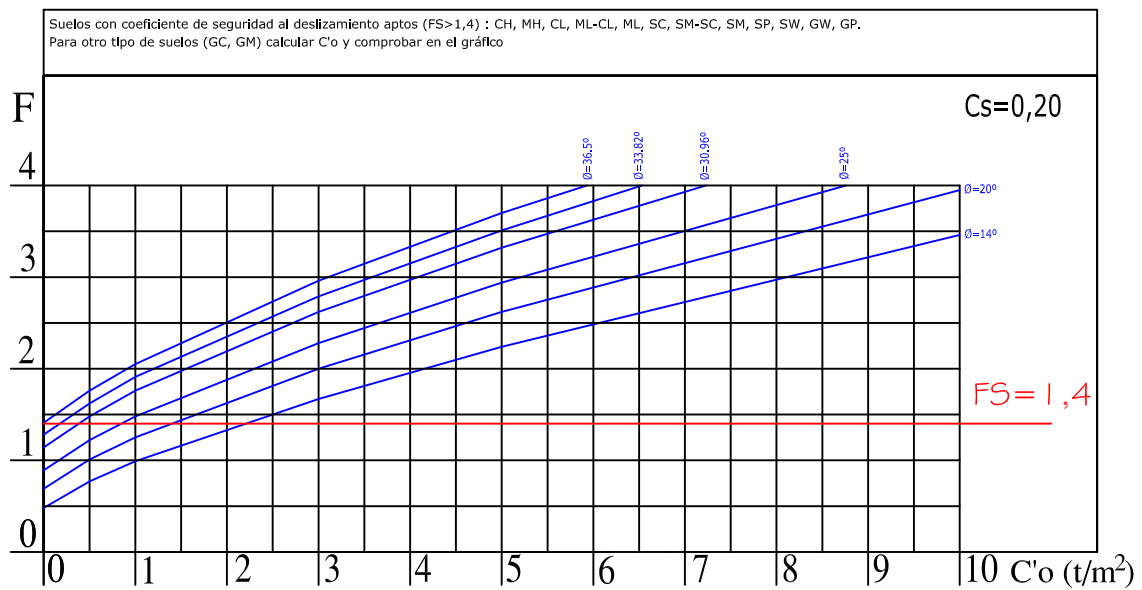
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

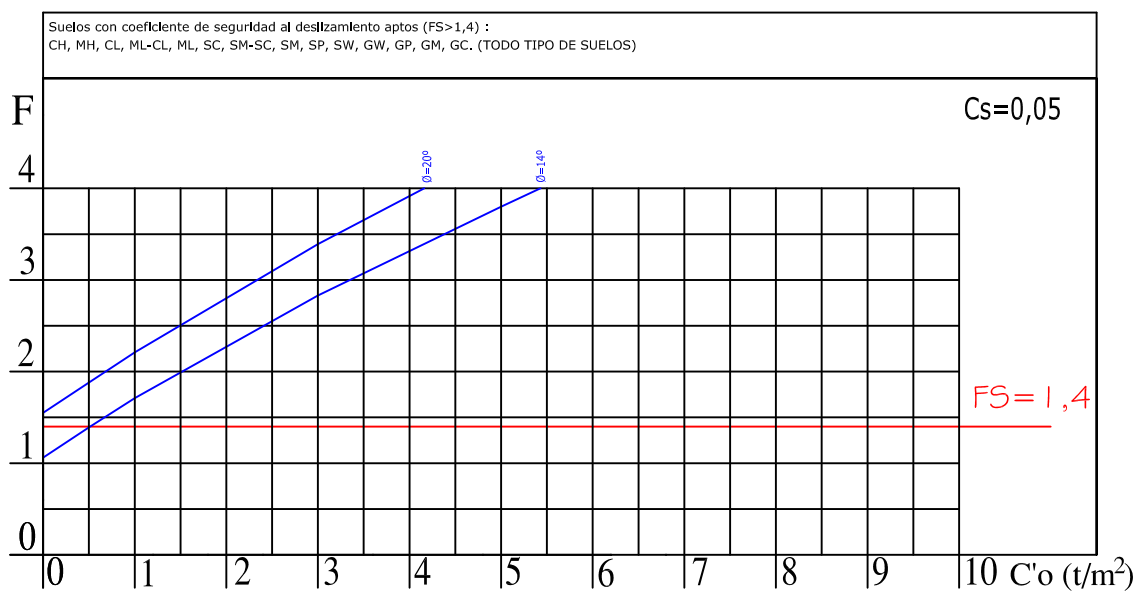
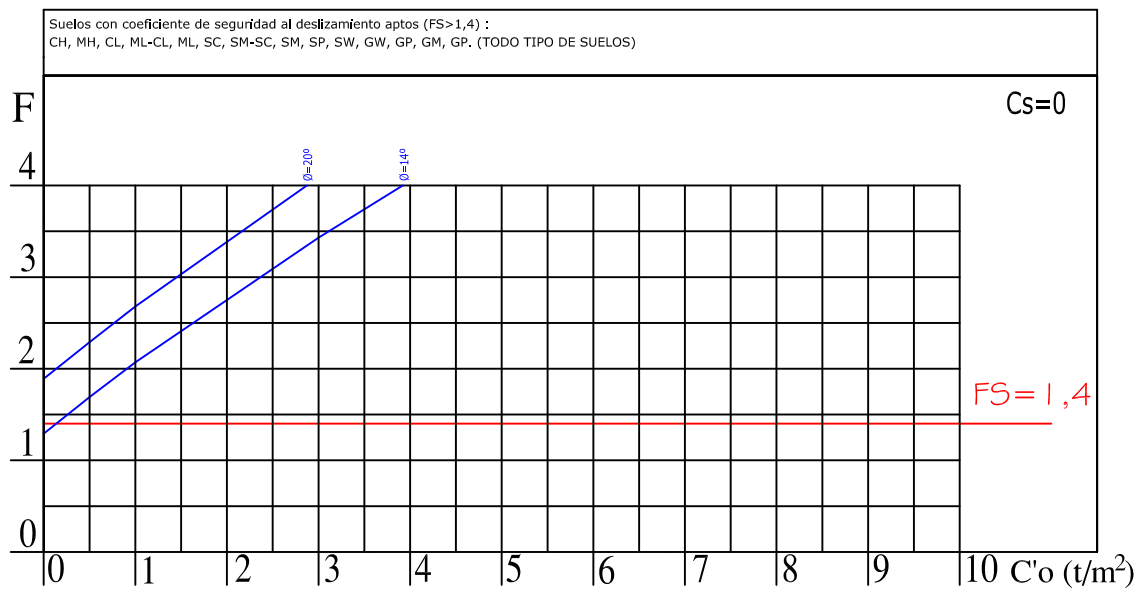
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

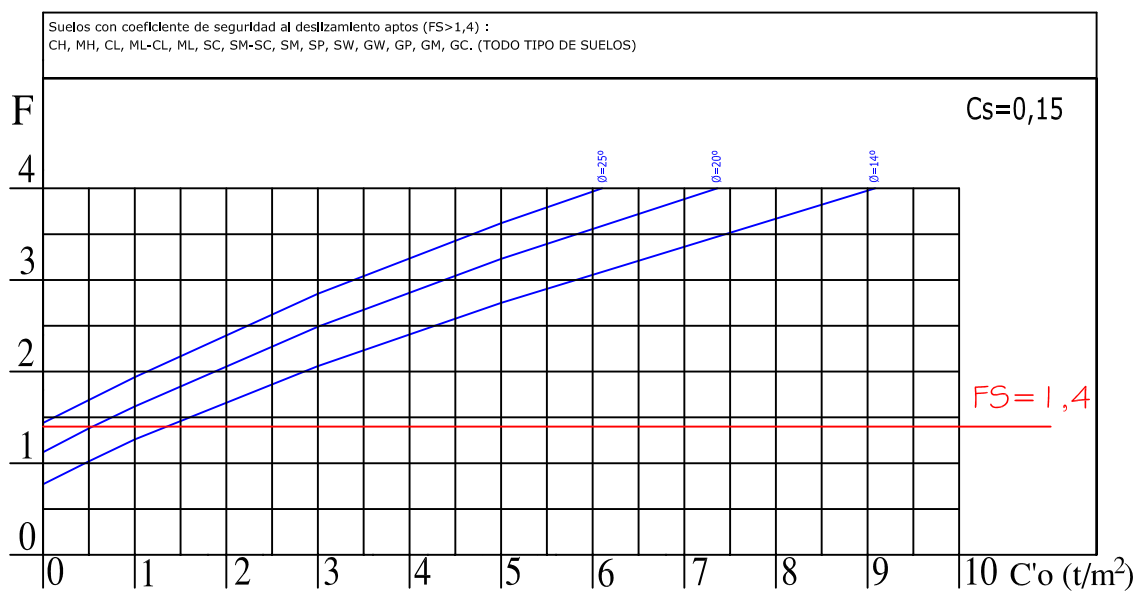
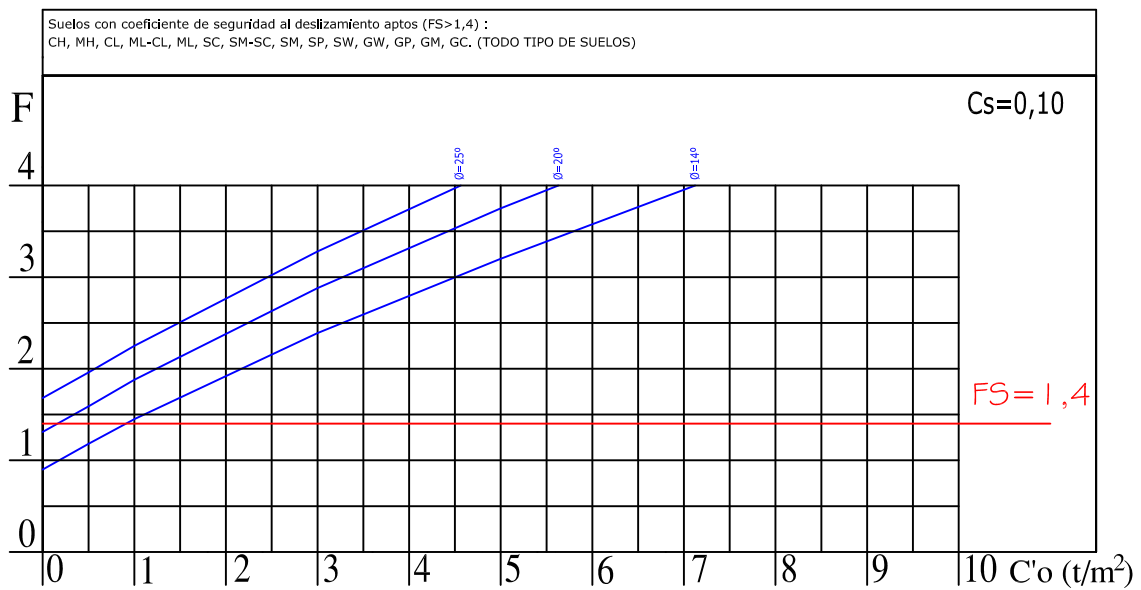
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

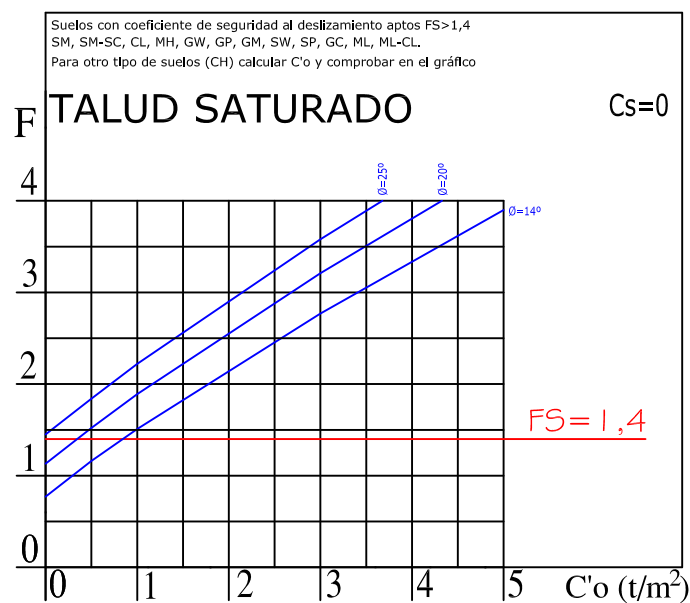
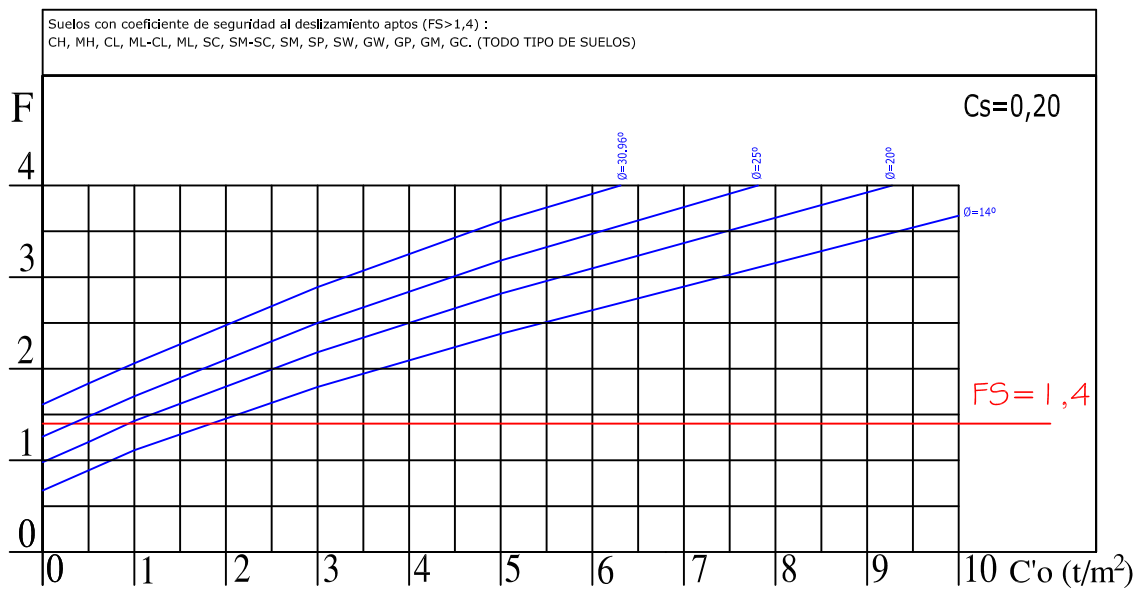
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
 densidad =  $2,30 \text{ t/m}^3$

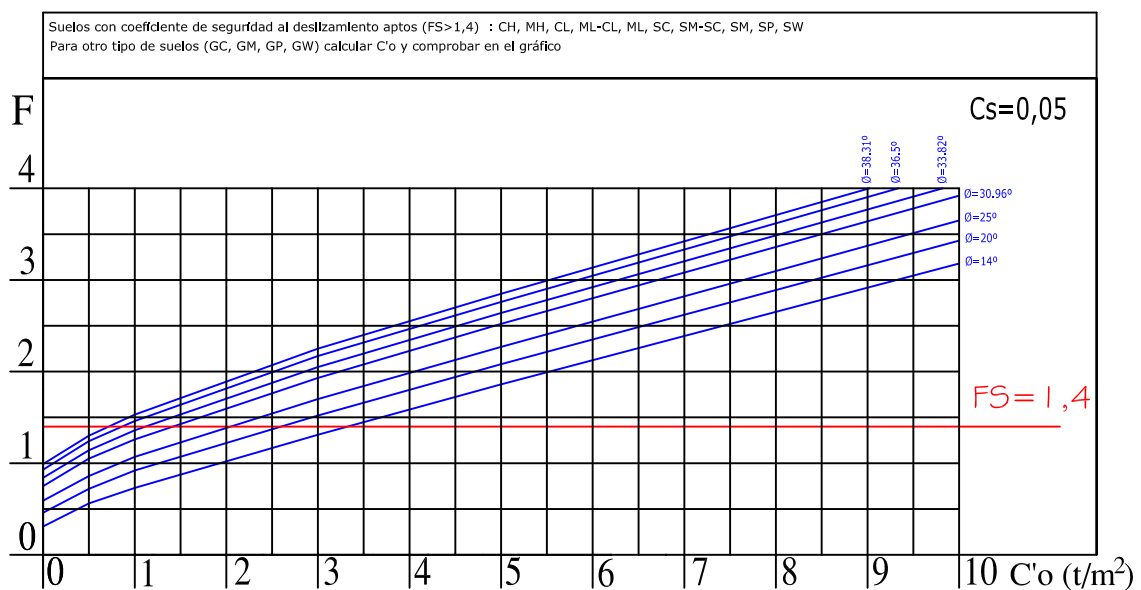
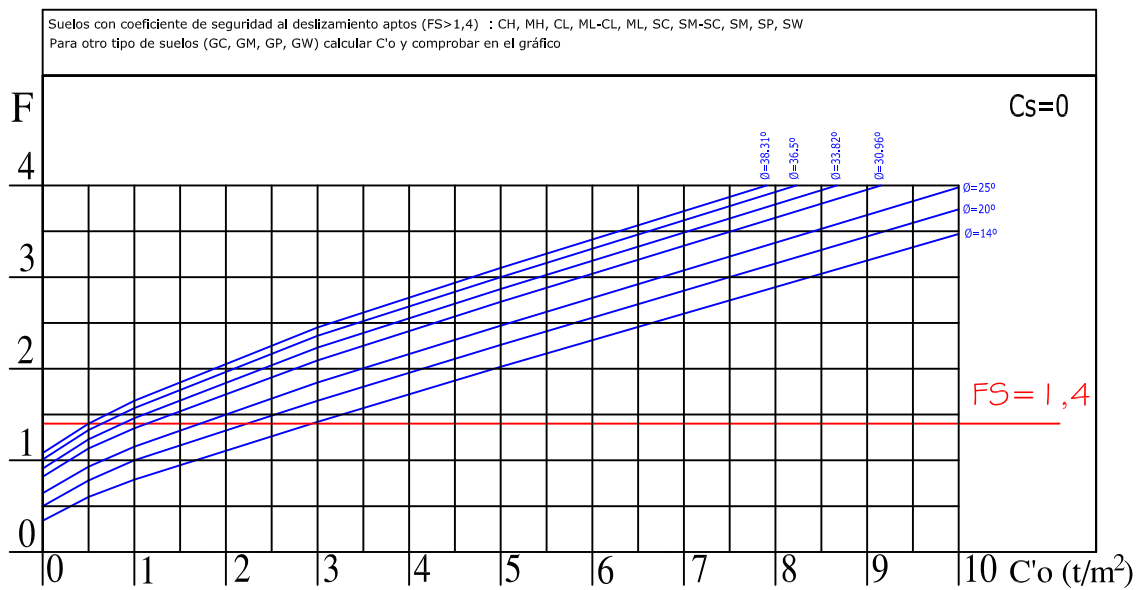
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 5,00 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

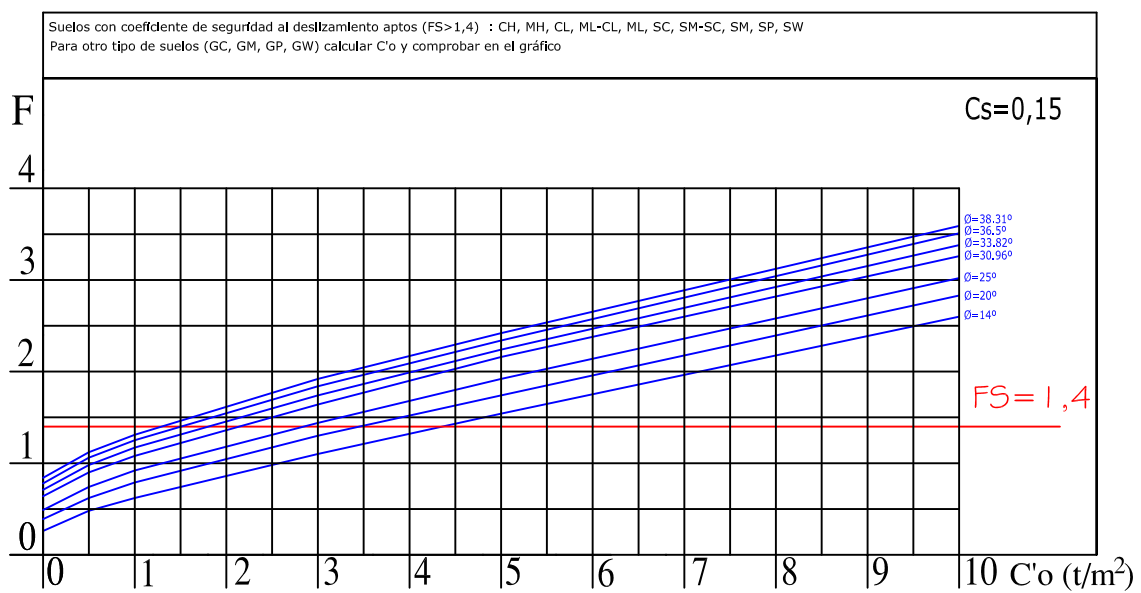
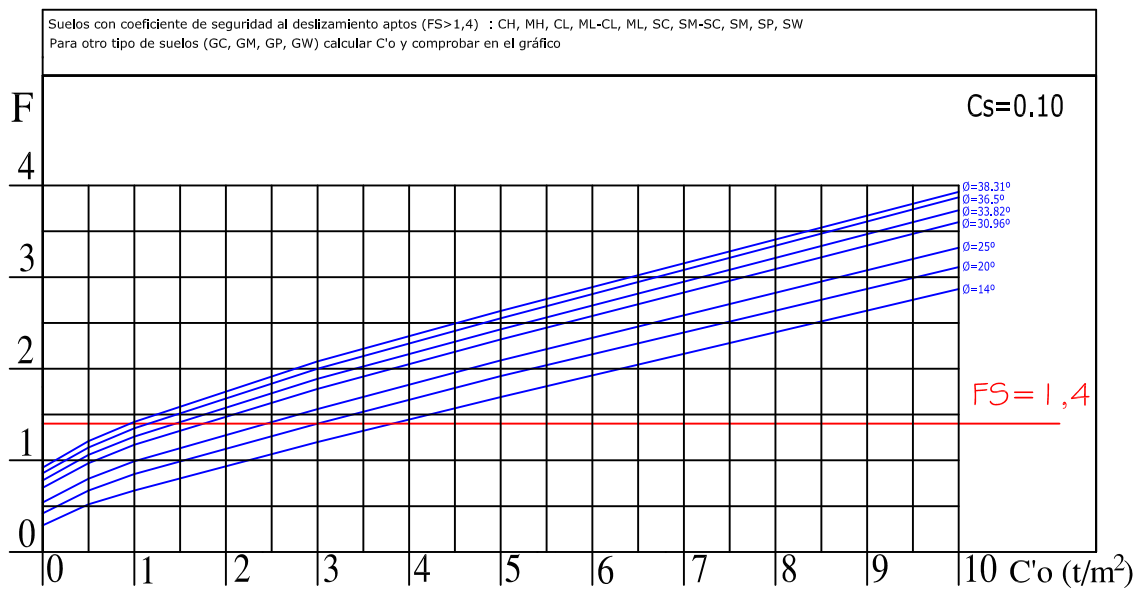
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m

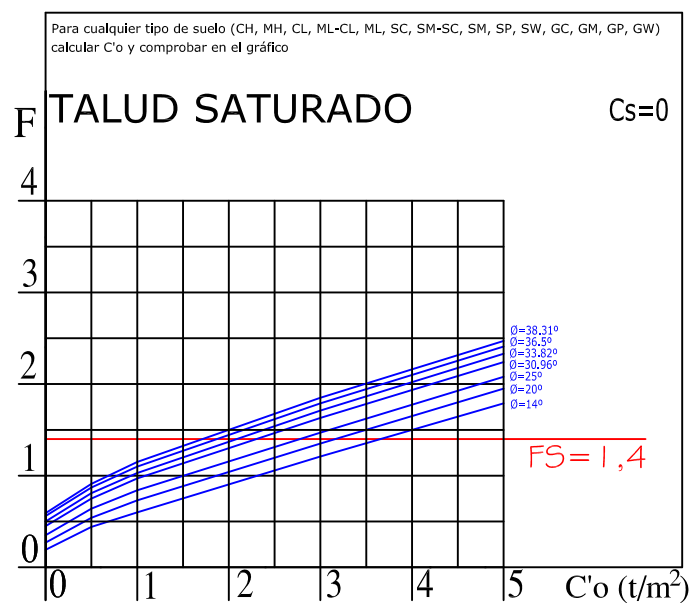
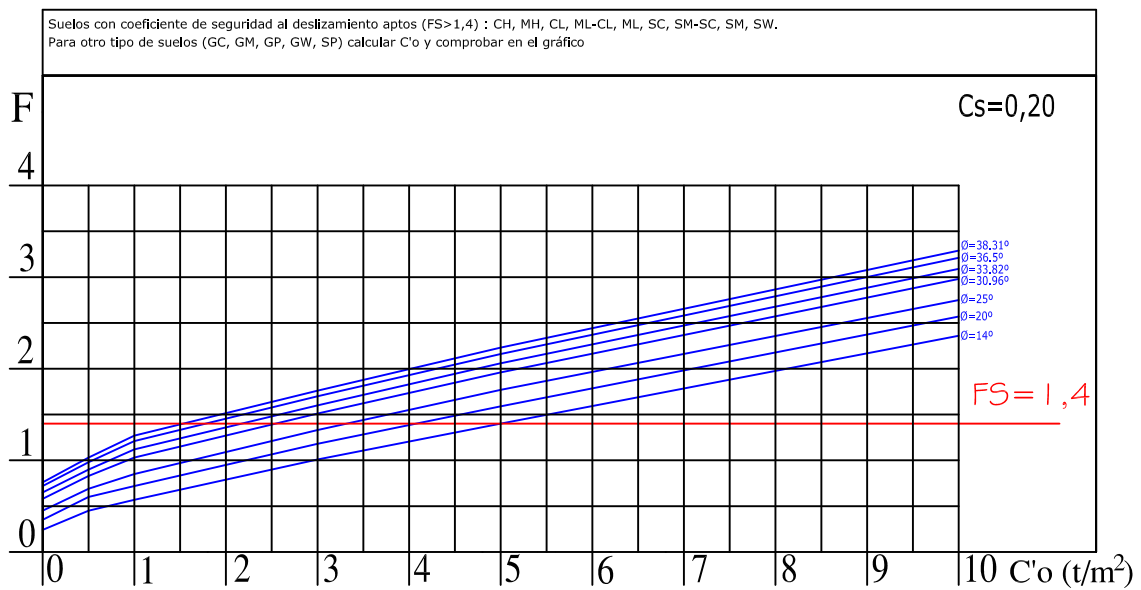




# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

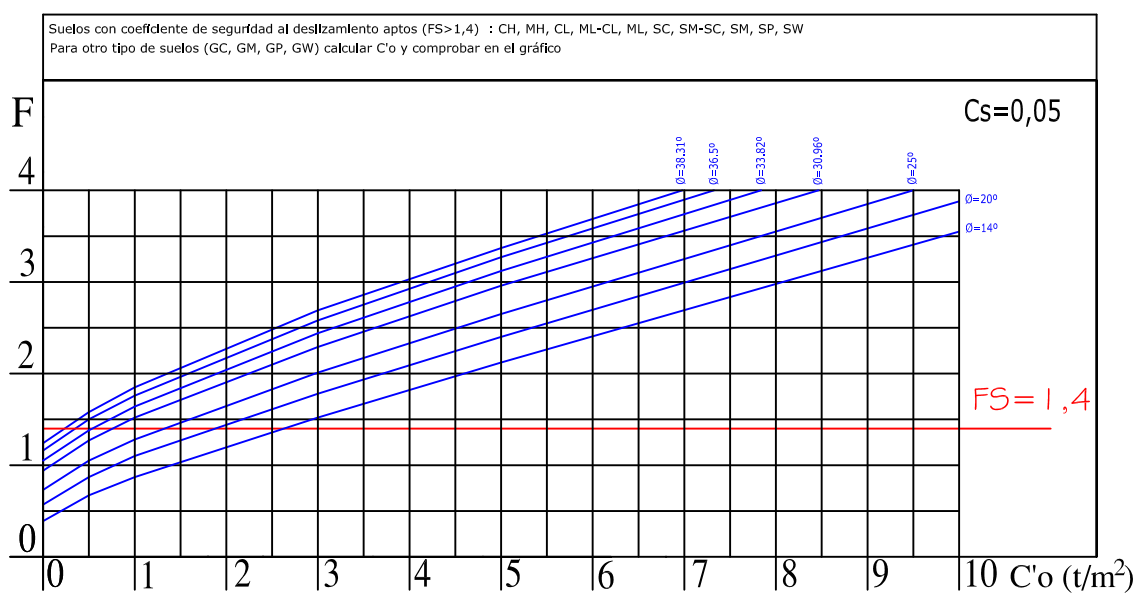
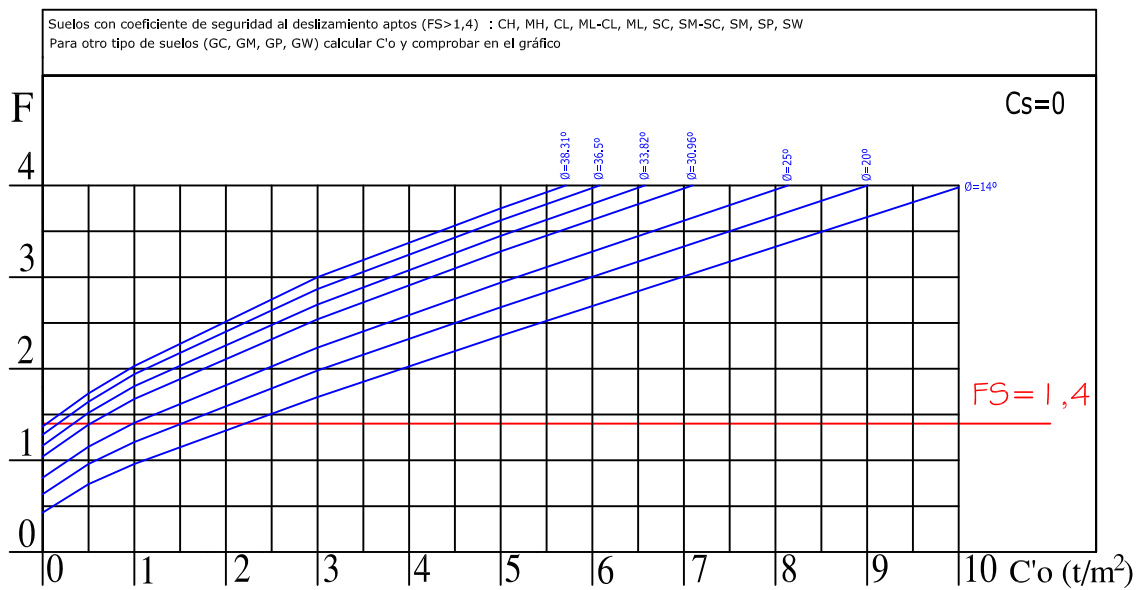
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

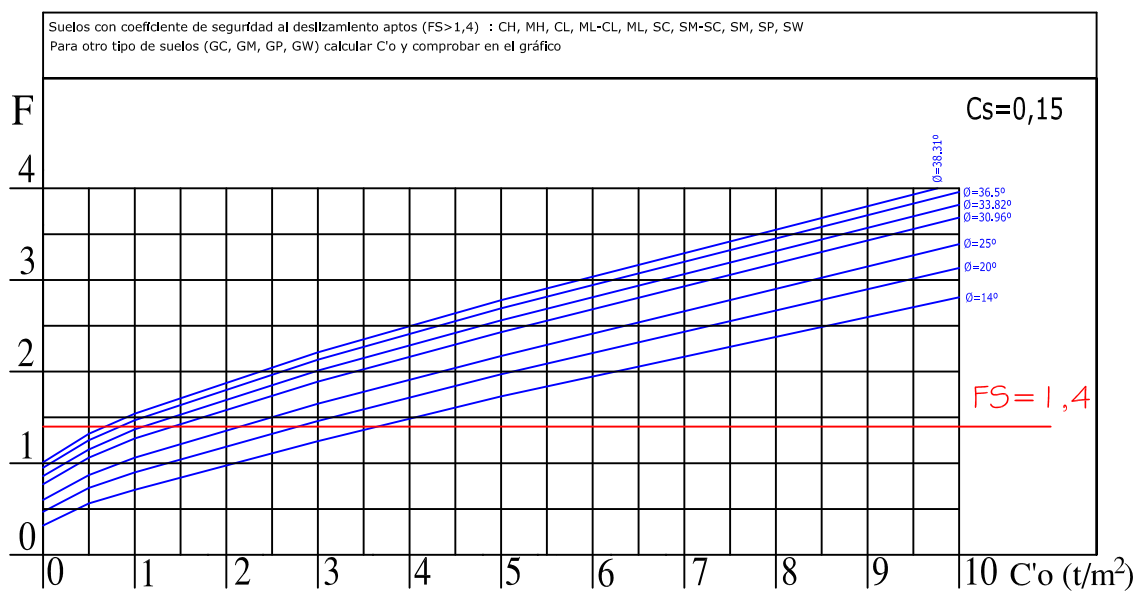
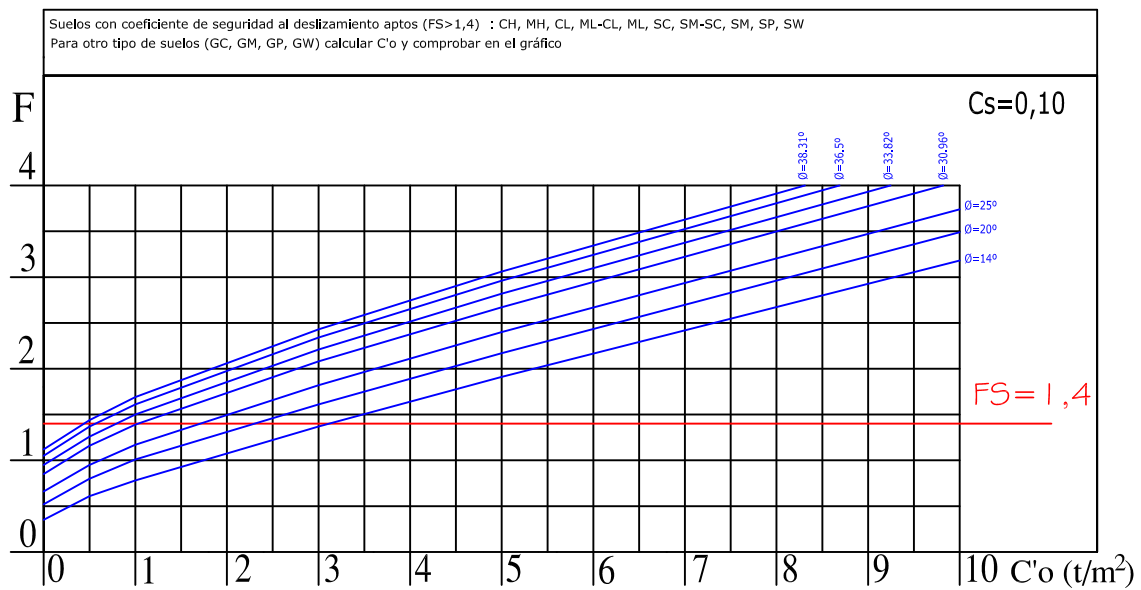
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

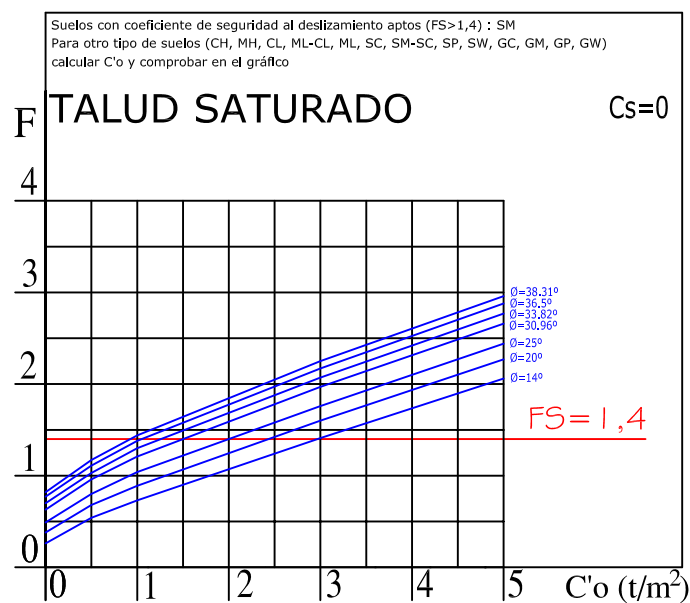
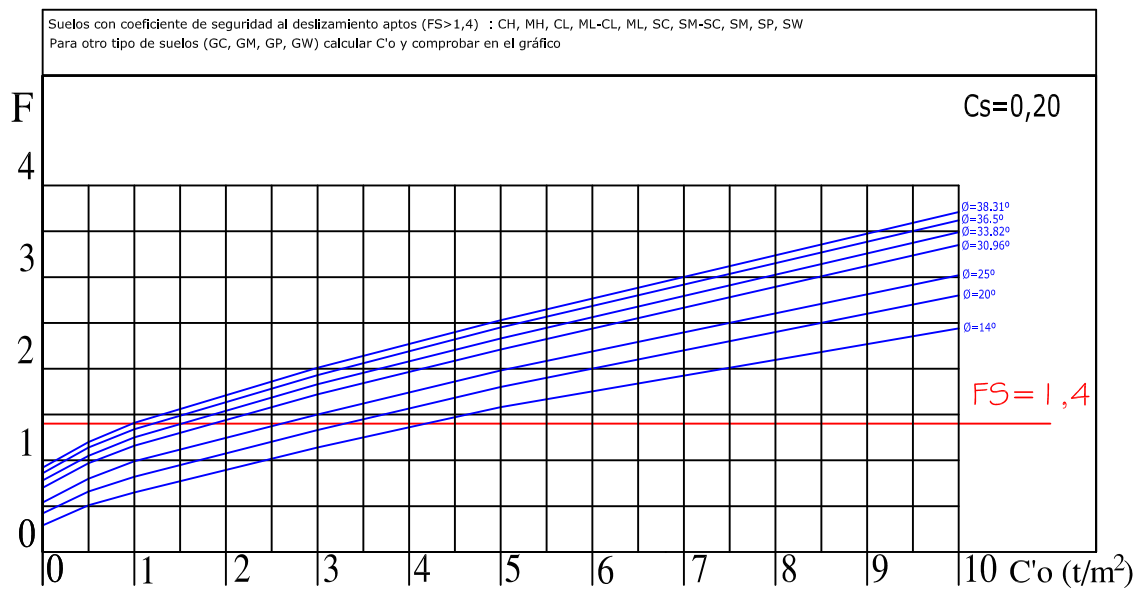
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:1,5H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

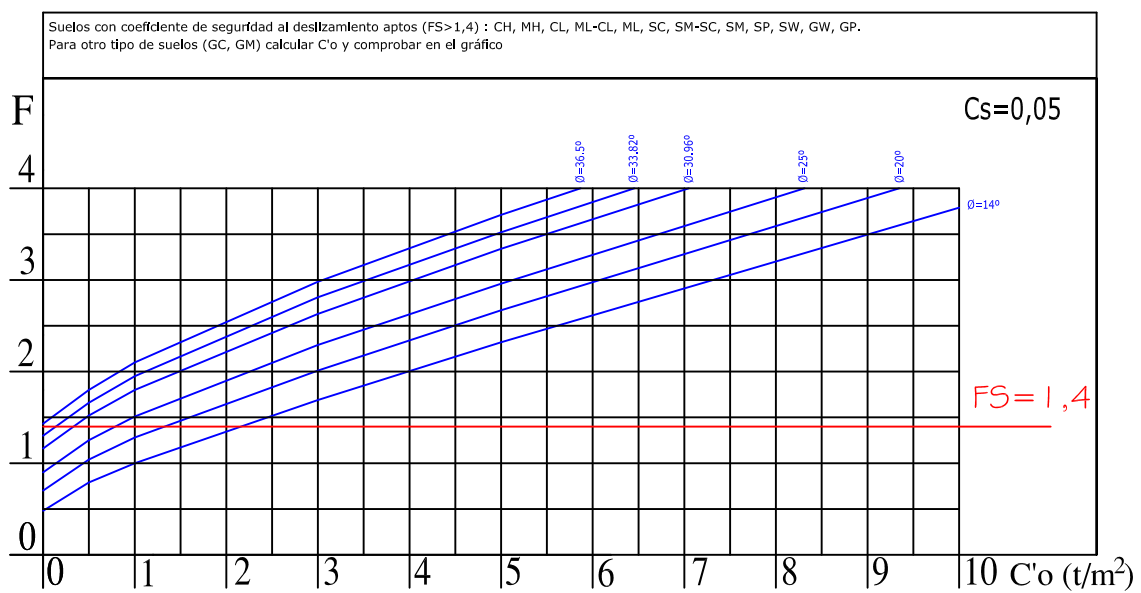
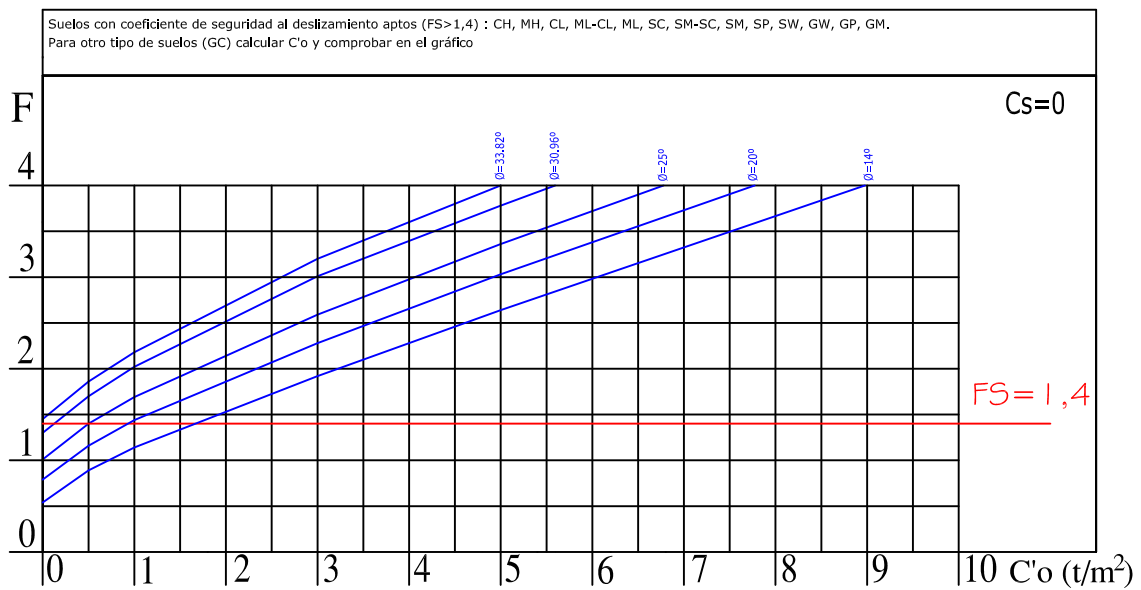
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

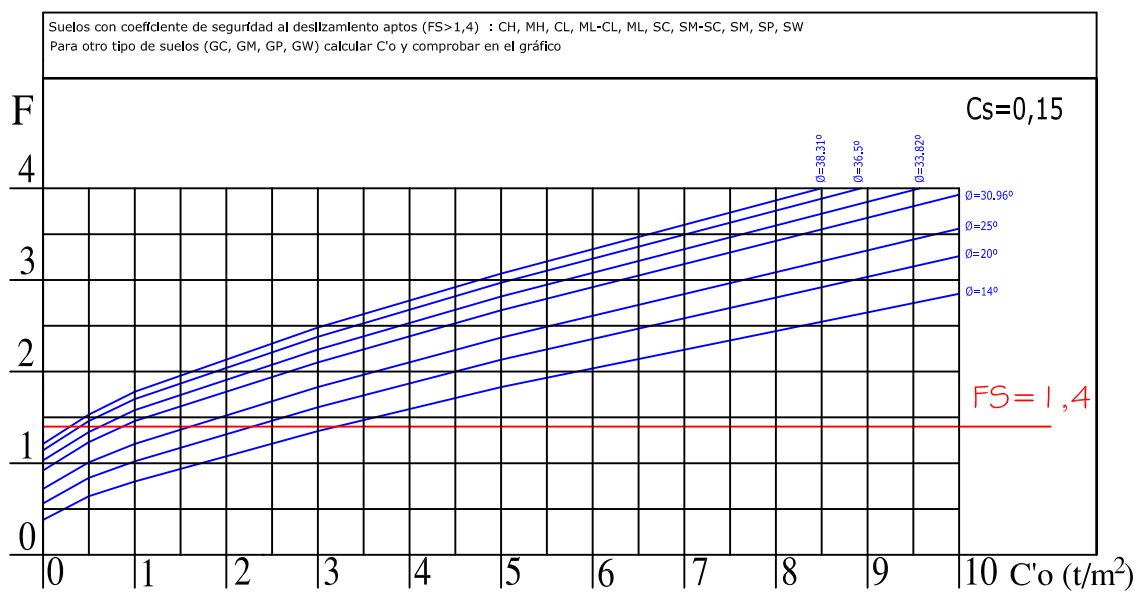
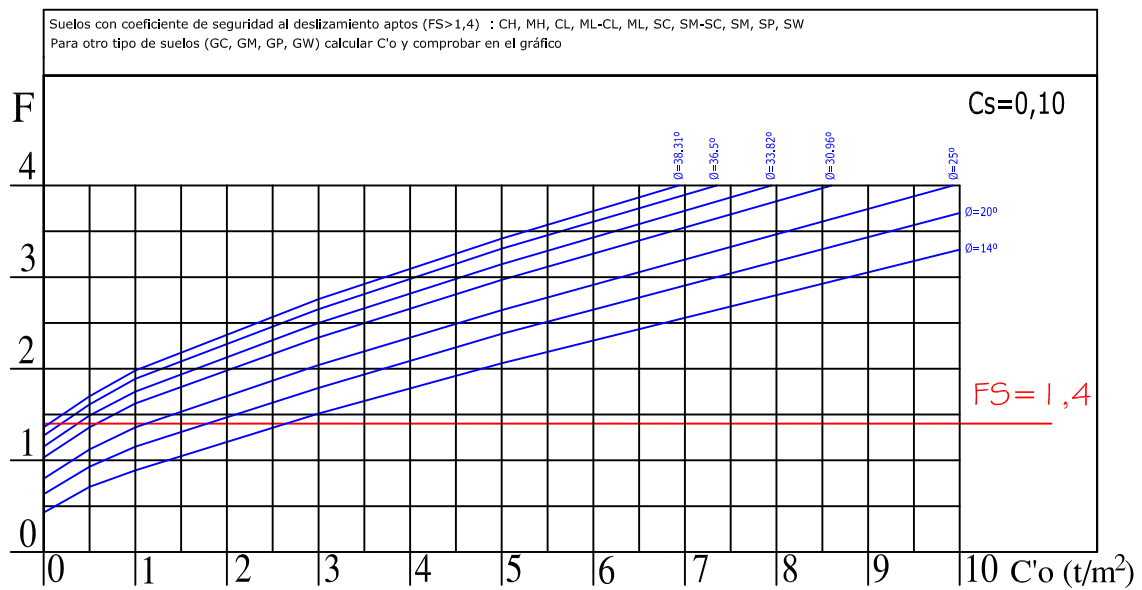
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

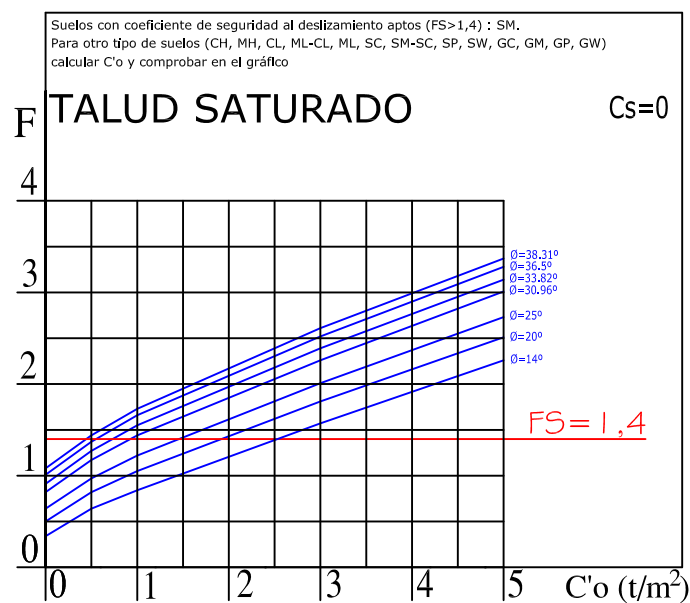
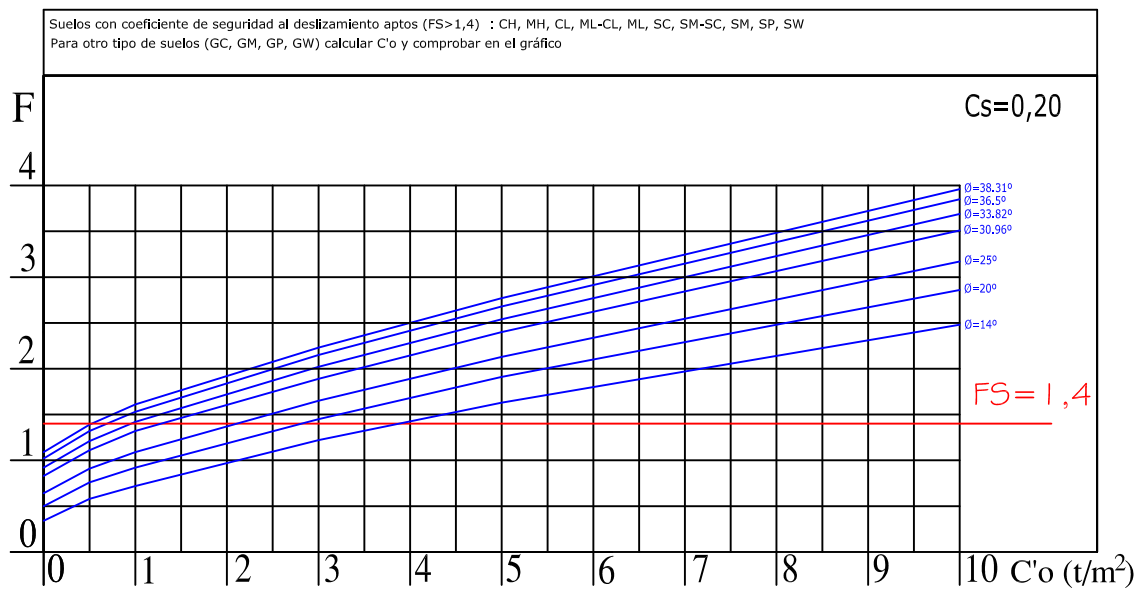
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7.50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:2H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

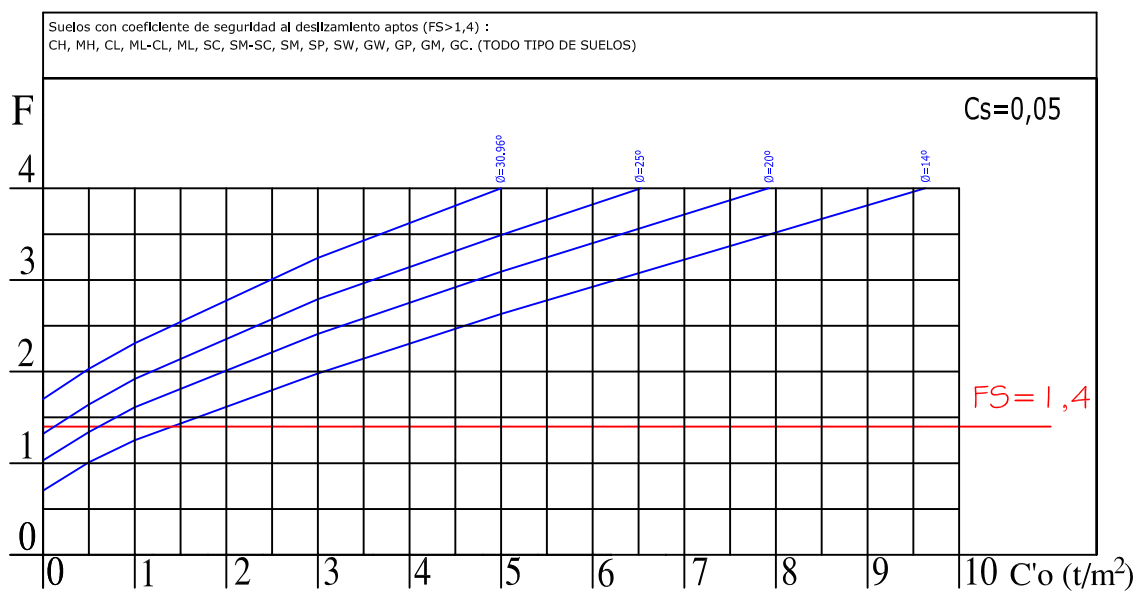
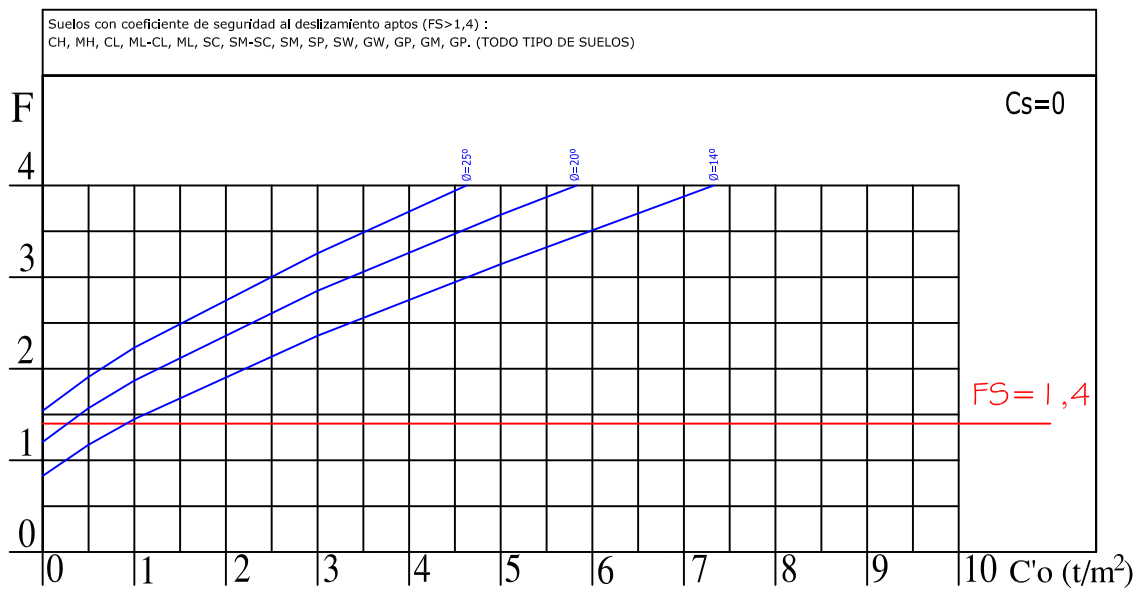
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m

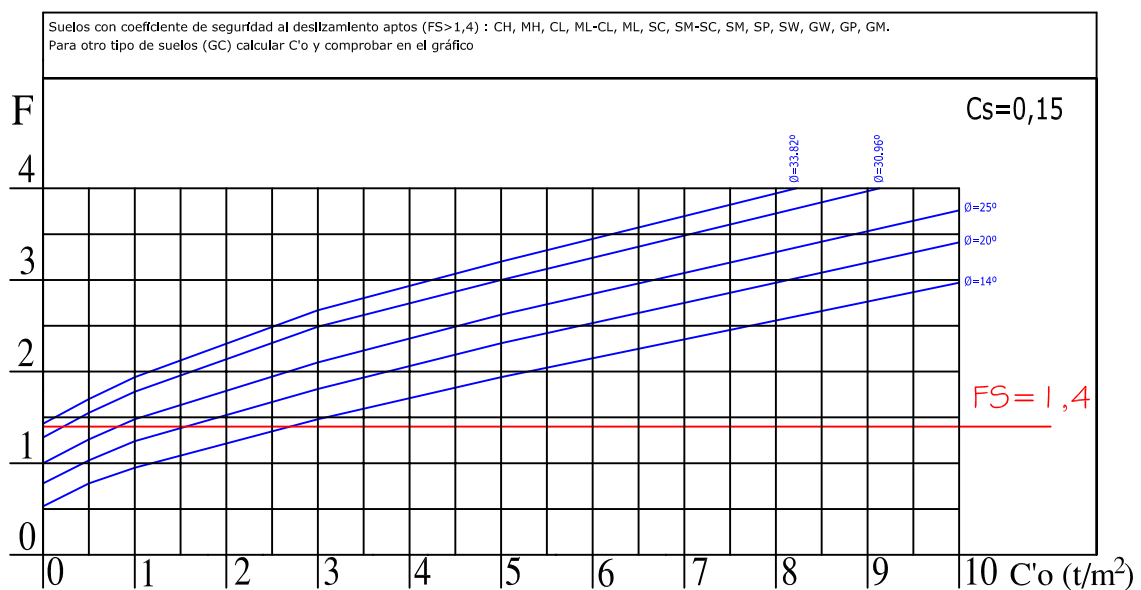
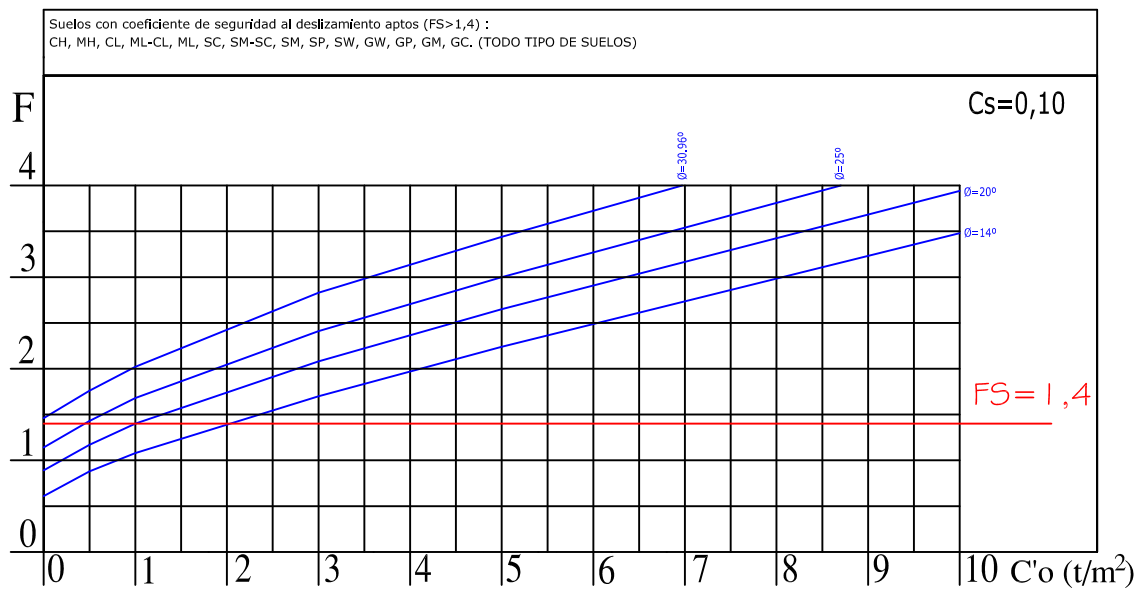




# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

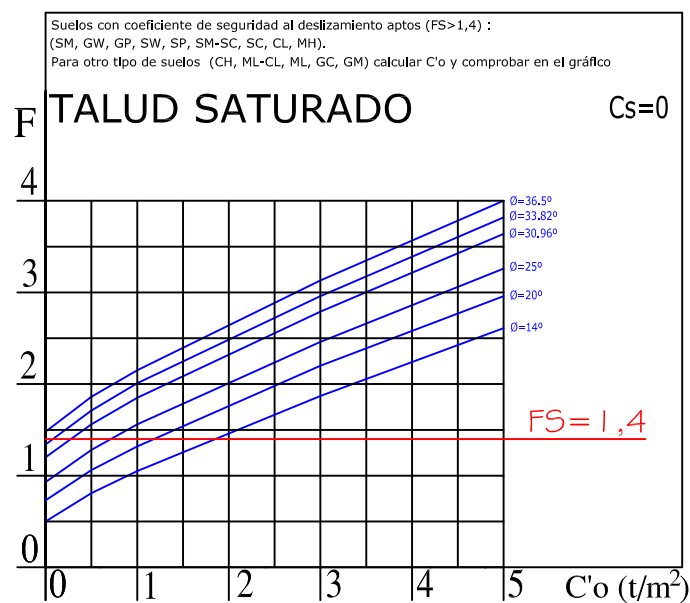
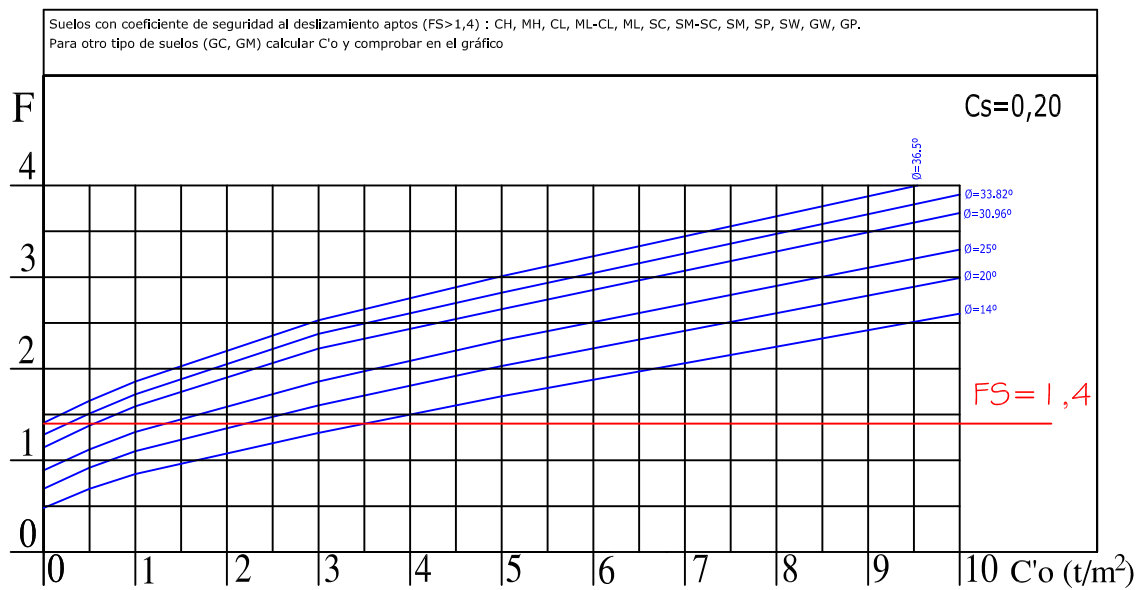
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:3H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

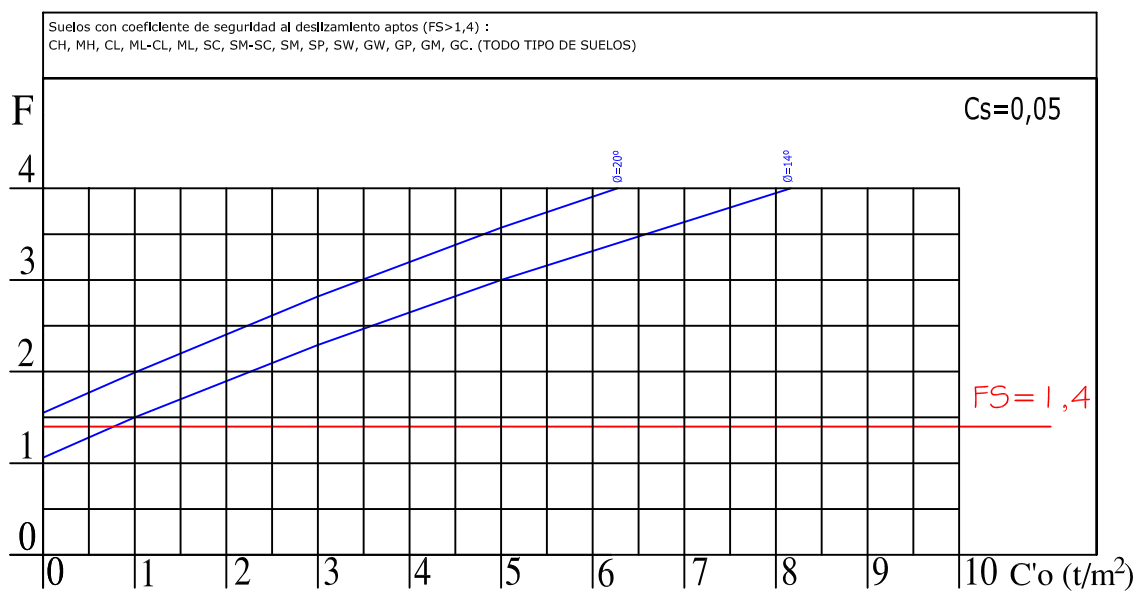
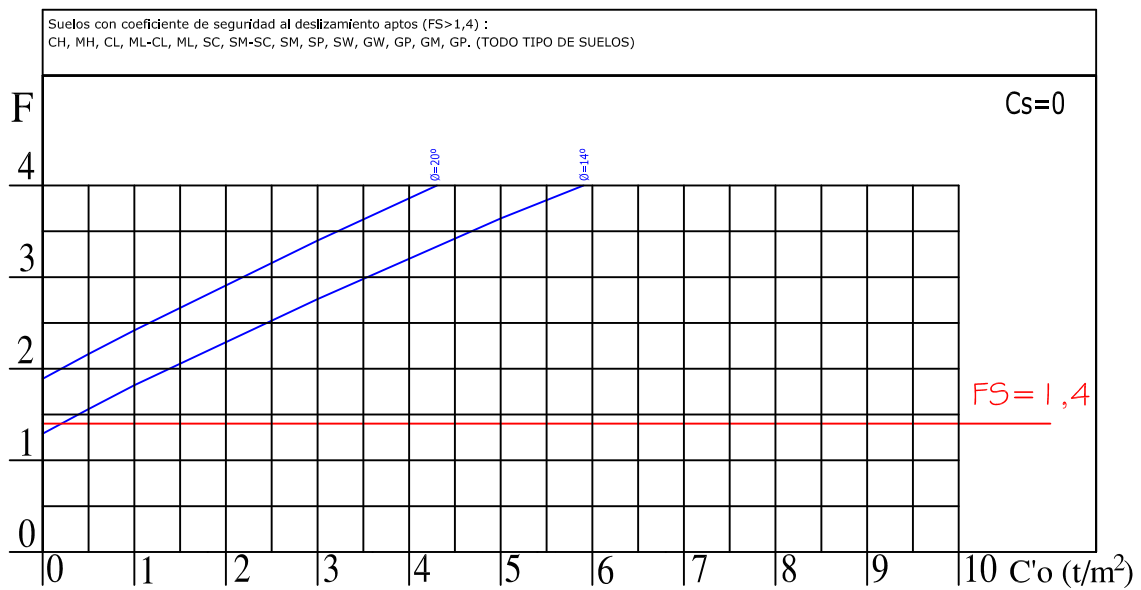
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

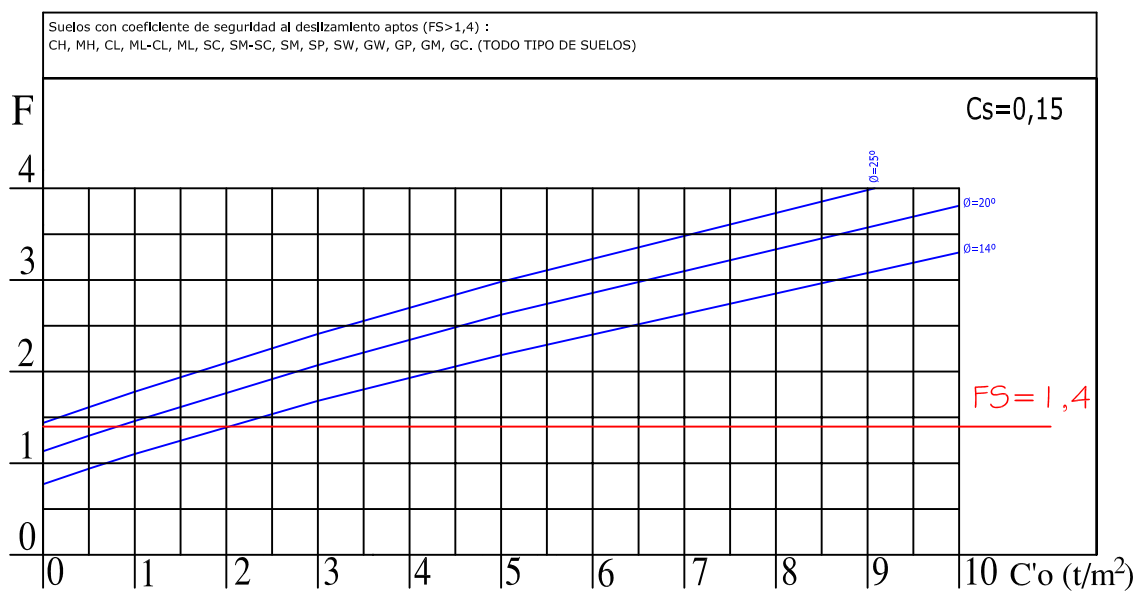
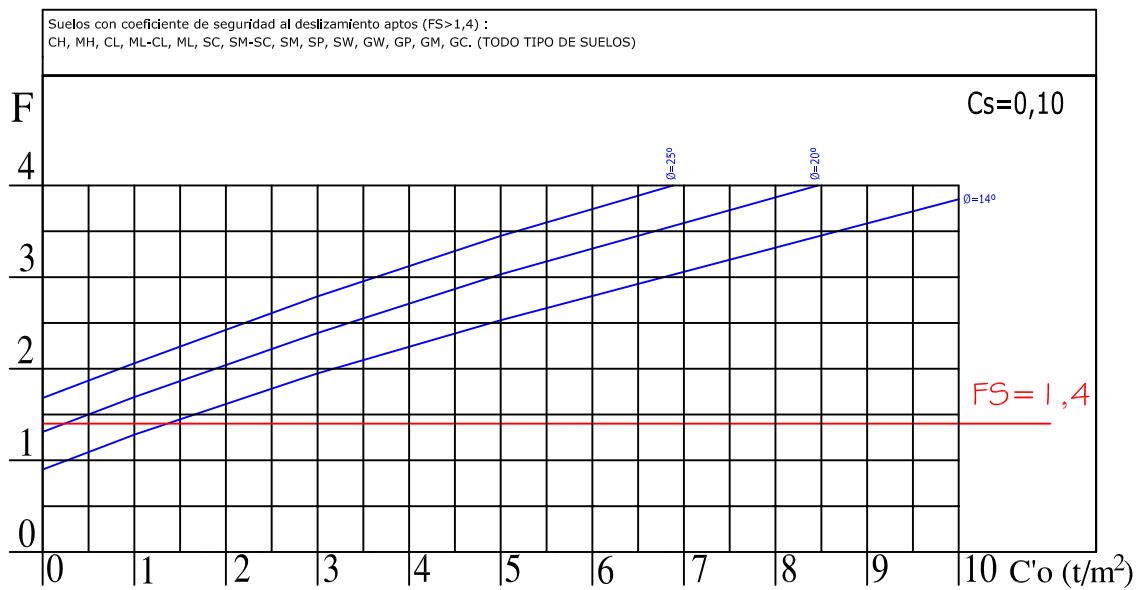
ancho coronación = 2,50 m  
altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

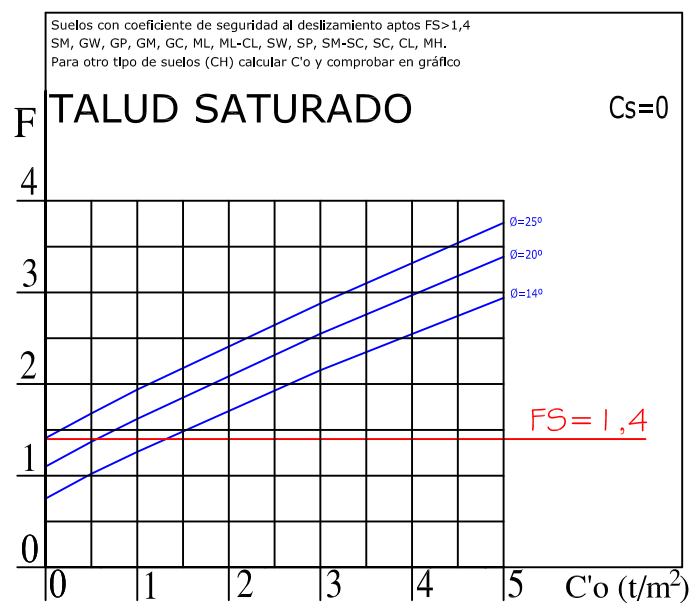
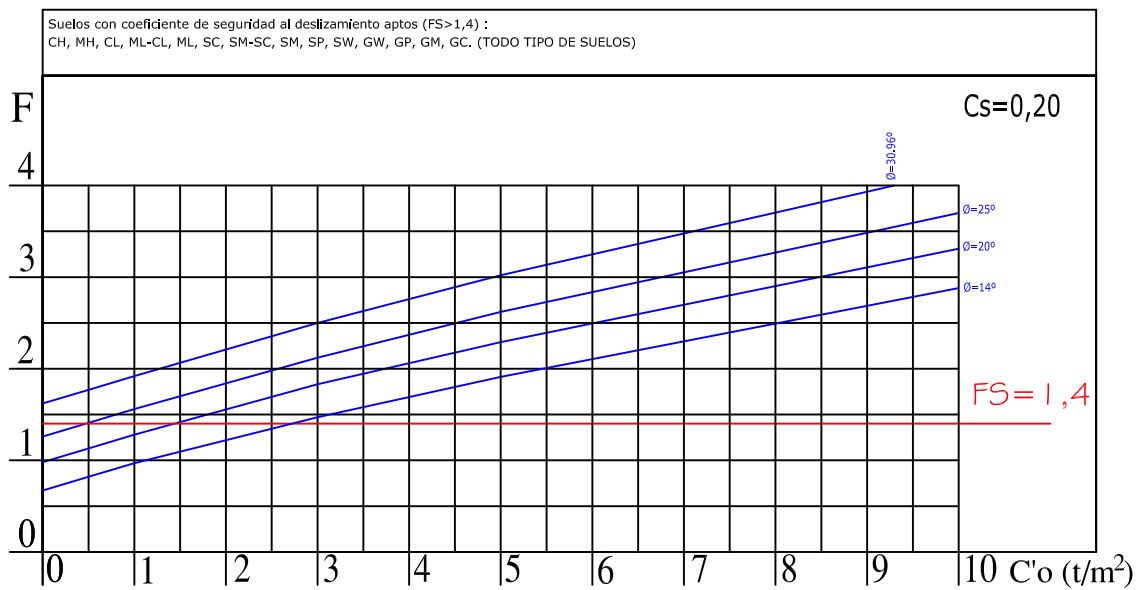
ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



# TALUDES PARA BALSAS DE LIXIVIADOS IMPERMEABILIZADAS CON GEOMEMBRANAS

pendiente talud 1V:4H  
 densidad = 2,30 t/m<sup>3</sup>

ancho coronación = 2,50 m  
 altura talud = 7,50 m



## **Anexo V:**

# **EROSIONABILIDAD DEL TALUD**

El talud exterior de las balsas de lixiviados construidas con materiales sueltos está expuesto a las condiciones meteorológicas ya que no suele estar impermeabilizado. La acción continuada del viento y, sobre todo, de la lluvia sobre el talud genera procesos erosivos que provocan pérdida de material, formación de cárcavas y el consiguiente deterioro progresivo y disminución de la estabilidad. Es, por tanto necesaria la evaluación directa o indirecta de estas pérdidas de material para poder cuantificar la magnitud de los procesos erosivos en un talud o dique determinado.

Los métodos cualitativos informan sobre la magnitud de los procesos erosivos en un área determinada y se emplean fundamentalmente para confeccionar mapas de riesgos erosivos al objeto de dividir una región en áreas de similar grado y clase de erosión, que puedan ser utilizados como base para planificar estrategias y trabajos de conservación y mejora de suelos o taludes.

Dentro de estos métodos cabe mencionar el empleado por el Programa de Coordinación de la Información sobre el Medio Ambiente, CORINE, para evaluar los riesgos de erosión en países mediterráneos de la Unión Europea, el cual tiene en cuenta los factores principales que controlan la erosión: erosividad, erosionabilidad, pendiente y cobertura vegetal.

De los diferentes métodos de evaluación indirecta de la erosión que se pueden emplear para estimar las pérdidas de suelo por erosión hídrica superficial, el que desarrolla la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (*Universal Soil Loss Equation, USLE*), formulada inicialmente por Wischmeier y Smith en 1962 y publicada posteriormente en su forma definitiva en el Manual 534 del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (Wischmeier et al. 1978), es el más indicado para evaluar las pérdidas de suelo que pueden producirse a causa de la realización de una obra determinada y evaluar, así mismo, las medidas adecuadas para paliarlas (López et al. 2002).

La USLE es una ecuación establecida empíricamente para predecir exclusivamente la erosión laminar y en regueros en áreas relativamente pequeñas y tiene en cuenta todos los factores que afectan a la erosión pluvial, aunque no pronostica la erosión en cárcavas.

La Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo, en su forma actual, responde a la siguiente expresión:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad \text{Ecuación V.1}$$

En donde:

- A* : Pérdidas de suelo en toneladas por hectárea y año (t/ha·año)
- R* : Índice de erosión pluvial o factor de lluvia (J·cm/m<sup>2</sup>·h)
- K* : Factor de erosionabilidad del suelo (t·m<sup>2</sup>·h/ha·J·cm)
- L* : Factor de longitud del talud (adimensional)
- S* : Factor de pendiente del talud (adimensional)
- C* : Factor de cultivo o de vegetación (adimensional)
- P* : Factor de prácticas de conservación de suelos (adimensional)

La forma de hallar cada uno de los factores que intervienen en la expresión de la USLE se describe a continuación:

## V.1 ÍNDICE DE EROSIÓN PLUVIAL *R*:

El índice que propone la USLE para cuantificar el efecto erosivo de las lluvias, debido a su intensidad, tiene por expresión:

$$R = E \cdot I_{30}$$

Siendo *E* la energía cinética del aguacero, calculada a su vez por la fórmula:

$$E = 210,2 + \log_{10} I$$

$E$  representa la energía cinética de un aguacero de intensidad  $I$ , por centímetro de lluvia y metro cuadrado de superficie ( $J/cm \cdot m^2$ ), e  $I$  es la intensidad de lluvia en el periodo considerado ( $cm/h$ ).

El índice de erosión pluvial a introducir en la expresión de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo viene dado por la ecuación:

$$R = \frac{\sum_{j=1}^n (210,2 + 89 \cdot \log_{10} I) \cdot (I_j \cdot T_j) \cdot I_{30}}{100}$$

Donde:

$R$  : Índice de erosión pluvial ( $J \cdot cm/m^2 \cdot h$ )

$T_j$  : Periodo de tiempo para intervalos homogéneos de lluvia durante el aguacero (h)

$I_j$  : Intensidad de la lluvia en los intervalos ( $cm/h$ )

$I_{30}$  : Máxima intensidad de lluvia en 30 minutos ( $cm/h$ )

$j$  : Intervalos homogéneos del aguacero

$n$  : número de intervalos

El valor de  $R$  correspondiente a un año es la suma de los valores de  $R$  para cada una de las lluvias registradas en ese tiempo. Para obtener un valor representativo es necesario computar un ciclo de al menos 10 años. Este valor es relativamente constante para cada área geográfica y, en España, se puede calcular a partir del Mapa de Isolíneas de  $R$  a escala 1/1.000.000, publicado por ICONA. Además también se incluyen una serie de ecuaciones de regresión que permiten calcular el valor de  $R$  para distintas regiones españolas en función de las variables de precipitación (media anual, media del periodo junio-septiembre, media del periodo octubre-mayo), precipitaciones máximas en un mes, o en 24 horas con distintos periodos de retorno.

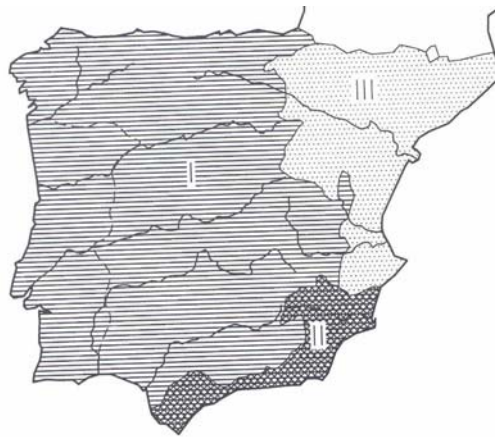


Figura V.1: Zonas en que queda dividida la Península Ibérica para el cálculo del factor  $R$ . Fuente: (ICONA. 1988)

Por medio de los gráficos de porcentajes acumulados a lo largo del año, se pueden detectar los periodos de mayor riesgo de erosión pluvial, en los que es conveniente lograr que la vegetación presente su máxima cobertura o desarrollo sobre el suelo, y se pueden planificar con antelación las mejores épocas para realizar hidrosiembras, plantaciones u otras prácticas de conservación que contribuyan a aumentar la protección del suelo de un talud contra la erosión hídrica.

Para cada una de las zonas, se establece una expresión matemática para el cálculo del Factor  $R$  (ICONA. 1988).

$$\text{Zona I: } R = e^{-0,834} \cdot (PMEX)^{1,314} \cdot (MR)^{-0,388} \cdot (F24)^{0,563}$$



$$\text{Zona II: } R = e^{-1,235} (PMEX)^{1,297} \cdot (MR)^{-0,511} \cdot (MV)^{0,366} (F24)^{0,414}$$

Zona III:

$$R = e^{0,754} \cdot (T2)^{1,031} \cdot (T10)^{-0,828} \cdot (F)^{-0,482} \cdot (PMEX)^{1,628} \cdot (MR)^{-1,22} \cdot (MV)^{0,536} \cdot (F24)^{0,8} \cdot e^{(Z7-0,211)} \cdot e^{[Z9-(-0,157)]}$$

Donde:

*PMEX*: Valor medio anual de la máxima lluvia mensual (mm)

*MR*: Precipitación media del periodo octubre – mayo (mm)

*F24*: Valor medio de los cocientes entre la lluvia máxima en 24 horas de cada año, elevada al cuadrado, y la suma de las máximas en 24 horas de todos los meses de ese mismo año.

*MV*: Precipitación media del periodo junio – septiembre (mm)

*F*: Valor medio del índice de agresividad de la lluvia de Fourier, como cociente entre la lluvia máxima mensual del año elevada al cuadrado y la precipitación anual de ese mismo año.

*T2*: Lluvia máxima en 24 horas con periodo de retorno de 2 años

*T10*: Lluvia máxima en 24 horas con periodo de retorno de 10 años

*Z7*: Cuenca de Levante costera, Ebro costero, Pirineo oriental costero y Baleares.

*Z9*: Cuenca del Ebro central

*Zi*: 1 Tratándose del análisis de la zona i, y nulo en las restantes zonas

## V.2 FACTOR DE EROSIONABILIDAD *K*:

El factor *K* cuantifica la erosionabilidad de cada suelo mediante una expresión deducida experimentalmente, y representa la tasa de erosión del suelo por unidad de *R*, cuando las condiciones de relieve y vegetación son las consideradas estándar, y en la ecuación de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo los factores *L*, *S*, *C* y *P* valen la unidad.

Los factores que determinan la erosionabilidad de un suelo son, por orden de importancia, textura, contenido en materia orgánica, estructura y permeabilidad, estando *K* definido por la expresión:

$$100 \cdot K = 10^{-4} \cdot 2,71 \cdot M^{1,14} \cdot (12 - a) + 4,20 \cdot (b - 2) + 3,23 \cdot (c - 3)$$

En donde:

*M* = Factor representativo de la textura. Es el producto entre el porcentaje de limos y arenas muy finas (0,002 – 0,1 mm) por el porcentaje de partículas de suelo comprendidas entre 0,002 y 2 mm de diámetro, o bien 100 menos el porcentaje de arcilla de la muestra.

$$M = (\% \text{ limo} + \text{arena muy fina}) \cdot (100 - \% \text{ arcilla})$$

*a* = Porcentaje de materia orgánica

*b* = Un suelo correspondiente a la estructura del suelo según la siguiente codificación:

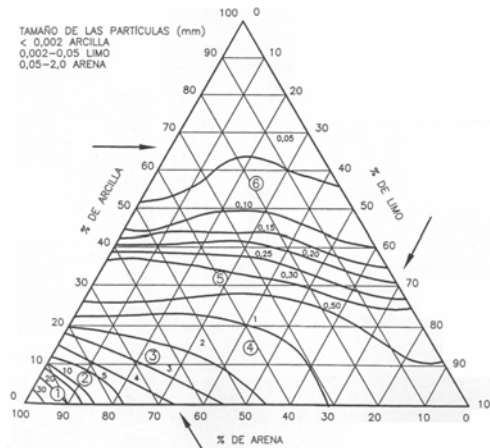
1. gránulo muy fino y limo muy fino (< 1 mm)
2. gránulo fino y grumo fino (1 – 2 mm)
3. gránulo y grumo medio (2 – 5 mm) y gránulo grueso (5 – 10 mm)
4. gránulo liso, prismático, columnar y muy grueso (> 10 mm)

*c* = Clase de permeabilidad del perfil del suelo, según la codificación del USDA, *Soil Survey Manual*, que diferencia los siguientes grados:

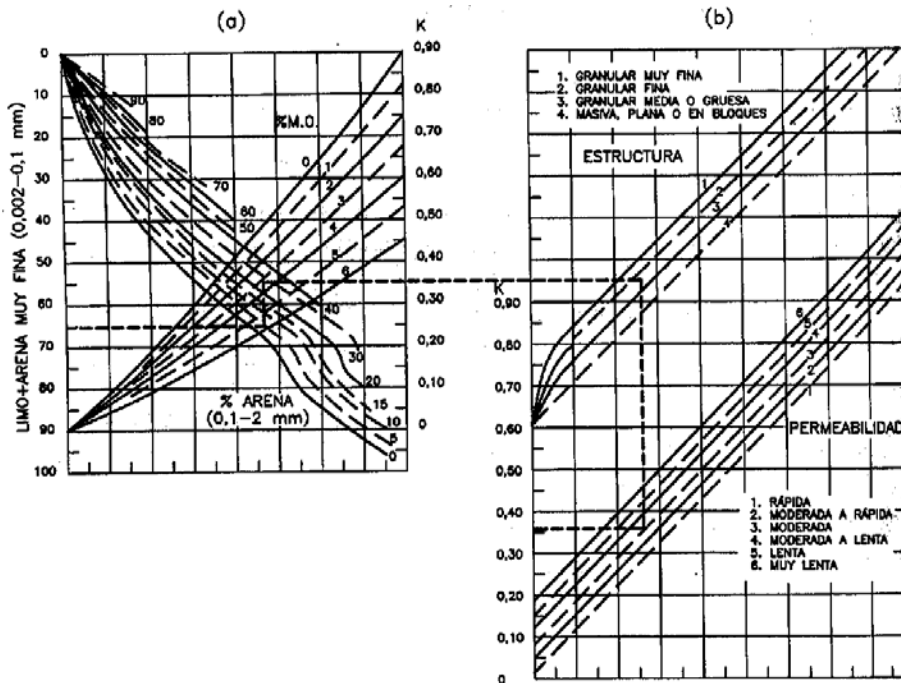
1. rápida a muy rápida
2. moderadamente rápida
3. moderada
4. moderadamente lenta
5. lenta
6. muy lenta

Los valores de textura, materia orgánica y estructura se refieren a los 15 – 20 cm superiores del suelo, y los de permeabilidad a todo el perfil. Para la obtención de la clase de permeabilidad

del perfil, *c*, se utiliza el gráfico siguiente, en el cual las isóneas indican conductividades hidráulicas a saturación en cm/h.



Para tener en cuenta la presencia de fragmentos gruesos en el suelo, los valores de *K* obtenidos de la ecuación anterior se reducen entre 0,03 y 0,09 según su abundancia. Para el cálculo de *K* se emplea de manera ordinaria el siguiente nomograma:



Si no se dispone de muestras analizadas o de mapas de suelos a escala apropiada, los valores de *K* pueden calcularse, en una primera aproximación, a partir de mapas geológicos, considerando los intervalos que se adjuntan en la siguiente relación (López et al. 2002):

LITOFACIES	INTERVALO DE VALORES DE <i>K</i>
Rocas ígneas y metamórficas: granitos, granodioritas, sirenitas, pórfidos, aplitas, riolitas, dacitas, gneis, micacitas, filitas, calizas marmóreas, etc.	0,05 – 0,15
Rocas silíceas compactas: rocas metamórficas, areniscas duras, cuarcitas, etc.	0,10 – 0,25
Rocas sedimentarias bien consolidadas: calizas duras, dolomías, conglomerados de cemento duro, etc.	0,20 – 0,40
Formaciones blandas: margas, yesos, calizas poco consolidadas, areniscas fácilmente digregables, pizarras arcillosas, arcillas consolidadas, etc.	0,40 – 0,60
Depósitos recientes: aluviones, glaciares, rañas, conos de deyección, arenales costeros, dunas, arcillas no consolidadas, etc.	0,40 – 1,00

### V.3 FACTOR DE LONGITUD Y DE PENDIENTE DEL TALUD $L, S$

El factor de longitud,  $L$ , y el factor de pendiente del talud,  $S$ , tienen representación individualizada, pero suelen reunirse bajo la denominación del factor topográfico  $L-S$ , integrando de esa forma el efecto del relieve sobre la pérdida del suelo. La ecuación, obtenida del análisis estadístico de datos, para representar el producto  $L-S$  tiene por expresión:

$$L - S = \left( \frac{\lambda}{22,1} \right)^m \cdot \left( \frac{0,43 + 0,30 \cdot s + 0,043 \cdot s^2}{6,613} \right)$$

Donde:

$\lambda$  = Longitud del talud (m)

$s$  = Pendiente del talud (%)

$m$  = Exponente influenciado por la interacción entre la longitud y el ángulo de inclinación del talud que puede tomar los siguientes valores: 0,5 para pendientes de 5 % o superiores; 0,4 para pendientes entre 3 y 5 %; 0,3 para pendientes entre 1 y 3 % y 0,2 para pendientes uniformes de menos del 1 %.

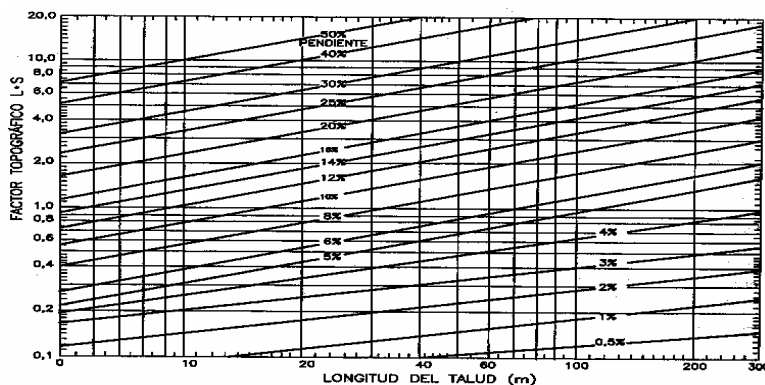
En el caso de las balsas de lixiviados, la pendiente de los taludes suele ser superior a 20 % (1V:5H) y la longitud normalmente es bastante inferior a 350 m. Para los casos en que se cumplan las dos condiciones anteriores, se puede aplicar la siguiente expresión (TRAGSA. 1994).

$$L - S = \left( \frac{\lambda}{22,1} \right)^{0,6} \cdot \left( \frac{s}{9} \right)^{1,4}$$

Otra forma de cálculo está basada en obtener los datos a partir de la tabla siguiente (Israelson. 1980):

RELACIÓN H:V	PENDIENTE (%)	VALORES DE $L-S$ PARA LONGITUDES DE TALUD m (ft)			
		3,0 (10)	9,1 (30)	15,2 (50)	30,5 (100)
5:1	20	1,29	2,23	2,88	4,08
4:1	25	1,86	3,23	4,16	5,89
3:1	33,5	2,98	5,17	6,67	9,43
2,5:1	40	4,00	6,93	8,95	12,65
2:1	50	5,64	9,76	12,60	17,82
1,75:1	57	6,82	11,80	15,24	21,55
1,5:1	66,7	8,44	14,61	18,87	26,68
1,25:1	80	10,55	18,28	23,60	33,38
1:1	100	13,36	23,14	29,87	42,24

Aunque también se calcula el factor  $L-S$  mediante el siguiente nomograma (Wischmeier et al. 1978):



Los valores de  $L-S$  así calculados predicen la erosión promedio que tiene lugar sobre la totalidad del talud, pero, evidentemente la erosión no está distribuida igualmente a lo largo de toda su longitud. Las pérdidas de suelo por unidad de superficie aumentan con la potencia  $m$  de la distancia al extremo superior de la ladera, siendo  $m$  el exponente mencionado anteriormente.

#### V.4 FACTOR DE CULTIVO O DE VEGETACIÓN $C$

El factor de vegetación  $C$  recoge la influencia que la cubierta vegetal y sus residuos producen sobre el suelo, frente a la fuerza erosiva de la lluvia, controlando, tanto la energía con la que llegan las gotas a la superficie del talud, como la velocidad de la escorrentía superficial (Figura V.2). Para terrenos desnudos o con escasa vegetación espontánea el factor  $C$  es igual a la unidad



Figura V.2: Talud de una balsa desnudo o escasamente cubierto de vegetación espontánea.

Para el cálculo de  $C$  existen unas tablas que tienen en cuenta la forma y el tipo de cultivo o vegetación de cobertura y su presencia a lo largo del año. Para el caso de vegetación permanente, los valores de  $C$  suministrados están relacionados únicamente con los porcentajes de copas o partes aéreas de la vegetación, y de la vegetación en contacto con el suelo, pudiendo utilizarse para pastos, baldíos, matorrales y arbustos, los valores que se indican en la tabla siguiente (Wischmeier et al. 1978)

Si se tiene en cuenta que la USLE sólo se refiere a procesos de erosión superficial, es interesante resaltar la mayor protección ofrecida por la vegetación en contacto con el suelo, principalmente de herbáceas, restos vegetales y mulch, que la suministrada por las copas, respecto a las cuales se considera que su efecto es prácticamente nulo cuando su altura supera los 10 m.

CUBIERTA DE COPAS		CUBIERTA EN CONTACTO CON EL SUELO						
Tipo y altura <sup>34</sup>	%cubierta <sup>35</sup>	tipo <sup>36</sup>	Porcentaje de suelo cubierto					
			0	20	40	60	80	>95
No apreciable		G	0,45	0,20	0,10	0,042	0,013	0,003
		W	0,45	0,24	0,15	0,091	0,043	0,011
Herbáceas altas o matorral bajo, con altura media de caída de la gota de lluvia de 0,5 m	25	G	0,36	0,17	0,09	0,038	0,013	0,003
		W	0,36	0,20	0,13	0,083	0,041	0,011
	50	G	0,26	0,13	0,07	0,035	0,012	0,003
		W	0,26	0,16	0,11	0,076	0,039	0,011

<sup>34</sup> La altura de copas se mide como la altura media de caída de las gotas de lluvia desde la parte aérea de la vegetación. El efecto de las copas es inversamente proporcional a dicha altura media de caída de las gotas de lluvia, siendo nulo si es mayor de 10 m

<sup>35</sup> Porción de superficie que quedaría oculta por las copas en una proyección vertical de éstas

<sup>36</sup> (G): cubierta sobre el suelo de césped o similares, restos vegetales en descomposición o humus de espesor mayor o igual a 5. (W): cubierta sobre el suelo de especies herbáceas de hoja ancha, con escasa extensión lateral de su sistema radicular, o residuos vegetales sin descomponer

	75	G	0,17	0,10	0,06	0,032	0,011	0,003
		W	0,17	0,12	0,09	0,068	0,038	0,011
Cubierta apreciable de matorral y arbustos con una altura media de caída de la gota de lluvia de 2 m	25	G	0,40	0,18	0,09	0,040	0,013	0,003
		W	0,40	0,22	0,14	0,087	0,042	0,011
	50	G	0,34	0,16	0,08	0,038	0,012	0,003
		W	0,34	0,19	0,13	0,082	0,041	0,011
	75	G	0,28	0,14	0,08	0,036	0,012	0,003
		W	0,28	0,17	0,12	0,078	0,040	0,011
Árboles, pero sin cubierta apreciable de matorral. Altura media de caída de la gota de lluvia de 4-5 m	25	G	0,42	0,19	0,10	0,041	0,013	0,003
		W	0,42	0,23	0,14	0,089	0,042	0,011
	50	G	0,39	0,18	0,09	0,040	0,013	0,003
		W	0,39	0,21	0,14	0,087	0,042	0,011
	75	G	0,36	0,17	0,09	0,039	0,012	0,003
		W	0,36	0,20	0,13	0,084	0,041	0,011

Tabla V.1: Valores de *C* para pastizales, matorral y arbustos, suponiendo que la vegetación presenta una distribución aleatoria sobre el suelo. Fuente: (Wischmeier et al. 1978)

## V.5 FACTOR DE PRÁCTICAS DE CONSERVACIÓN *P*

Para taludes de poca longitud como taludes de carretera o taludes de balsas, los factores *C* y *P* se suelen sustituir por un factor conjunto llamado “Factor de Control de la Erosión” *C-P* que refleja el estado de la superficie del terreno después de las operaciones de nivelación. La condición o rugosidad de la superficie del terreno puede verse afectada por el paso de la maquinaria y por el rastrillado, escarificado o apisonado, tal y como se muestra en la Tabla V.2:

ESTADO SUPERFICIAL	FACTOR <i>C-P</i>
Suelo desnudo compactado	1,2 – 1,3
Escarificado superficial reciente sobre suelo desnudo	1,0
Suelo desnudo después de una lluvia	0,89
Suelo desnudo suelto	0,8 – 0,9
Rastrillado	0,61
Siembra temporal de menos de 2 meses	0,4
Siembra temporal de más de 2 meses	0,09
Siembra permanente de menos de 1 año	0,05 – 0,4
Siembra permanente de 1 año	0,01
Suelo desnudo con emulsión asfáltica	0,02 – 0,7

Tabla V.2: Valores del factor de control de la erosión *C-P*. Fuente: (Arranz. 1990)

Una vez que se ha calculado *A*: pérdida de suelo (t/ha·año), el grado de erosión actual se puede clasificar de una manera cualitativa [datos obtenidos de la Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana]

CLASE	DEFINICIÓN	MATERIAL EROSIONADO (t/ha·año)
1	MUY BAJA	0 – 7
2	BAJA	7 – 15
3	MODERADA	15 – 40
4	ALTA	40 – 100
5	MUY ALTA	> 100

Tabla V.3: Grado cualitativo de erosión actual. Fuente: Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana

## **Anexo VI:**

# **IMPERMEABILIZACIÓN DE LA Balsa**

Para asegurar la contención de los lixiviados en el interior de la balsa y evitar que éstos puedan filtrarse a través del suelo, se instalan capas impermeables en los taludes interiores de las balsas. Las capas impermeables más utilizadas suelen ser geomembranas sintéticas.

En la construcción de las balsas de lixiviados, la legislación vigente de la mayoría de países y las guías técnicas de distintas organizaciones obligan o recomiendan impermeabilizar la base y las paredes de una forma similar a como se hace en el vaso del vertedero, es decir con una capa de arcilla y una lámina impermeable de manera que se garantice en todo el espesor un coeficiente de permeabilidad  $k \leq 10^{-9}$  m/s (U.S.EPA. 1998)

Mientras que para el vaso del vertedero se precisa un elevado coeficiente de rugosidad en la lámina para prevenir deslizamientos, en las balsas de lixiviados se utiliza normalmente una geomembrana de superficie lisa ya que estas no van a ser cubiertas por ningún tipo de material, además los taludes de estas balsas no suelen tener gran inclinación por lo que el deslizamiento es más difícil si se instalan otras capas (Yack et al. 1996)

Las geomembranas son láminas relativamente delgadas de material flexible de muy baja permeabilidad. Están fabricadas con uno o más polímeros y una serie de componentes adicionales como negro de humo, pigmentos, tejido, plastificantes, agregantes químicos, antidegradantes y biocidas. Los polímeros utilizados para la fabricación de geomembranas incluyen un amplio abanico de plásticos y gomas con diferentes propiedades como la resistencia química y la composición básica (Solera et al. 2001; U.S.EPA. 1983; U.S.EPA. 1998). Los polímeros se pueden clasificar en:

- Termoplásticos: policloruro de vinilo (PVC)
- Termoestables: polietileno de alta densidad (HDPE), polietileno de muy baja densidad (VLDPE) y polietileno de baja densidad linear (LLDPE)
- Elastómeros: cauchos de etileno-propileno (EPDM), caucho de butadieno-estireno (SBR), cauchos de policloropreno (CR), cauchos nitrílicos y butílicos (IIR), polietileno clorosulfonado (CSPE) y polietileno clorado (CPE).

Entre todos los anteriores, los más utilizados son HDPE, PVC, CSPE y CPE. El espesor de estas geomembranas puede variar desde 0,5 mm a 3 mm, aunque se recomienda un espesor mínimo de 1,5 mm (Koerner et al. 1994; Koerner. 1990; Solera et al. 2001; U.S.EPA. 1998; Vaquero. 2004; Yack et al. 1996).

La resistencia química de una geomembrana se ha considerado tradicionalmente como un asunto crítico cuando se van a contener residuos peligrosos ya que la presencia de diferentes compuestos químicos con distintas propiedades, podría llegar a afectar la lámina. Para el caso de residuos urbanos y asimilables y debido a la poca agresividad de sus lixiviados, no es necesaria la prueba de resistencia química. No obstante son necesarias algunas pruebas o tests de tensión, resistencia a la rotura, multiaxial, densidad y temperatura de fusión (Yack et al. 1996). Con estas pruebas se debería asegurar que durante su tiempo de servicio se mantendrán todas las propiedades de la lámina (Koerner. 1990). El montaje e instalación de la lámina se realizará siguiendo las indicaciones del fabricante y una vez finalizado el montaje se verificará la correcta instalación por medio de los tests pertinentes.

Por otra parte, algunos estudios han detectado deficiencias asociadas a los sistemas de impermeabilización sintéticos. El comportamiento de materiales sintéticos como el PVC, EPDM, PP, HPDE u otros, durante largos plazos bajo el efecto de los efectos corrosivos de los lixiviados es bastante incierto (Allen. 2001). Por ejemplo, aunque las geomembranas de HPDE son más resistentes a ataques químicos y biológicos que otras geomembranas (Christensen et al. 1992), tienen cierta propensión al agrietamiento bajo tensiones elevadas o en condiciones de bajas temperaturas (Cossu et al. 1995). Sin embargo las membranas de PVC suelen ser más flexibles pero se degradan fácilmente en contacto con hidrocarburos (Solera et al. 2001)

Entre la geomembrana impermeable y la capa de arcilla compactada, es muy conveniente poner una capa de geotextil, esto es una capa de tejido constituido por fibras poliméricas sintéticas a la que se le añaden diferentes tipos de aditivos (Leiro. 2001), que tiene como finalidad proteger la lámina

frente a las posibles irregularidades de la capa de arcilla o punzamientos provocados por elementos no eliminados. Este sistema de impermeabilización se conoce como “sistema de capa sencillo”.

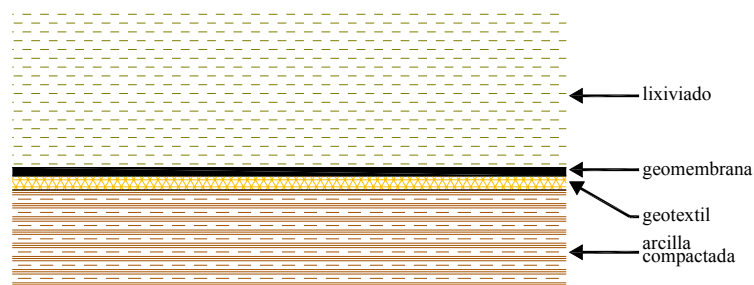


Figura VI.1: Sistema de capa sencillo para la impermeabilización de una balsa de lixiviados, tanto en la base como en los taludes laterales.

Otro tipo de impermeabilización es el sistema basado en la detección de las posibles fugas de lixiviados. Con este sistema si existiera una rotura en la lámina impermeable ya sea por defecto de la soldadura, acto vandálico, punzonamiento, envejecimiento del material u otras causas, y se produjera una fuga de lixiviado, el líquido sería conducido por un sistema de drenaje hasta un pozo de registro, gracias al cual se podría detectar la fuga y actuar con celeridad antes de que se produjera una catástrofe. Este sistema no suele estar contemplado en la legislación para este tipo de balsas y sólo se ha podido encontrar en la normativa de la Generalitat de Catalunya para las balsas de lixiviados “*Decret 1/1997, de 7 de gener de 1997, sobre la disposició del rebuig en dipòsits controlats. Art. 1-5 Bassa d'emmagatzament dels lixivats*”. En este decreto se obliga a que, sobre la capa de arcilla compactada, se extenderá una capa de material de alta permeabilidad de 20 cm de grosor dentro del cual irá instalado un sistema de tuberías perforadas que, a su vez conducirá el líquido hasta un pozo de registro. Encima de la capa drenante se instalará la lámina impermeable. Este sistema es conocido como “sistema de capa compuesto” y es muy utilizado para la detección de fugas de lixiviados en vertederos o en balsas de almacenamiento de agua.

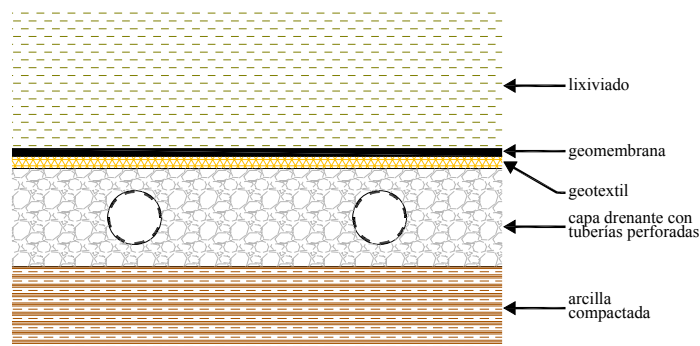


Figura VI.2: Sistema de capa compuesto para la impermeabilización de una balsa de lixiviados, tanto en la base como en los taludes laterales.

A parte de estos sistemas rápidos de detección de fugas, la normativa europea y la de la mayoría de países, obligan a instalar una serie de pozos de registro aguas arriba y aguas abajo del vertedero. El número de pozos y la disposición de éstos dependen de la geología y la hidrogeología de la zona. Por medio de estos pozos también se podría conocer la existencia de posibles escapes en la balsa de lixiviados.

Los sistemas descritos de detección de fugas por capa drenante permiten conocer la existencia de un escape y la magnitud o volumen de lixiviados, pero no indican la procedencia de este lixiviado.

Además de los métodos de monitorización obligados por la normativa, se están aplicando en algunos vertederos sistemas sensores de detección de fugas. Estos sensores permiten la detección temprana sin tener que recurrir a análisis de laboratorio y, a menudo localizan la zona de escape (Hix. 1998). Diferentes tipos de sensores proporcionan esos beneficios. Algunos trabajan por métodos eléctricos midiendo la resistividad o constante dieléctrica del suelo. Otros trabajan con métodos



químicos analizando el vapor del suelo o reaccionando directamente con el lixiviado, estos dependen generalmente de la composición del lixiviado. Incluso existen otros que siguen el rastro del lixiviado hasta localizar el escape. El uso de estas modernas tecnologías no está muy extendido, debido fundamentalmente a su alto coste. Por otra parte la mayoría de estos sensores deben ser instalados durante la construcción de la balsa o vertedero y, por lo tanto, no son aplicables a los vertederos existentes (Hix. 1998; Yenigüil et al. 2005).

**Anexo VII:**  
**CÁLCULO DEL VOLUMEN DE**  
**LIXIVIADOS**

## VII.1 INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas subterráneas debida al emplazamiento de vertederos y depósitos enterrados presenta tres facetas a la hora de abordar su estudio desde el punto de vista de la investigación (Herráez. 1998):

- Estudio previo a la ubicación del vertedero, que requiere una caracterización de la zona para la elección del emplazamiento.
- Estudio del estado en que se encuentran las aguas subterráneas durante el periodo operacional del vertedero.
- Estudio del seguimiento y control de la posible afección al entorno una vez se ha clausurado la instalación.

Uno de los asuntos más importantes relacionados con el emplazamiento, planeamiento, diseño, operación y gestión a largo plazo de un vertedero de residuos sólidos urbanos es el manejo de los lixiviados. Se conoce como lixiviado el fluido percolado de vertederos, que ha sido generado a partir de líquidos presentes en los residuos y de agua de escorrentía exterior infiltrada (Johannessen. 1999). La cantidad y calidad de los lixiviados depende de varios factores, siendo los más importantes la cantidad de residuos vertidos y sus características, las condiciones climáticas, las dimensiones de la celda y la forma de depósito, las técnicas de operación realizadas en el vertedero y la capa de cobertura final aplicada.

Los lixiviados de los vertederos de residuos sólidos urbanos contienen ciertos contaminantes a niveles de concentración que pueden generar impacto medioambiental a las aguas subterráneas y superficiales y pueden, por lo tanto representar una amenaza para la salud pública. De hecho los lixiviados procedentes de vertederos activos y clausurados pueden suponer la principal fuente de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales (Ding et al. 2001; Flyhammar. 1997; Hancock et al. 1995; Isidori et al. 2003). La migración de los lixiviados del vertedero al medioambiente puede ocurrir de varias maneras; por un flujo incontrolado, por escorrentía superficial, por subsidencia o por infiltración, de este modo una de las prácticas utilizadas para evitar riesgos es el bombeo y la descarga de estos lixiviados en plantas de tratamiento de aguas residuales (Isidori et al. 2003). Dentro de las opciones disponibles para prevenir su generación existen desde la prevención en la generación de líquidos hasta diversos tratamientos sofisticados de depuración o controles estrictos en la emisión de estos lixiviados al medioambiente.

Normalmente, la mayor fuente de líquido que contribuye a la generación de lixiviados es la precipitación. Durante un fenómeno de precipitación, parte del agua es evacuada de la superficie por escorrentía y parte es evaporada. La fracción restante se infiltra en la superficie del terreno y penetra en el suelo. Una parte del líquido infiltrado es retenido por el mismo suelo y/o es transpirado por las plantas, la otra parte percola a través de los residuos enterrados. Cuando el agua entra en contacto con los residuos sólidos, se contamina y termina constituyendo un lixiviado (Wells et al. 1987c). La infiltración del agua de lluvia a través de la masa de residuos conlleva un proceso de lixiviación tras el cual estas corrientes líquidas presentan altas concentraciones de materia orgánica, elementos nutrientes, sales minerales y metales pesados. La presencia de estas sustancias debe ser adecuadamente controlada mediante la adopción de un proceso de tratamiento físico-químico y/o biológico antes de su vertido al entorno (Omil. 1998).

Uno de los aspectos más importantes en la formación de lixiviados es la interacción entre las aguas superficiales y el sistema de cobertura. El sistema de cobertura, así pues supone el parámetro principal de diseño a la hora de limitar la cantidad de agua infiltrada (Swarbrick et al. 1997)

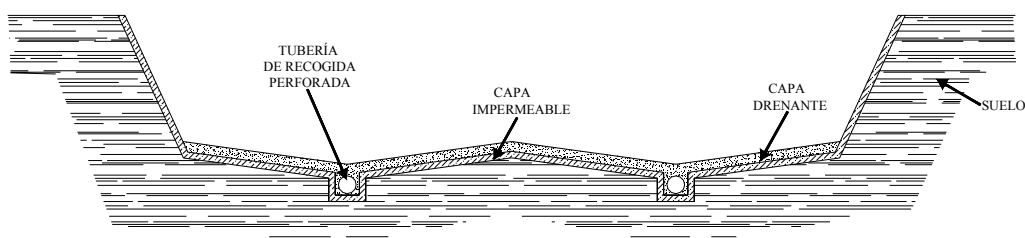


Figura VII.1: Esquema de un sistema colector de lixiviados y de impermeabilización de la base de un vertedero, no a escala.

Los vertederos de residuos sólidos urbanos se deberían diseñar asegurando que se va a producir un mínimo impacto sobre las aguas subterráneas, a corto y a largo plazo, más allá de los límites de la instalación (MOEE. 1994). Para minimizar la probabilidad de contaminación, en la base de los vertederos, se instala un sistema de capas consistente en un sistema colector de lixiviados sobre una capa compuesta natural y/o artificial de baja conductividad hidráulica. El principal papel del sistema colector de lixiviados es minimizar el gradiente hidráulico a través de las capas impermeabilizantes, lo cual se intenta conseguir evacuando el lixiviado de la masa de residuos (Murray et al. 1996; Rowe et al. 1995b)

Los sistemas de drenaje generalmente consisten en una serie de tuberías perforadas dentro de una capa de material granular situada debajo de los residuos. Sin embargo, la efectividad del sistema colector de lixiviados puede disminuir por la acumulación de sólidos orgánicos e inorgánicos en los poros de la capa drenante y en las perforaciones de las tuberías (Brune et al. 1991a; Brune et al. 1991b; Fleming et al. 1999; Rowe et al. 1995a). Esta obturación puede impedir la evacuación de líquidos por el sistema colector y por lo tanto, provocar la acumulación de lixiviados y el consecuente peligro de filtración y de contaminación de acuíferos (Bennett et al. 2000).

## VII.2 CÁLCULO DEL VOLUMEN DE LIXIVIADOS

Para estimar el volumen de lixiviados generados por un vertedero existen multitud de estudios, análisis, artículos y métodos de cálculo del balance de agua en un vertedero. La mayor parte de estos métodos son inciertos y pueden dar lugar a grandes errores ya que asumen que los residuos están a la capacidad de campo y que por lo tanto, cualquier flujo entrante de agua es un flujo saliente de lixiviado (Bendz et al. 1997; Gee. 1983; Lu et al. 1981).

La determinación del caudal de las corrientes de lixiviado producidas en un vertedero controlado se ha de realizar mediante un balance que tenga en cuenta todas las corrientes de agua existentes. Los principales elementos necesarios para este balance son la determinación del aporte exterior de agua (fracción de agua de lluvia infiltrada), el agua presente en el material de cobertura, el agua presente en los residuos sólidos, el agua consumida en la generación de biogás y el agua arrastrada por la corriente de gas. Así mismo es necesario conocer la capacidad de campo (CC) correspondiente a los residuos, es decir, la cantidad de agua que puede retener una masa de residuos determinada y que se suele expresar en función del peso soportado por una capa de residuos determinada (Omil. 1998).

El diseño del drenaje alrededor y dentro del vertedero debe ser evaluado cuidadosamente para controlar, de forma efectiva, el movimiento de agua, sobre todo en los vertederos ubicados en áreas donde el agua procedente de superficies exteriores puede entrar. Cuando un vertedero está construido en un llano, la entrada de agua de escorrentía exterior es mínima, sin embargo en los vertederos localizados en cabeceras de barrancos, laderas o valles, la topografía del terreno favorece la entrada de agua, por lo cual se deben extremar las medidas para impedirlo (O'Leary et al. 2002b)

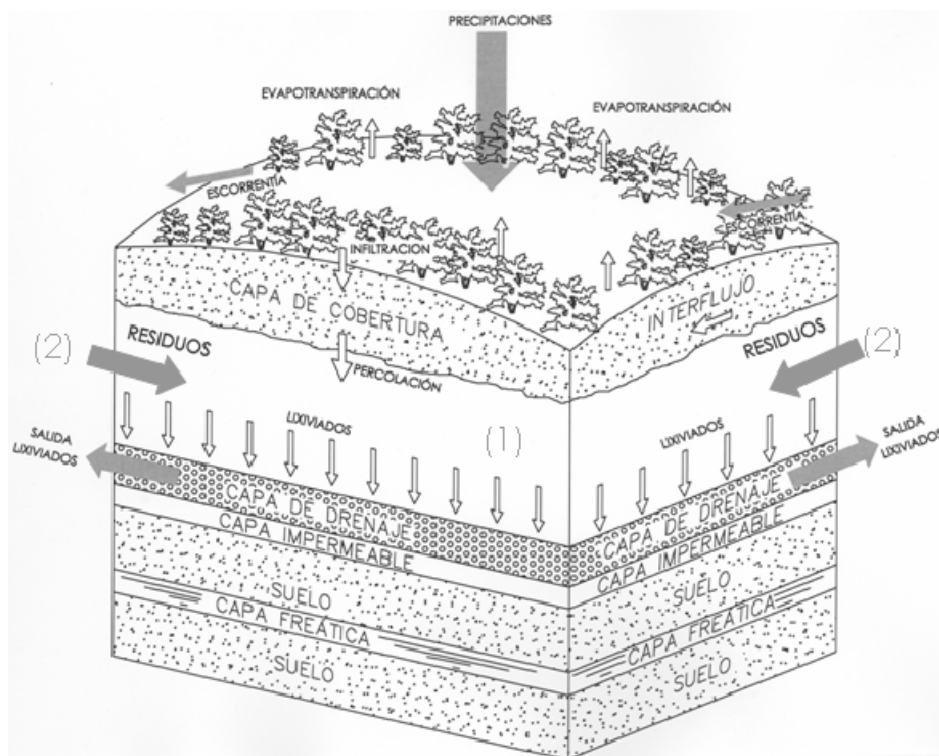


Figura VII.2: Elementos del balance de líquidos en un vertedero. (1) líquido procedente de la descomposición de los residuos putrescibles, (2) entradas exteriores de agua.

Tal y como podemos observar en la Figura VII.2, el lixiviado puede ser generado a partir de las entradas de agua procedente de las siguientes fuentes (Wells et al. 1987d):

- Aguas de escorrentía superficiales exteriores
- Flujo de aguas subterráneas que penetren en la masa de residuos
- Agua originada en la descomposición de los residuos
- Agua infiltrada a través de la capa de cobertura procedente de precipitaciones

El agua de escorrentía exterior se puede minimizar construyendo canales a lo largo del perímetro del vertedero que desvíen los flujos externos de agua, la entrada de aguas subterráneas se puede evitar ubicando el vertedero en una zona con capa freática profunda o instalando un correcto sistema de impermeabilización, el agua infiltrada se reduce con una adecuada cobertura y el agua generada por la descomposición de los residuos se puede disminuir controlando el depósito de residuos fermentables, no obstante esta última fuente es la que menor volumen de líquido aporta.

En la literatura científica han sido publicados varios modelos para estimar el balance de agua a partir de los componentes hídricos del vertedero. Algunos ejemplos son el WBM (Fenn et al. 1975), HSSWDS (Perrier et al. 1981), FILL (Flow Investigation for Landfill Leachate (Khanbilvardi et al. 1995)), LSM (Meeks et al. 1989), el modelo MODUELO 1 y 2 (Lobo. 2003; Lobo et al. 2004; Lobo et al. 2006) y el más conocido modelo HELP, Hydrological Evaluation of Landfill Performance (Schroeder et al. 1994b). Estos métodos comparten una aproximación común en la estimación del balance hídrico, considerando un vertedero como un sistema espacial y calculando el volumen generado de lixiviado a partir de una ecuación de continuidad. Sin embargo para calibrar y validar esos modelos aparecen ciertas limitaciones en los datos y particularmente para probar su idoneidad en ciertos climas (Yuen et al. 2001). Otros modelos matemáticos disponibles para predecir la generación de lixiviados pueden ser desde simples ábacos a fórmulas o complicados modelos de programas informáticos. Entre ellos encontramos el modelo del balance hídrico de la EPA (*Environmental Protection Agency*), el modelo del balance hídrico de la EPA modificado (1975), el modelo pluviométrico de simulación u otros modelos aplicables a los vertederos de residuos sólidos urbanos (Wells et al. 1987b)

En otros estudios se ha medido la descarga de vertederos (Barber et al. 1984; Blight et al. 1992; Christensson et al. 1992; Ehrig. 1989; Ham et al. 1982; Meijer. 1979), la cual depende, aparte de las precipitaciones y de su distribución en el tiempo, principalmente de las pérdidas por evaporación y de la infiltración de agua en la capa de cobertura. La descarga varía durante el año. Durante los periodos de alta precipitación, una gran cantidad de agua puede percolar en los residuos depositados debajo de la cobertura. Cuando hay poca o ninguna pérdida por evaporación, la descarga aumenta (Blight et al. 1992; Farquhar. 1989; Nyhan et al. 1990). Para vertederos nuevos, las fluctuaciones de las descargas estacionales parecen ser mayores y la respuesta a precipitaciones intensas son fácilmente detectables (Ehrig. 1989). Sin embargo, la descarga en vertederos clausurados recientemente es pequeña. Ehrig observó picos diarios de 1 mm/día en vertederos cerrados hacía menos de un año y había periodos en los que la descarga casi cesaba. El volumen anual de drenaje era alrededor de 200 mm. El hecho es que el agua se drena de un vertedero antes de que se alcance su capacidad de campo, y que la descarga fluctúe y a veces cese, indica que la percolación a través del vertedero, en menor o mayor grado, tiene vías preferentes favorecidas por los macroporos. (Bengtsson et al. 1994)

Si el contenido en humedad del suelo se encuentra por debajo de la capacidad de campo, el volumen anual de un vertedero se reduce comparado con el volumen de agua percolada. Después de algún tiempo, al cabo de varios años, el volumen de drenaje anual corresponde, siempre que no haya pérdida por escorrentía, a la precipitación menos la evaporación (Bengtsson et al. 1994). La descarga en vertederos antiguos es bastante constante al cabo de algunos años (Blakey. 1982; Ehrig. 1989), lo cual implica que sólo una mínima parte del drenaje de líquidos es debido al paso a través de macroporos. El volumen anual de líquidos drenados producidos en vertederos antiguos es mayor que en vertederos nuevos por lo que se puede deducir que hay un almacenamiento de humedad y de líquidos en la masa de residuos. Sin embargo en algunos vertederos el agua todavía se está acumulando después de 10 ó 20 años (Bengtsson et al. 1994). De todo lo dicho, y a partir de la síntesis de la bibliografía consultada, se puede sintetizar asegurando que el agua procedente de las precipitaciones se está acumulando continuamente en los residuos durante muchos años, de este modo la producción de lixiviados en vertederos nuevos es menor. En estos vertederos nuevos existen macroporos originados por una falta de compactación o de asentamiento que permiten el paso de los líquidos formando vías preferentes de flujo. Por el contrario la percolación de líquidos a través de los vertederos antiguos, con residuos saturados o cerca de la capacidad de campo, se asemeja al flujo a través de una matriz y la descarga, por tanto no sufre fluctuaciones significativas aunque el almacenamiento de agua muestre una alta dependencia estacional (Bendz et al. 1997).

La estimación de la cantidad de lixiviado generado se realiza a través de la consideración de varios procesos hidrológicos de transferencia de agua procedente de las precipitaciones en la superficie de suelo. Estos procesos incluyen los siguientes (Wells et al. 1987e)

- Evapotranspiración
- Intercepción
- Almacenamiento en superficie
- Escorrentía
- Flujo por vías preferentes
- Infiltración
- Interflujo
- Percolación

Los resultados de estos modelos están sujetos a grandes incertidumbres, incluso pueden haber errores en el mismo modelo ya que se pueden omitir procesos importantes que impidan la linealidad de las funciones matemáticas. Los errores también pueden producirse en la medición de los datos que se van a aplicar en el modelo. Algunos modelos utilizan promedios mensuales de datos climatológicos por lo que pueden proporcionar datos promedio de generación mensual (Método de la EPA, 1975). Modelos más sofisticados pueden usar información climatológica diaria y proporcionar, no sólo valores promedio, si no también estimar los picos de flujo diarios (modelo HELP).

Muchos modelos de generación de lixiviados utilizan un balance hídrico aproximado. Tal y como se ilustra en la Figura VII.3, el balance hídrico computa la diferencia entre precipitación (P)

y escorrentía (RO), evapotranspiración (ET) y cambio en la humedad del suelo (DS). Por medio de esta diferencia calculamos la percolación (PERC), la cual representará el volumen de lixiviado.

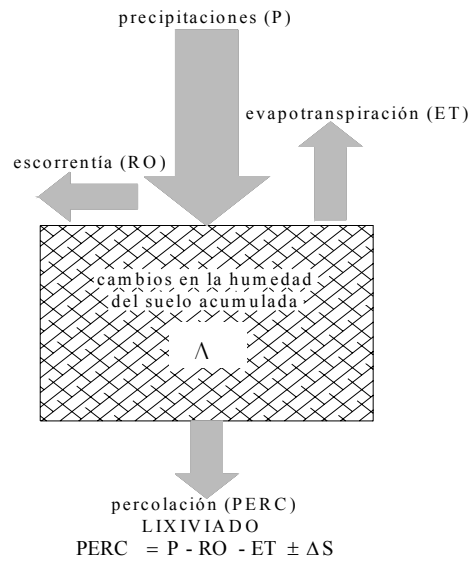


Figura VII.3: Representación gráfica de entradas – salidas de líquidos en un vertedero.

El modelo HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) realciona en método del balance hídrico con el flujo unidimensional de Darcy.

- **Infiltración (I):** El balance hídrico es utilizado para estimar la cantidad de agua que se puede infiltrar y se representa por medio de la siguiente ecuación:

$$I = P - ET - RO$$

Este volumen es añadido uniformemente al contenido de humedad inicial resultando el volumen total de agua en la masa de residuos

- **Percolación (PERC):** El agua se mueve a través de la masa de residuos según la Ley de Darcy para condiciones no saturadas. Se asume que la masa de residuos se comporta como un medio poroso y homogéneo. Se debe conocer la relación existente entre la presión intersticial y el contenido de agua (Freeze et al. 1979). El grado de percolación es una función del contenido de agua, de forma que con altas humedades resultan movimientos rápidos del líquido a través de la capa de residuos. La descarga específica (q) resultante es función de la conductividad hidráulica saturada ( $K_s$ ) [L/T] y de la saturación efectiva ( $S_e$ ), según las siguientes ecuaciones:

$$q = K_s \cdot \left( \frac{\theta - \theta_r}{n - \theta_r} \right)^{3 + \frac{2}{\lambda}} \cdot \frac{dh}{dl} \quad [L/T]$$

$\theta$  : contenido de agua; humedad [ $L^3/L^3$ ]

$\theta_r$  : humedad residual [ $L^3/L^3$ ]

$n$  : porosidad [ $L^3/L^3$ ]

$\lambda$  : índice del tamaño de poro [-]

$K_s$ ,  $\theta$ ,  $n$  y  $\lambda$  se consideran constantes a través del medio. La ecuación anterior se puede simplificar tomando el gradiente hidráulico como la unidad para un flujo fijo (Schroeder et al. 1994a).

- **Descarga:** Cuando la humedad contenida en la masa de residuos es mayor que la existente en las capas inferiores o mayor que la capacidad de campo ocurrirá el drenaje vertical de la capa de residuos (Schroeder et al. 1994a). El modelo HELP define la capacidad de campo como la humedad contenida en un medio, por debajo de la cual el medio deja de drenar, por lo tanto el modelo nos dice que habrá drenaje de lixiviados cuando el contenido de agua supere la capacidad de campo. Esto implica que el drenaje de un medio con baja capacidad de campo ocurrirá antes que si el medio tiene una capacidad de campo mayor (Uguccioni et al. 1997).

El modelo PERFLO (Workman et al. 1990) fue seleccionado para evaluar un modelo de dos dominios: uno constituido por los parámetros correspondientes a las vías preferentes, sus diámetros, áreas y espacio entre ellos (flujo laminar o turbulento en los macroporos) y los parámetros correspondientes al flujo que cumple la Ley de Darcy a través de una matriz. Por consiguiente el modelo PERFLO representa con mayor precisión el movimiento del agua a través de los residuos sólidos (Uguccioni et al. 1997).

- **Infiltración (I):** La infiltración está conducida o a través de la matriz o a través de macroporos dependiendo de la conductividad hidráulica saturada de la matriz. Si el ratio de precipitación es menor que la conductividad hidráulica saturada, el agua pasará a través de la matriz. Sin embargo si el mayor, el agua se acumulará y la infiltración tendrá lugar a través de los macroporos y de la matriz.

$$I = P - ET - RO - S$$

S: acumulación de agua en superficie

- **Percolación (PERC):** El flujo a través de la matriz de residuos se calcula en función de la Ecuación de Richards:

$$\partial \theta \cdot t = \nabla(K(\Psi)\nabla(h)) - R(h, z, t) + PF(h, z, t) - BC(h, z, t)$$

$\theta$ : contenido de agua; humedad [ $L^3/L^3$ ]

$K(\Psi)$ : conductividad hidráulica no saturada, función de la presión [ $L/T$ ]

$t$ : tiempo [T]

$h$ : presión hidráulica [L]

$z$ : longitud de los canales [L]

$R$ : coeficiente de extracción de agua por raíces [-]

$PF$ : coeficiente de extracción de humedad por vías preferentes [-]

$BC$ : coeficiente de salida por los límites de la parcela [-]

- **Descarga:** el drenaje de salida de la matriz ocurre sólo cuando la capa del fondo alcanza una presión capilar de cero.

En climas áridos, con una gran evapotranspiración y pocas precipitaciones, no suelen producirse cantidades significativas de lixiviados; en zonas semiáridas el lixiviado puede generarse irregularmente o sólo en determinadas épocas del año. En climas húmedos los vertederos suelen producir cantidades importantes de lixiviados a lo largo de todo el año (Johannessen. 1999).

Los modelos de cálculo más sencillos obtienen caudales suficientemente conservadores como para dimensionar el sistema de forma adecuada, pero normalmente los componentes utilizados se sobredimensionan debido a las características de obstrucciones y mantenimiento. Si se desea obtener un diseño más preciso, se usarán modelos más complejos basados en estimaciones reales (Vaquero. 2004).

### VII.3 RECOGIDA Y EVACUACIÓN DE LIXIVIADOS

El modelo más simple para estimar el caudal en un sistema de recogida de lixiviado se basa en suponer que el revestimiento no presenta inclinación entre las tuberías, tal y como se representa en la Figura VII.4.

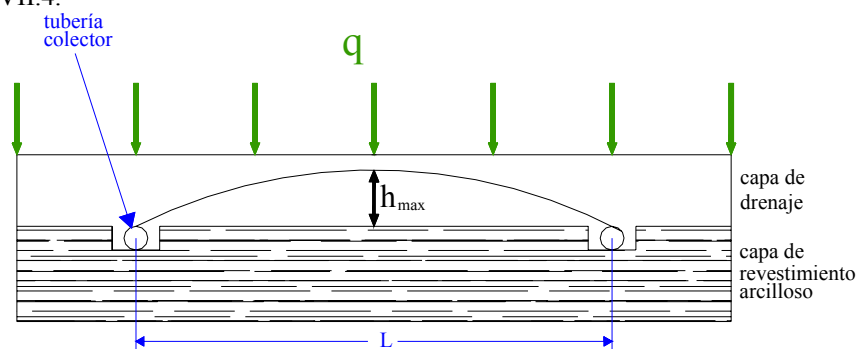


Figura VII.4: Sistema de recogida con revestimiento horizontal. Fuente: (Demetracopoulos et al. 1984b)



Se trabaja con la hipótesis de una capa de drenaje plana de espesor (h), con una separación entre tuberías de recogida (L) y un caudal (q) constante. Si la mitad del lixiviado total fluye a cada tubería, obtenemos que, para cada tubería se obtiene un caudal (Q).

$$Q = q \cdot \frac{L}{2}$$

Aplicando la Ley de Darcy, el caudal es proporcional a la conductividad hidráulica de la capa de drenaje (k).

$$Q = k \cdot \frac{h_{\max}}{0,5 \cdot L} \cdot h_{\max} = k \cdot \frac{2 \cdot h_{\max}^2}{L}$$

Igualando las dos ecuaciones podemos obtener la separación adecuada entre tuberías colectoras de lixiviados (L) (Harr. 1962)

$$L = 2 \cdot h_{\max} \cdot \sqrt{\frac{k}{q}}$$

Donde:

L: espacio entre tuberías de drenaje [L]

$h_{\max}$  : altura máxima de la capa de drenaje [L]

k: conductividad hidráulica [ $L^3/T$ ]

q: ratio de percolación hacia el fondo del vertedero [ $L^3/TL^2$ ]

Hay que tener en cuenta que la altura máxima del lixiviado sobre el revestimiento ( $h_{\max}$ ) debe estar alrededor de 30 cm.

De forma general, la base del revestimiento está inclinada para favorecer que el lixiviado se dirija a las tuberías de recogida y a los sumideros, tal y como se representa en la Figura VII.5.

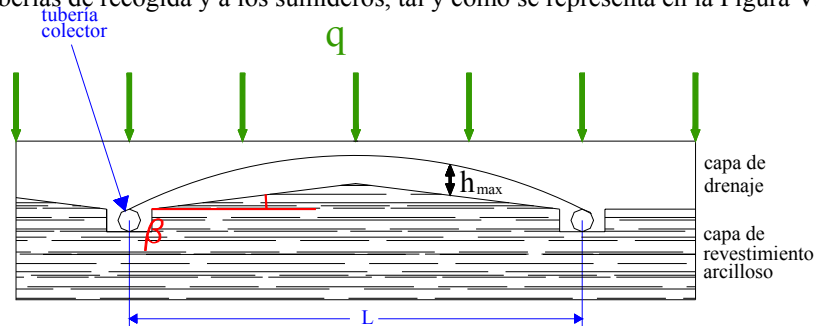


Figura VII.5: Sistema de recogida con revestimiento inclinado. Fuente (Demetracopoulos et al. 1984a)

Realizando las mismas hipótesis que en el caso anterior se obtiene la siguiente fórmula:

$$L = \frac{2 \cdot h_{\max}}{\sqrt{c} \cdot \left[ \left( \tan^2 \frac{\beta}{c} \right) + 1 - \left( \tan \frac{\beta}{c} \right) \cdot \sqrt{\tan^2 \beta + c} \right]}$$

Siendo:

$c = q/k$

b= ángulo de inclinación del revestimiento

En muchos casos se puede usar una georred o un geocompuesto drenante en sustitución del material granular. En estos materiales no se puede hablar de permeabilidad, sino de transmisividad:

$$q = k \cdot i \cdot A \qquad q = k \cdot i \cdot (w \cdot t)$$

$$k \cdot t = \theta = \frac{q}{i \cdot w} \qquad k = \frac{\theta}{t}$$

Siendo:

- q: flujo
- k: conductividad hidráulica
- i: gradiente hidráulico
- A: área perpendicular al flujo
- w: anchura del flujo
- t: espesor del material geosintético
- $\theta$  : transmisividad del geosintético

Las exigencias técnicas que debe cumplir el sistema de recogida de lixiviados son las siguientes (Vaquero. 2004):

- El nivel de los lixiviados no puede llegar a tocar los residuos (exigencia hidrológica)
- El sistema debe resistir a largo plazo los fallos debidos a deformaciones mecánicas, agresividad química y obstrucciones por sustancias incorporadas en los líquidos (exigencia de fiabilidad).
- El mantenimiento del sistema debe ser fiable y controlable (exigencia de mantenimiento).

Si un vertedero está equipado con un sistema de contención, la carga hidráulica de lixiviado en la capa impermeable se debe controlar por un sistema colector en la base de la zona de depósito. Estos sistemas sirven para recoger los líquidos percolados y para minimizar las filtraciones a través del sistema de impermeabilización de fondo (Fleming et al. 1999). Los sistemas de recogida de lixiviados generalmente consisten en (Johannessen. 1999; Koerner et al. 1994; Murray et al. 1996; Wells et al. 1987a):

- Capa impermeable o de mínima permeabilidad situada como base del vertedero y sobre la que se instalan los canales de recogida. Puede estar constituida por material natural y/o sintético.
- Capa de drenaje: de un espesor aproximado de 30 cm y consistente en material granular muy permeable (arena, gravilla, georred o geocompuesto) Sirve también como protección de la capa impermeable.
- Elementos de drenaje: tuberías perforadas situadas en el interior del seno de material granular con diámetros variables. En algunos casos se instalan filtros, geotextiles o arena, para proteger los sistemas de drenaje, aunque no siempre es positivo debido a las obturaciones
- Punto de recogida: es el punto mas bajo situado en la base del vertedero al cual se dirigirá por gravedad el lixiviado recogido por las tuberías. Por este punto pasa el lixiviado antes de ser acumulado en los depósitos o balsas (Figura VII.6).

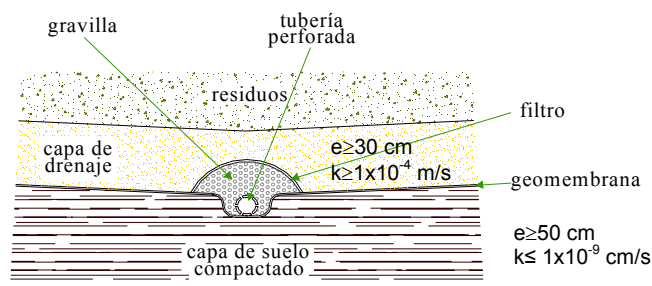


Figura VII.6: Esquema típico de una sección en un sistema de recogida de lixiviados

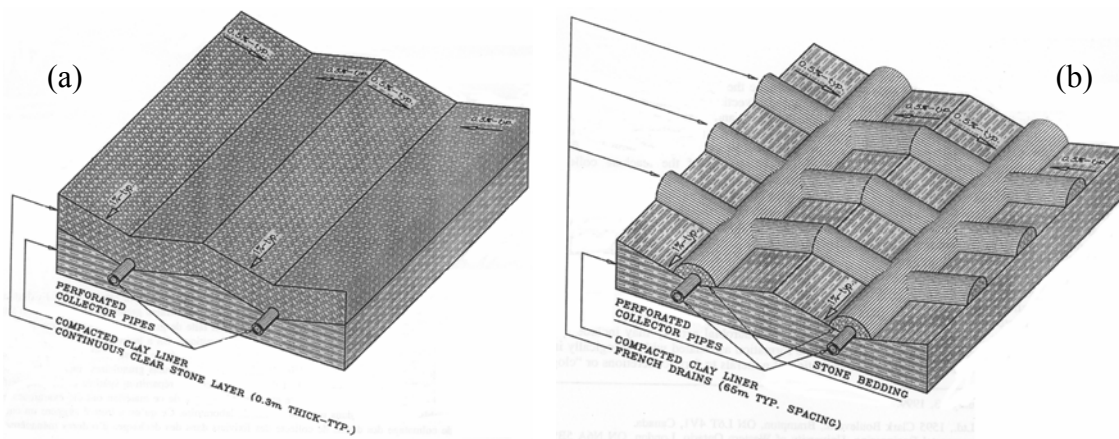


Figura VII.7: Esquema del drenaje de un sistema colector de lixiviados: (a) capa continua de drenaje, (b) drenaje francés y tuberías perforadas sobre capa de gravilla (sin escala). Fuente: (Fleming et al. 1999)

A parte de lo anterior, se debe tener la seguridad de que todo este sistema de recogida y evacuación de lixiviados va a permanecer en el tiempo durante muchos años después de la clausura del vertedero (Fleming et al. 2004) ya que los geotextiles, el material granular de drenaje y las perforaciones de las tuberías se pueden obturar por el paso de partículas groseras o lodos y por la acción de la actividad microbiana. Estas obturaciones disminuyen la vida útil de los sistemas de drenaje (Brune et al. 1991a). El diámetro mas utilizado en las tuberías perforadas para recogida de lixiviados es 100 mm. Para evitar movimientos la cara exterior suele estar corrugada.

**Anexo VIII:**  
**ANÁLISIS DE LA INUNDACIÓN POR**  
**ROTURA DEL DIQUE**

## VIII.1 INTRODUCCIÓN

Las características del flujo procedente de una rotura o fallo en el talud del dique dependen de diversos factores:

- Características físicas del embalse: Volumen y tipo de rotura
- Magnitud de la descarga máxima: Dimensiones de la brecha, la forma y el tiempo que tarda la brecha en desarrollarse, la profundidad, el volumen de líquido almacenado en la balsa y el flujo de entrada de líquido en el momento de la rotura
- Tiempo que la brecha tarda en desarrollarse
- Geometría de la balsa: Forma e inclinación del dique, materiales de construcción, profundidad-altura, anchura de la coronación y agente que origina el fallo.

Aproximadamente el 50 % de los fallos ocurren durante los primeros 5 años de vida de la balsa y el 19 % ocurren en el primer llenado (Middlebrooks. 1948). El origen del fallo puede ser de cuatro tipos (Dam Safety Engineering Program. 1994; Dam Safety Engineering Program. 1999; Dam Safety Office. 1992; Fell et al. 2003; Ohio Department of Natural Resources.Division of Water. 1994; U.S.Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985):

1. Rotura del dique por rebosamiento: el nivel de líquido excede de la cota máxima de coronación (*overtopping*). La rotura es el resultado de la acción erosiva de un flujo incontrolado de líquido sobre el dique. Las balsas de tierra no están diseñadas para ser rebosadas y por lo tanto son particularmente sensibles a la erosión. Una vez que se ha iniciado la formación de la brecha es casi imposible de detener.
2. Rotura del dique producida por filtraciones, erosión interna, tubificación o cargas sísmicas. El nivel del embalse suele ser el normal (*pipng*). Una filtración de líquido incontrolada, puede erosionar progresivamente el dique y/o su terreno subyacente, provocando una rápida formación de la brecha y la consiguiente rotura del talud. La erosión se inicia en el talud exterior desarrollando un tubo que cruza todo el dique. Si la tubificación está muy desarrollada es casi imposible de parar y será la causa de la rotura del dique.
3. Fallos estructurales: grietas, asentamientos y pequeños deslizamientos son los signos más comunes de fallo estructural en el dique. Si estos signos son muy visibles requerirán medidas de emergencia para asegurar la seguridad de la balsa.
4. Combinación de los anteriores. Los tres tipos de fallo pueden correlacionarse de forma compleja, por ejemplo filtraciones incontroladas pueden debilitar el terreno y provocar un fallo estructural, el cual puede acortar la longitud de una vía preferente y favorecer la rotura por tubificación. Así mismo, la erosión superficial puede provocar un fallo estructural

En un estudio realizado en balsas de tierra se resolvió que el 25 % de las roturas fueron debidas a erosión interna del dique y/o de la cimentación, el 13 % fueron originadas por fugas en los conductos, el 15 % se produjeron por inestabilidad del dique y consiguiente deslizamiento, el 5 % se causó por daños en la membrana impermeable aguas arriba del talud y otro 12 % tuvo como origen la combinación de varios de los anteriores. La rotura del resto tuvo un origen desconocido (Dam Safety Office. 1992).

## VIII.2 CARACTERIZACIÓN DE LA BRECHA

### VIII.2.1 Estimación de las dimensiones de la brecha

Antes de la década de los 80s, se habían realizado muy pocos trabajos analíticos que recogieran la mecánica de la rotura o fallo del dique. En los 80s, las estimaciones de las dimensiones de la brecha estaban basadas únicamente en valores obtenidos a partir de fallos observados. Las directrices del *U.S. Army Corps of Engineers* (COE) y de Fread, D.L. con el *Nacional Weather Service* (NWS) establecen recomendaciones para predecir los parámetros de la brecha en balsas de tierra (Fread. 1981):

- Longitud de la brecha: de 0,5 a 0,3 veces la altura del embalse

- Pendiente de la brecha: según el material del dique, aunque oscila desde ser vertical a una pendiente de 1H:1V
- Tiempo de rotura: según COE de 0,5 a 4 horas; según NWS de 0,1 a 2 horas

Se reconoció la relación existente entre las grandes dimensiones de la brecha formada con balsas mal construidas, balsas construidas con materiales fácilmente erosionables y balsas con grandes volúmenes almacenados. Los fallos más rápidos se asociaron con materiales fácilmente erosionables.

A mediados de la década de los 80s MacDonald y Langridge-Monopolis y Froelich, descubrieron las características de la brecha en balsas de tierra facilitando la estimación de los parámetros de la brecha. (Froelich. 1987; MacDonald et al. 1984). Estos autores describieron la relación existente entre el volumen de material erosionado en la brecha y el factor de formación de la brecha (BFF).

$$BFF = V_w \cdot (H)$$

Donde  $V_w$  representa el volumen de líquido almacenado en la balsa<sup>37</sup> (acre-ft) y  $H$  es la altura de líquido sobre la base de la brecha. La interpretación de los datos de MacDonald y Langridge-Monopolis sugiere que la estimación del volumen de material erosionado en las balsas de tierra compactada con materiales poco o muy cohesivos puede obtenerse de la expresión:

$$V_m = 3,75 \cdot (BFF)^{0,77} \text{ (materiales poco cohesivos)}$$

$$V_m = 2,50 \cdot (BFF)^{0,77} \text{ (materiales muy cohesivos)}$$

Donde  $V_m$  representa el volumen de material erosionado en la brecha<sup>38</sup> (yds<sup>3</sup>).

Las ecuaciones anteriores están representadas en el gráfico siguiente, en el cual hay que tener presente una gran dispersión en los valores que implican ciertas incertidumbres en la estimación de los parámetros:

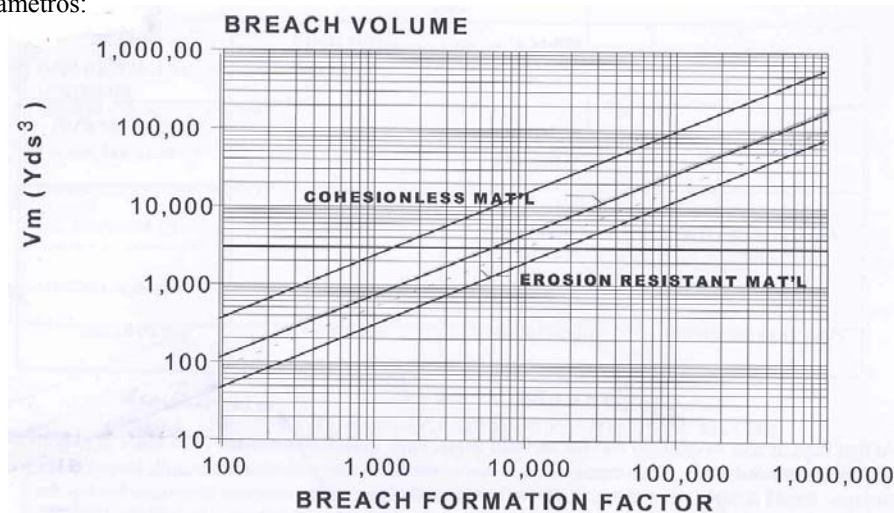
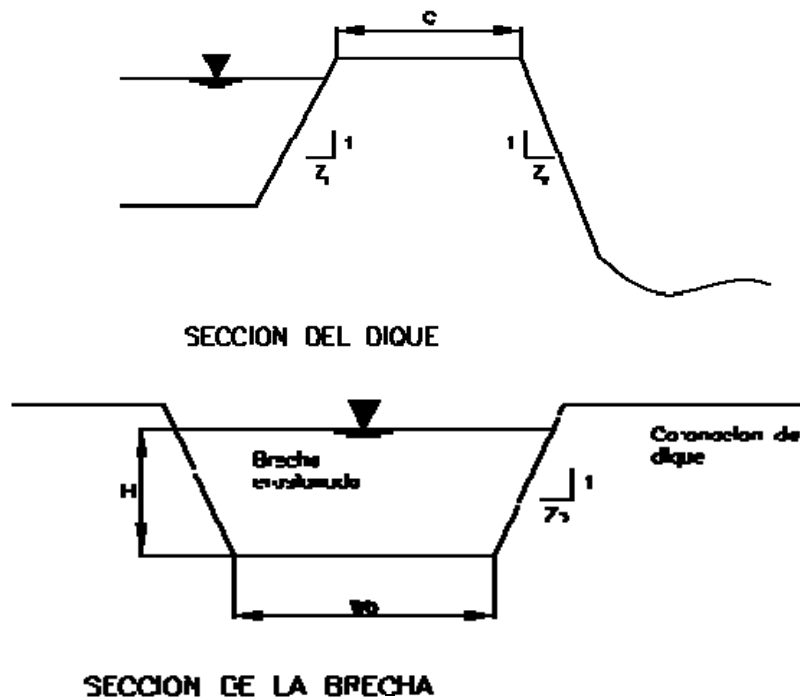


Figura VIII.1: volumen erosionado en la formación de la brecha. Fuente: (Dam Safety Office. 1992)

La experiencia ha demostrado que las brechas formadas en las balsas de tierra tienen generalmente forma trapezoidal. La base de la brecha suele llegar al fondo de la balsa a menos que exista alguna condición que restrinja la erosión. En función de la geometría de la balsa y del tipo de brecha, la anchura de la base de la brecha puede ser calculada en función del volumen de material erosionado:

<sup>37</sup> (1 acre = 4046.825 m<sup>2</sup> / 1 m<sup>2</sup> = 0.0002471044 acres) (1 ft = 0,3048 m / 1 m = 3.28083 ft)

<sup>38</sup> (1 yds<sup>3</sup> = 0,764555 m<sup>3</sup> / 1 m<sup>3</sup> = 1,307951 yds<sup>3</sup>)



Figuras VIII.2: Representación esquemática de secciones del dique y de la brecha.

Si la brecha es rectangular ( $Z_b=0$ ):

$$W_b = \frac{27 \cdot V_m}{H \cdot (C + H \cdot Z_3 / 2)}$$

Si la brecha es trapezoidal ( $Z_b:1$ ):

$$W_b = \frac{27 \cdot V_m - H^2 \cdot (C \cdot Z_b + H \cdot Z_b \cdot Z_3 / 3)}{H \cdot (C + H \cdot Z_3 / 2)}$$

Donde

$W_b$  = anchura de la brecha en la base (ft)

$C$  = ancho de coronación del dique (ft)

$Z_3 = Z_1 + Z_2$

$Z_1$  = pendiente ( $Z_1:1$ ) del talud interior aguas arriba

$Z_2$  = pendiente ( $Z_2:1$ ) del talud exterior aguas abajo

El tiempo que transcurre, ( $\tau$ ) en horas, hasta que se forma la brecha depende del volumen de material que debe ser arrastrado:

$$\tau = 0,028 \cdot V_m^{0,36} \text{ (materiales poco cohesivos)}$$

$$\tau = 0,042 \cdot V_m^{0,36} \text{ (materiales resistentes a la erosión)}$$

Si los datos obtenidos por MacDonalld los extrapolamos a balsas de reducidas dimensiones (de 6 ft a 15 ft de altura), aparecen tiempos de rotura excesivamente cortos. Por lo tanto se ha establecido que un límite mínimo de tiempo de desarrollo de la brecha razonable se podría fijar en 10 minutos para balsas construidas con materiales poco cohesivos y 15 minutos para balsas

construidas con materiales resistentes a la erosión (Dam Safety Engineering Program. 1994; Dam Safety Office. 1992; Ohio Department of Natural Resources.Division of Water. 1994).

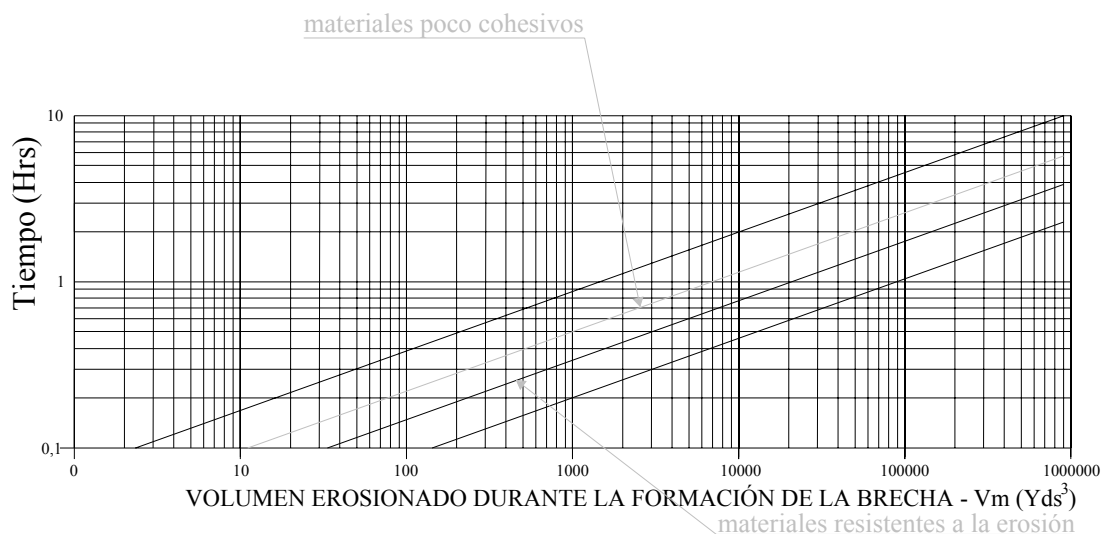


Figura VIII.3: Tiempo que tarda en formarse la brecha sobre el dique. Fuente: (U.S.Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985)

Un procedimiento alternativo para el cálculo del tiempo que tarda una brecha en formarse y del flujo de salida resultante se desarrolló (Fread. 1987) por medio de un programa informático de simulación numérica (BREACH) que calcula el flujo hídrico a partir de postulados hidráulicos, transporte de sedimentos, mecánica del suelo, propiedades de los materiales de la balsa, volumen almacenado y características del flujo entrante. Este programa, y todas sus modificaciones posteriores, está considerado como el procedimiento informático más firme que hay disponible para estimar las características de la brecha en balsas de tierra.

En resumen, para calcular el volumen de tierra arrastrado al erosionarse la brecha podemos recurrir a tres métodos: los valores obtenidos en el gráfico anterior, las ecuaciones enunciadas y el programa informático BREACH.

### VIII.2.2 Estimación del flujo de máxima descarga

Los primeros trabajos orientados al cálculo del flujo de máxima descarga se concentraron en establecer curvas envolventes para los casos de mayor flujo observados en la rotura de presas (Costa. 1985; ICOLDS. 1983; MacDonald et al. 1984) aunque este método no es útil para las balsas de lixiviados ya que sus dimensiones son bastante más reducidas. Una mejora significativa sobre el método de las curvas envolventes puede conseguirse utilizando programas informáticos como DAMBRK (Fread. 1988) ó HEC-1 (COE. 1981).

Ambos programas utilizan flujos discontinuos en combinación con los parámetros de la formación de la brecha como la anchura, la forma del talud y tiempo de rotura para averiguar el flujo hídrico saliente. Esta metodología ha sido reconocida globalmente como una práctica estándar en grandes presas.

Una aproximación alternativa adecuada para muchos planes se puede desarrollar por medio de una ecuación empírica basada en numerosas simulaciones con el modelo DAMBRK. Así pues la estimación del flujo de máxima descarga se puede calcular con la siguiente expresión (Fread. 1981):

$$Q_p = 3,1 \cdot W \cdot H^{1,5} \cdot \left[ \frac{A}{A + \tau \cdot \sqrt{H}} \right]^3$$



Donde:

$Q_p$  = flujo de máxima descarga (cfs: cubic foot/second)<sup>39</sup>

$W$  = anchura promedio de la brecha  $W = W_b + Z_b \cdot H$

$$A = \frac{23,4 \cdot S_a}{W}$$

$S_a$  = superficie de coronación correspondiente a la altura  $H$  (acres)

La ecuación anterior, junto con el resto de ecuaciones fue utilizado para elaborar unas tablas que simplifiquen la descarga máxima por medio de una estimación o aproximación generando un dato aproximado de las descargas máximas por rotura por "overtopping" o rebosamiento.

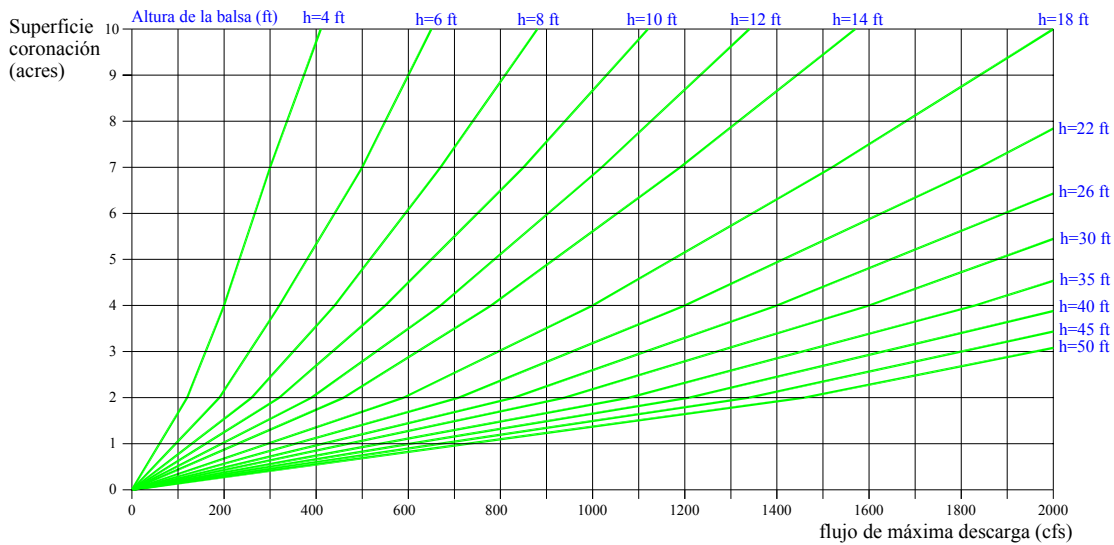


Figura VIII.4: Estimación del flujo de máxima descarga para balsas construidas con materiales resistentes a la erosión. Fuente: El gráfico es de elaboración propia, los datos recogidos de (Dam Safety Office. 1992; Fread. 1981; Fread. 1987; Fread. 1988)

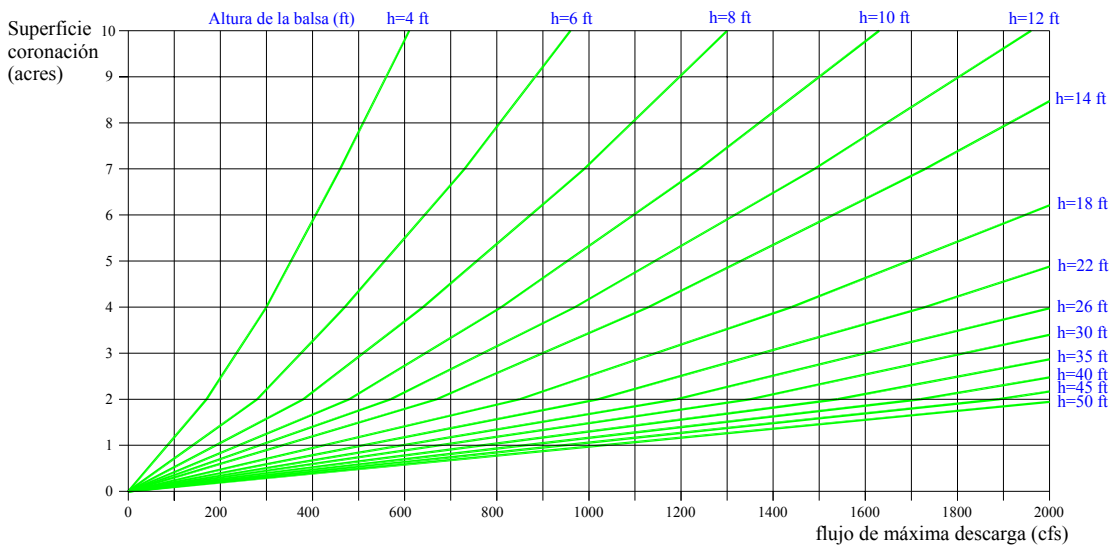


Figura VIII.5: Estimación del flujo de máxima descarga para balsas construidas con materiales poco cohesivos Fuente: El gráfico es de elaboración propia, los datos recogidos de (Dam Safety Office. 1992; Fread. 1981; Fread. 1987; Fread. 1988)

<sup>39</sup> 1 cfs = 0,02832 m<sup>3</sup>/s - 1 m<sup>3</sup>/s = 35,3147 cfs

Estas tablas representan hipotéticos fallos sin considerar un flujo entrante. La anchura de coronación es  $C$  (ft):

$$C = 2 + 2 \cdot \sqrt{H}$$

El programa BREACH desarrollado por Fread, incorpora variables como el transporte de sedimentos, la mecánica del suelo y la discontinuidad del flujo hidráulico para calcular las dimensiones de la brecha y el flujo hídrico saliente.

### VIII.3 RECORRIDO DE LA INUNDACIÓN OCASIONADA POR LA ROTURA

El recorrido de la inundación aguas debajo de la balsa es el término utilizado para describir el movimiento de una avalancha cuando se asemeja a un canal. Para analizar las características del flujo saliente es necesario conocer:

- La atenuación de la descarga máxima a medida que la avalancha de líquido avanza aguas abajo en el canal natural
- El tiempo que tarda la inundación en llegar al punto de interés
- La cantidad de líquido que llega a los puntos de interés
- El cambio en la forma del flujo hídrico a medida que avanza aguas abajo

Estos parámetros están definidos en función de los siguientes factores:

- La inclinación o pendiente del cauce
- El área de distintas secciones del canal y la geometría del mismo y de sus orillas
- Existencia de áreas de almacenamiento de líquido en espacios junto al canal
- La rugosidad del canal principal y de las orillas
- La forma del flujo hídrico

Estos factores pueden agruparse en la siguiente tabla, de manera que se indica la atenuación o reducción del flujo que puede esperarse en caso de rotura y avalancha:

POCA ATENUACIÓN	GRAN ATENUACIÓN	CONSIDERACIONES
Mucho volumen de líquido almacenado	Poco volumen de líquido almacenado	Comparación entre la capacidad de la balsa y la capacidad del canal para almacenar líquido
Canal estrecho con paredes muy empinadas	Canal plano, rugoso, con varias áreas de almacenamiento de líquidos y paredes poco inclinadas	Generalmente las pendientes mayores de 1% son consideradas empinadas
Poca resistencia por rozamiento al paso de líquido en el canal y en las orillas	Mucha resistencia por rozamiento al paso del líquido en el canal y en las orillas	La presencia de monte bajo, árboles, cultivos en las orillas, etc.

Un programa adecuado para la estimación de proyectos ha sido desarrollado por el USBR basándose en fallos observados y analizados empíricamente (USBR. 1982). Este proceso se basa en la atenuación genérica de la curva de inundación. Esas curvas deben ser utilizadas con cautela ya que utilizan soluciones genéricas para aproximar la reducción de la descarga máxima a medida que el líquido avanza aguas abajo.

Las curvas de atenuación contenidas en el gráfico están organizadas según el volumen almacenado (acre-ft). La atenuación se describe dentro de los términos correspondientes a la máxima descarga  $Q_p$  en la balsa y la máxima descarga  $Q_x$  en cualquier punto situado aguas abajo a una distancia  $x$ .

El recorrido de la inundación debe continuarse aguas abajo hasta llegar a un punto donde la avalancha no ponga en peligro la vida o los elementos considerados en el cual su potencial está

limitado para no producir daños. El recorrido acaba cuando la inundación o el flujo de líquido entra en una zona sin elementos de interés y que no se prevé que vaya a causar daño.

Cuando el recorrido del lixiviado aguas abajo se produce en barrancos o cauces con mucha pendiente, aumenta la pérdida de energía producida por cambios bruscos en la geometría y alineación del canal, principalmente en arroyos o barrancos de zonas montañosas (Jarret. 1984; Jarret. 1990; Trieste et al. 1987).

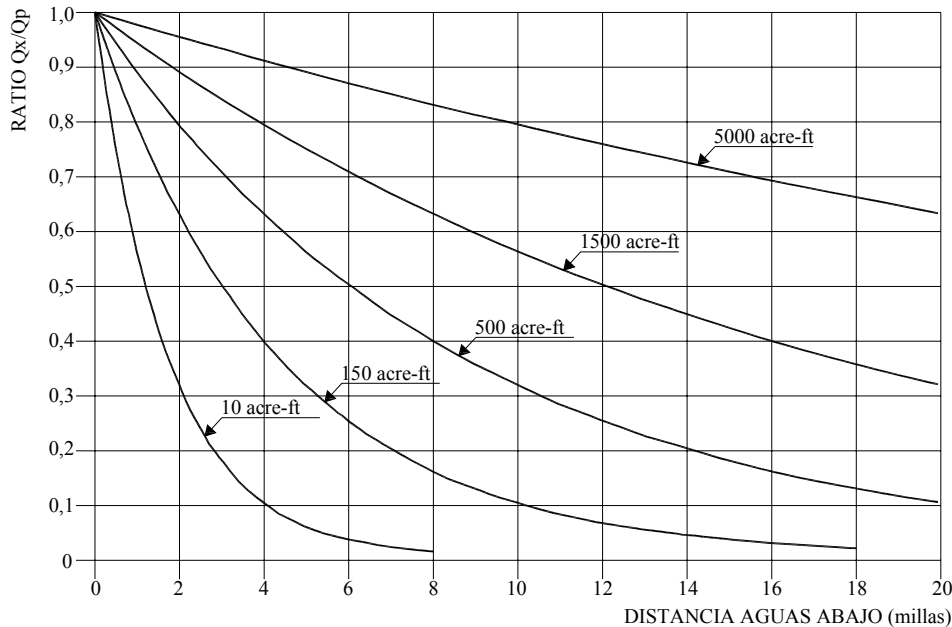


Figura VIII.6: curvas para la atenuación genérica del flujo aguas abajo<sup>40</sup>. Fuente: (Dam Safety Office 1992)

Las irregularidades en la geometría del canal, la presencia de rocas y los frecuentes cambios de dirección, provocan grandes pérdidas de energía que restringen el flujo a un rango menor. Es necesario aplicar valores de Manning muy elevados para cuantificar el incremento de rugosidad y la pérdida de energía en las citadas condiciones.

#### VIII.4 MAPA DE INUNDACIÓN

El mapa de inundación proporciona una descripción de la extensión del área inundada que resultaría de una rotura del dique de la balsa. También se identifican zonas con altas velocidades del flujo y se describe la altura de capa de líquido que alcanzaría en determinadas secciones representativas del canal. El área de la sección del flujo necesaria para el paso de la avalancha se representa en la siguiente fórmula:

$$A = \frac{Q_x}{v}$$

Donde:  $A$  = área de la sección del canal necesaria para el paso del flujo (ft<sup>2</sup>)

$Q_x$  = flujo máximo en el punto  $x$  (cfs)

$v$  = velocidad promedio del líquido (ft/s) en función del siguiente gráfico, en el cual se representan tres curvas, cada una de las cuales representa a un modelo representativo de cauce:

Tipo 1: Canal principal de gravilla. Orillas con hierba y/o pasto

Tipo 2: Canal principal de gravilla y cantos rodados. Orillas irregulares con broza y arbustos dispersos

Tipo 3: Canal principal de gravilla, cantos rodados y bolos. Orillas arboladas

<sup>40</sup>1 milla = 1609.344 m - 1 m = 0.0006213712 milla

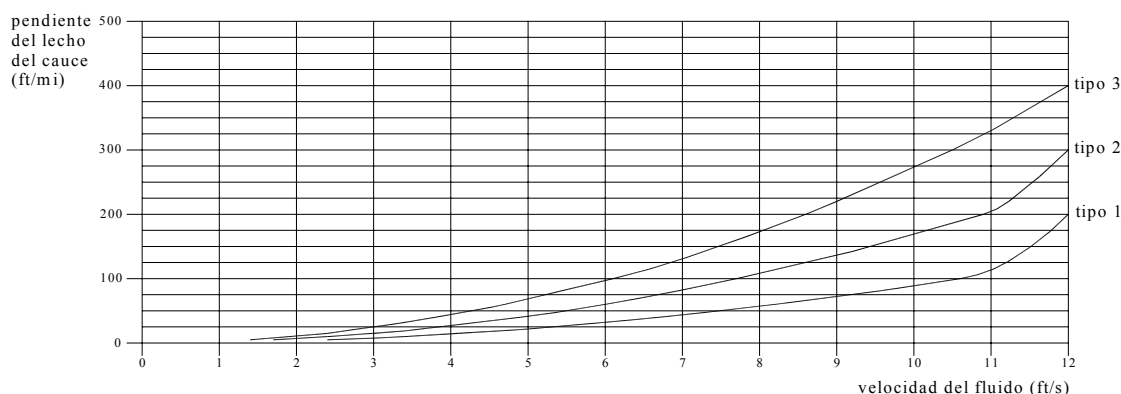


Figura VIII.7: Velocidades medias del líquido en la estimación del flujo producido por la rotura del dique. Fuente: La gráfica es de elaboración propia, los datos recogidos de (Dam Safety Office. 1992)

Tanto por el método anterior como por el programa informático, hay que considerar los efectos potenciales de escombros y materiales procedentes de la rotura del dique. El mapa del área inundada debe representar una estimación conservadora del lado de la seguridad de las consecuencias de la rotura de la balsa.

## VIII.5 PROGRAMAS INFORMÁTICOS

Calidad de aguas y transportes de sedimentos en estuarios, ríos, sistemas de riego, canales y otras masas de agua, además MIKE 11 es un sistema dinámico para la modelización unidimensional, aplicable al diseño detallado, la gestión y la operación de sistemas sencillos y complejos de ríos y canales. Debido a su excepcional flexibilidad y velocidad, MIKE 11 provee un ambiente de trabajo completo y efectivo para aplicaciones relacionadas con la ingeniería de diseño, el estudio de recursos hídricos, la gestión de la calidad de las aguas y la planificación en general.

Otro de los programas ya citados es el HEC-RAS. Este software, del Centro de Ingeniería Hidrológica (*Hydrologic Engineering Center*) del cuerpo de ingenieros de la armada de los EE.UU. (*US Army Corps of Engineers*), surge como evolución del conocido y A parte del sistema analítico descrito en los apartados anteriores, se pueden encontrar multitud de programas informáticos más o menos completos y más o menos fáciles de manejar. El objetivo de todos ellos es calcular los parámetros descritos, es decir el tiempo de formación de la brecha, el flujo máximo, el área inundada, etc.

Uno de estos programas es el MIKE 11, desarrollado por DHI Institute of Water and Environment. DHI es una organización dedicada a la investigación y la consultoría en el campo de la ingeniería hidráulica y de los recursos de agua. Desde su fundación en 1964, DHI ha llevado a cabo proyectos en más de 100 países y hoy en día es líder mundial en consultoría hidráulica y productos de software asociados.

MIKE 11 es una herramienta profesional avanzada para la simulación de flujos, ampliamente utilizado HEC-2, con varias mejoras con respecto a éste, entre las que destaca la interfase gráfica de usuario que facilita las labores de preproceso y postproceso. El modelo numérico incluido en este programa permite realizar análisis del flujo permanente unidimensional gradualmente variado en lámina libre.

Sin embargo la asociación que más ha trabajado sobre el tema de la rotura de las presas (*Dam Break*) es el Servicio Meteorológico Nacional de Estados Unidos NOAA-NWS (*Nacional Oceanic & Atmospheric Administration's National Weather Service. U.S. Department of Commerce*) con el primer programa desarrollado para este fin llamado DAMBRK. Este es un modelo dinámico de cálculo de un flujo irregular, según las ecuaciones de Saint-Venant, el cual desarrolla el flujo hídrico de descarga debido a roturas en el dique de una presa o una balsa. El flujo es simulado siguiendo el camino marcado por el cauce aguas abajo. La última versión del

Modelo DAMBRK (Versión 4-20/06/1988) fue sustituida por el NWS Modelo FLDWAV, que combina las propiedades de los modelos NWS DAMBRK y DWOPER. DAMBRK'98 fue sustancialmente mejorado con respecto a su versión anterior DMBRK'84.

Otro de los programas informáticos desarrollados por el NOAA-NWS es el BREACH, el cual es un modelo utilizado para predecir las características (tamaño, tiempo de formación) y la descarga hídrica liberada por la rotura en un dique de tierra. El modelo se desarrolló considerando la entrada y la salida de líquido en el embalse. Para conocer estos parámetros sería necesario conocer las propiedades mecánicas del material con el que está construido el dique (tamaño de partícula, densidad, ángulo de rozamiento y cohesión)

El Modelo simplificado para la predicción del flujo por rotura de dique (SMPDBK) es un procedimiento simplificado para predecir la avalancha de líquido que se produciría en caso de producirse una rotura en el dique de una balsa. Este procedimiento proporciona la información necesaria para delimitar las áreas afectadas por la inundación a la vez que reduce de forma considerable el tiempo empleado en la introducción de datos, necesita una menor capacidad del ordenador y puede ser manejado por personal menos experto que en el caso de los modelos DAMBRK ó FLDWAV. El modelo SMPDBK puede ser introducido en una calculadora de bolsillo, con una mínima cantidad de datos y puede predecir el flujo máximo producido en la rotura de un dique, la elevación líquido en la avalancha y el tiempo que tarda en alcanzar un punto determinado aguas abajo del cauce. Esta capacidad de proporcionar resultados rápidamente de manera eficaz, hace del modelo SMPDBK una herramienta muy útil para su uso en casos de emergencia, en el que el tiempo de respuesta es corto, los datos son escasos y se puede no recurrir a ordenadores de gran capacidad. También es muy útil en el análisis a priori de la rotura para poder elaborar un plan de emergencias.

FLDWAV es un modelo genérico para caracterizar el flujo saliente que puede ser utilizado por ingenieros para predecir en tiempo real el flujo correspondiente a una avalancha natural o producida en la rotura de una presa, tanto por rebosamiento como por tubificación. También tiene capacidad para dibujar un mapa de inundación y elaborar el consiguiente plan de contingencias y diseñar mejoras en el cauce. La avalancha de agua es simulada a lo largo del canal o valle usando una solución numérica según las ecuaciones de Sain-Venant para flujo discontinuo. Se deben introducir las características del valle aguas abajo: los datos correspondientes a la anchura y profundidad del valle, la existencia de otras presas, puentes, cascadas, tendidos eléctricos y otros elementos naturales o artificiales que pudieran afectar el flujo de líquido. En el modelo FLDWAV podemos encontrar los siguientes supuestos: a) el flujo puede ocurrir en un sistema de ríos o cauces interconectados entre si como un cauce principal y sus correspondientes afluentes. b) cálculo del flujo a través de zonas irregulares o lechos libres. c) calibración automática del coeficiente de rugosidad de Manning a partir de datos históricos. d) usar las técnicas mas adecuadas en función de las características del río. e) perfiles a lo largo de todo el cauce, secciones, flujo en cada punto, etc. f) se elimina el exceso de pasos y de tiempo dedicado a introducir las características de las secciones del cauce que tenía los modelos DAMBRK.

## VIII.6 CLASIFICACIÓN DEL RIESGO AGUAS ABAJO DE LA BALSA

El riesgo aguas abajo, según diversas entidades y autores, se define de forma general como la pérdida potencial de vidas o el daño a las propiedades aguas debajo de una balsa o embalse como consecuencia de la liberación de un flujo de agua debido a la rotura total o parcial de dicha presa o embalse (Dam Safety Engineering Program. 1994; Dam Safety Office. 1992; Fread. 1987; Fread. 1988; Knight et al. 2000; MacDonald et al. 1984; Ohio Department of Natural Resources.Division of Water. 1994; Smouth et al. 1995; U.S.Department of Agriculture Soil Conservation Service Engineering Division. 1985; USBR. 1982). La clasificación del riesgo aguas abajo no incluyen los tiempos de construcción o reforma del dique ni los trabajos complementarios de elementos accesorios.

El propósito fundamental de la clasificación de las balsas en función de su riesgo potencial está basado en las siguientes características:

- Es un indicador razonablemente rápido para estimar la magnitud relativa de las consecuencias de la posible rotura de una balsa determinada.
- Sirve para establecer criterios generales de diseño a la hora de construir balsas o embalses
- Se puede utilizar para identificar esas balsas donde se requiere un plan de acción en caso de emergencia
- Es una herramienta de gestión para asignar tiempos y priorizar las actividades del programa de seguridad: inspecciones durante la construcción, inspecciones periódicas y cumplimiento de los requerimientos de seguridad
- Es un sistema de clasificación compatible con los criterios específicos de cada país en material de clasificación de presas.

### **Sistema de clasificación del riesgo aguas abajo**

El sistema de clasificación del riesgo aguas abajo es similar para muchos estados pertenecientes a EEUU y es una directriz genérica en programas de seguridad en presas y balsas, e incluso ha sido parcialmente tomado por nuestro Ministerio de Medio Ambiente (Department of the Army. 1988; Santafé et al. 1997; USBR. 1982)

Para determinar la clasificación del riesgo aguas debajo de un proyecto dado, deberían ser evaluados los posibles fallos o roturas del dique para dos condiciones de almacenamiento: nivel normal y nivel máximo. La clasificación se realizaría teniendo en cuenta las condiciones más desfavorables ya que, en la mayor parte de los casos, las peores consecuencias tendrán lugar con el nivel máximo. Sin embargo hay determinadas fechas en las cuales una rotura del dique con un nivel de almacenamiento normal, podría tener peores consecuencias (presencia de pescadores, estados reproductivos más sensibles de la fauna existente, usos del agua para consumo, épocas de baño, etc.).

En el caso de las balsas de lixiviados, los daños potenciales por la hipotética rotura del dique, serían diferentes a los estudiados en las grandes presas o grandes balsas de tierra. En nuestro caso el riesgo de pérdida de vidas humanas no parece importante ya que los volúmenes de líquido contenido, en raras ocasiones superan los 20.000 m<sup>3</sup>. Sí que es digno de consideración y es uno de los objetivos de esta tesis doctoral, el riesgo que sobre el medio ambiente provocaría, por su alto poder contaminante, la liberación de una cantidad indeterminada de lixiviado. Por esta razón el principal riesgo que se analiza con respecto a una posible rotura o fallo en una balsa de lixiviados, será el daño al medio ambiente, aunque como daños colaterales pudieran verse afectadas personas y otros factores.

#### *Riesgo por daños medioambientales*

La consideración de los daños ambientales se refiere a situaciones donde el embalse o balsa contiene materiales que pueden resultar nocivos para la vida humana o acuática o para el hábitat del cauce. Esto se puede aplicar a lagunas de decantación en estaciones depuradoras de aguas residuales, lagunas agrícolas, lagunas industriales, balsas de residuos mineros donde puede haber metales pesados, balsas de acumulación de residuos químicos, balsas de lixiviados o embalses con grandes volúmenes de sedimentos en forma de lodos.

Los daños temporales al hábitat del cauce o medio receptor también deben ser considerados. Esto se aplica en zonas en las que pueden existir piscifactorías, ya que una avalancha de estas características puede arrastrar grandes cantidades de sedimentos.

Los factores más significativos en estos casos son el carácter nocivo de los contenidos del embalse y la duración de los efectos temporales o permanentes.



# **Anexo IX:**

# **GRÁFICAS DE INUNDACIÓN**



Una vez que se conocen los parámetros para aplicar la metodología del programa DAMBREAK, se describe el proceso seguido para la elaboración del gráfico de “Identificación de las zonas de riesgo” en el cual se relaciona el volumen de lixiviados contenido en la balsa con la máxima distancia a la que llegaría la inundación. Con él se podrá estimar la distancia a partir de la cual ya no se prevén daños medioambientales ocasionados por los lixiviados. Para ello se han recogido datos de balsas de lixiviados observadas o conocidas, de forma que las dimensiones sean representativas del conjunto.

Para la elaboración de un gráfico que relacione el volumen de lixiviados contenido con la distancia a la que llegaría el lixiviado en caso de rotura, se han planteado una serie de consideraciones preliminares:

- El volumen medio de lixiviados contenido en la balsa se estima en un 75 % de la capacidad máxima. Este dato es bastante conservador ya que el resguardo entre la cota máxima de llenado y la coronación de la balsa suele ser mayor, no obstante se toma este dato por resultar desfavorable y, por tanto encontrarse del lado de la seguridad.
- Se establece de forma genérica que un caudal máximo inferior a 0,15 m<sup>3</sup>/s no va a producir daño considerable. Este dato se ha establecido como un valor relativo, ya que la línea de la atenuación del flujo en un cauce, tiene como límite inferior cero cuando la distancia tiende a infinito Evidentemente el mayor o menor impacto ambiental que puede provocar una corriente de lixiviado en un determinado punto, depende de las características medioambientales de ese punto, del poder contaminante de los lixiviados y de la susceptibilidad del medio receptor a los lixiviados. En el apartado correspondiente a la caracterización del medio receptor se analizarán distintas hipótesis de impacto medioambiental producido por estos líquidos.

Hechas estas consideraciones preliminares se describe el proceso:

- a) Se han recogido datos de 16 balsas de lixiviados conocidas. Estos datos se han tomado *in situ* o los ha proporcionado la empresa gestora o el técnico responsable. Estos datos son: capacidad máxima, superficie de coronación, anchura del camino de coronación, altura del dique, profundidad de la balsa, pendiente del talud interior y exterior, material de construcción del dique.
- b) Se han observado por medio de ortofotografía la superficie de coronación de 64 balsas de lixiviados existentes en España y, a partir de una estimación de la pendiente de taludes de 1,5H:1V, se ha realizado la aproximación de la altura del dique. Estos datos han sido contrastados con los recogidos de las balsas conocidas y se ha constatado que la aproximación realizada es bastante aceptable.
- c) Se han elegido valores representativos de capacidad de las balsas: 20.000 m<sup>3</sup>, 15.000 m<sup>3</sup>, 10.000 m<sup>3</sup>, 7.500 m<sup>3</sup>, 5.000 m<sup>3</sup>, 2.500 m<sup>3</sup>, 2.000 m<sup>3</sup>, 1.500 m<sup>3</sup>, 1.000 m<sup>3</sup>, 750 m<sup>3</sup> y 500 m<sup>3</sup>.
- d) Se han elegido valores representativos de la superficie de coronación de la balsa. Este dato depende de la capacidad y de la altura interior y suele llevar una proporción. Los datos elegidos se observan en la Tabla IX.1:

Volumen de lixiviado (m <sup>3</sup> )	Área de coronación (m <sup>2</sup> )	Volumen de lixiviado (m <sup>3</sup> )	Área de coronación (m <sup>2</sup> )	Volumen de lixiviado (m <sup>3</sup> )	Área de coronación (m <sup>2</sup> )
15.000 (capacidad = 20.000)	10.000	5.625 (capacidad = 7.500)	6.000	750 (capacidad = 1.000)	800
	7.500		4.500		650
	6.000		3.000		450
	5.000		1.750		375
	4.000				
13.125 (capacidad = 17.500)	3.000	3.750 (capacidad = 5.000)	4.000	563 (capacidad = 750)	650
	7.500		3.000		550
	5.000		2.000		450
	3.000		1.250		300
	2.750				
11.250 (capacidad = 15.000)	9.000	1.875 (capacidad = 2.500)	1.500	375 (capacidad = 500)	400
	6.000		1.000		350
	4.500		850		300
			700		250

	3.000 2.500	1.500 (capacidad = 2.000)	1.500 1.000 750 600
7.500 (capacidad = 10.000)	8.000 6.000 4.000 2.000	1.125 (capacidad = 1.500)	1.250 1.000 750 500

Tabla IX.1: valores representativos de la superficie de coronación de la balsa de lixiviados en función de la capacidad.

Con estos datos se abarca la práctica totalidad de las balsas de lixiviados existentes en España.

- e) Se ha tomado una anchura del camino de coronación de 3,00 m igual en todas las balsas. El material del dique se estima de una cohesión media y las pendientes de los taludes interior y exterior se toman como 45° (1H:1V).
- f) Con los datos anteriores, se realizan diferentes pasadas (en total 547) del programa DAM BREAK (SMPDBRK Model) para cada uno de los casos anteriores variando la distancia. Con esto se consigue determinar el caudal y la sección de inundación máximos que resultarán en un punto determinado con lo que se obtiene un gráfico de 50 curvas, que relacionan el caudal máximo generado tras la rotura del dique con la distancia a la balsa en cada punto. Estas curvas se representan en la Figura IX.1:

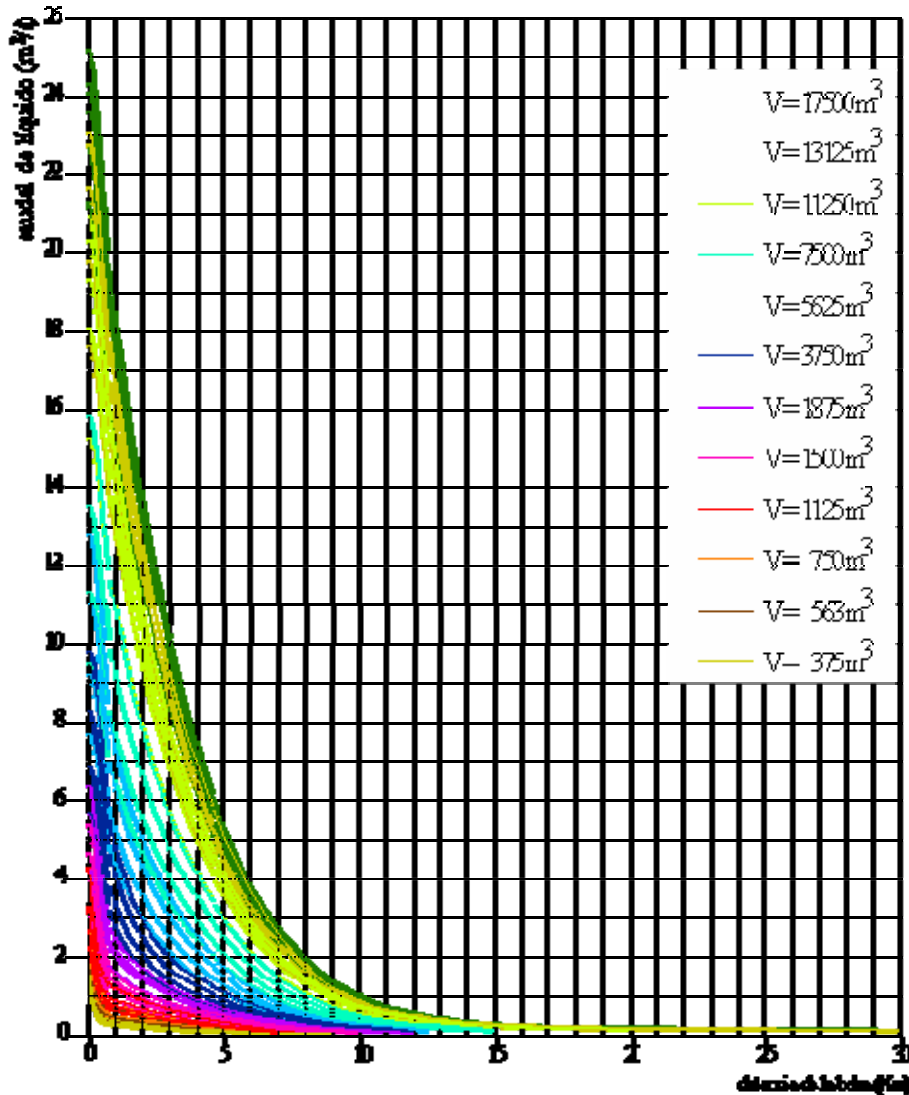


Figura IX.1: atenuación del caudal de máxima descarga en función de la distancia y del volumen de lixiviados contenido en la balsa.

Si en este gráfico se establece un límite de caudal de  $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$  por debajo del cual no se prevé daño medioambiental considerable, se puede elaborar un segundo gráfico que relacione el volumen de lixiviado contenido en cada una de las balsas con la distancia máxima a la que llegaría un caudal mayor al citado, según se representa en la Figura IX.2.

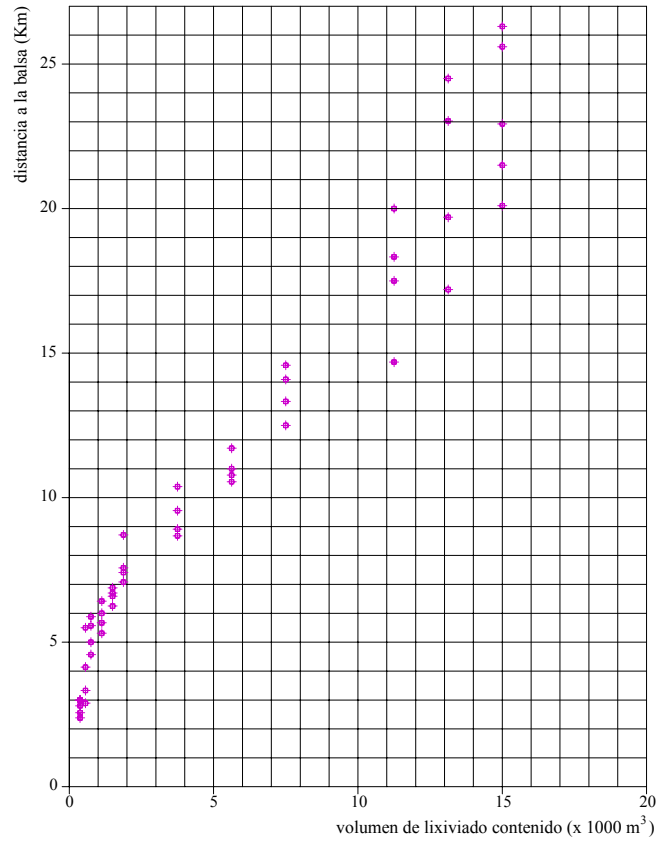
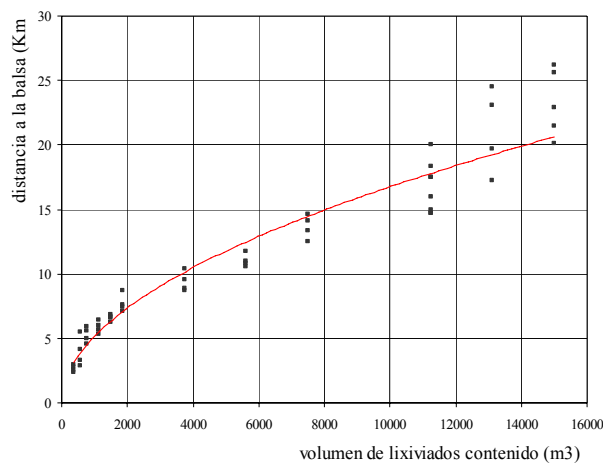


Figura IX.2: relación del volumen de lixiviado contenido en cada una de las balsas con la distancia máxima a la que llegaría un caudal mayor al citado ( $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

A partir del gráfico de la Figura 4.8, se calcula una línea de regresión potencial, en la cual la distancia a la que llega un caudal considerable de lixiviado es función del volumen contenido en la balsa (Figura IX.3)



La correlación entre distancia ( $d$ ) y volumen ( $V$ ) es  $R^2 = 0,95$  y la ecuación de regresión obtenida a partir de los puntos anteriores es:

$$d = 0,148 \cdot V^{0,514}$$

Por otra parte, a partir de estos puntos obtenidos y de la dispersión de los datos, se puede obtener una representación de las zonas de riesgo potencial.

Con esta representación se podría, a partir de un volumen de lixiviados almacenado en una determinada balsa, conocer la distancia máxima aproximada a la que llegaría el caudal de lixiviados, es decir la distancia de riesgo potencial. Puesto que estos datos obtenidos pueden estar condicionados por multitud de factores intrínsecos a la morfología del cauce y a las condiciones de la balsa, se ha tomado una zona de transición que engloba todos los puntos calculados y en la cual la llegada o no de caudal ocurriría en función de los factores mencionados. Por último obtendríamos una zona de seguridad, a la cual no se prevé la llegada de un volumen importante de lixiviado. Esta zona de seguridad marcaría la distancia mínima a la cual, en caso de rotura de la balsa, no se produciría impacto ambiental considerable, según se muestra en la Figura IX.4.

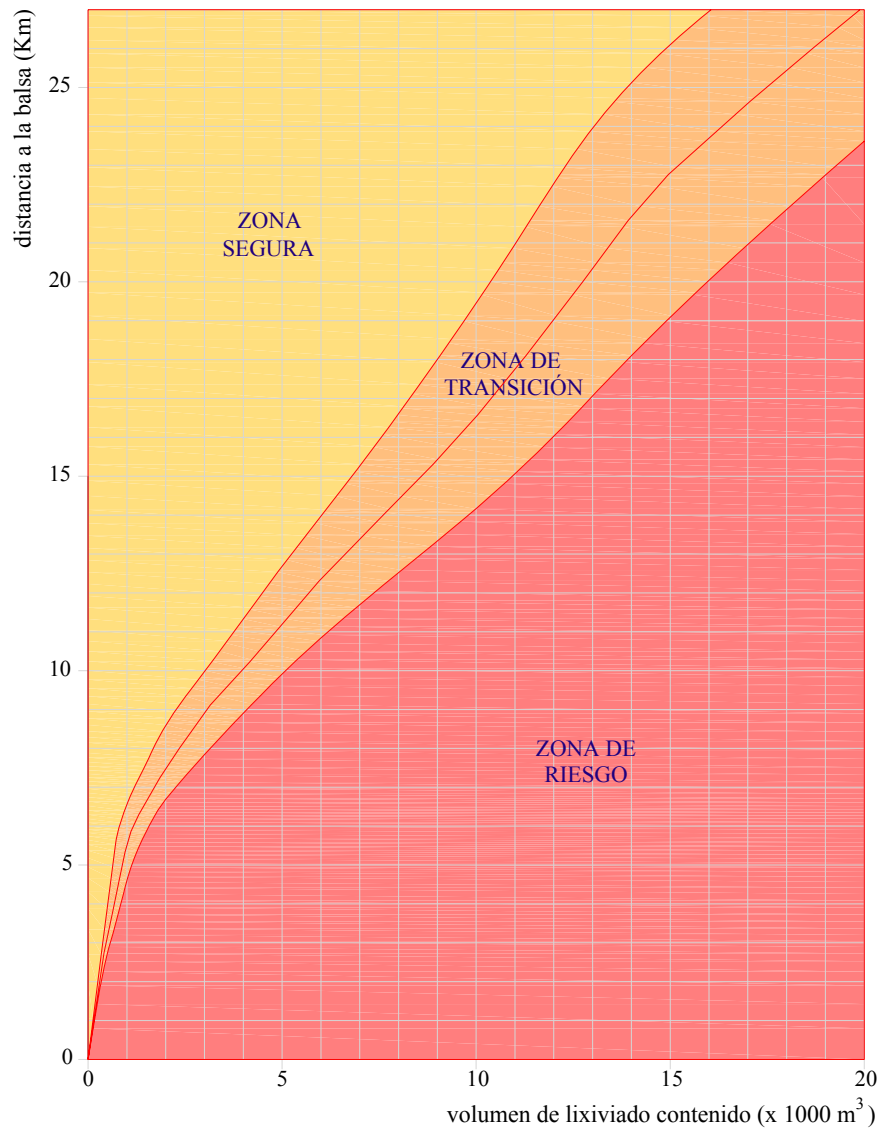


Figura IX.4: representación gráfica de la zona de riesgo generada por una balsa de lixiviados en función del volumen de lixiviados contenido.



# **Anexo X:**

# **CARACTERÍSTICAS DE LOS**

# **LIXIVIADOS**

Los lixiviados arrastran las sustancias tóxicas producidas en el vertedero. La Agencia de Medio Ambiente de EE.UU. (USEPA) ha analizado hasta 200 compuestos diferentes presentes en los lixiviados en los vertederos de residuos sólidos urbanos. Algunos son sustancias cancerígenas como cloruro de vinilo, cloruro de metilo, tetracloruro de carbono, clorobenzenos (de los que destaca el hexaclorobenceno, por su toxicidad) y arsénico.

Al igual que el resto de las sustancias organocloradas, son persistentes y acumulativas en todos los eslabones de la cadena trófica. El plomo, cadmio y el mercurio son metales pesados presentes en los lixiviados de los vertederos. El plomo procede principalmente de las baterías de los coches y de aparatos electrónicos, plásticos, vidrio, cerámica, pigmentos, etc. y puede ocasionar lesiones cerebrales en los niños e hipertensión arterial en adultos. El mercurio produce lesiones renales y neurológicas. Las fuentes de cadmio y mercurio son fundamentalmente las pilas. El cadmio, además, se encuentra en los aparatos electrónicos, plásticos, etc.; produce lesiones renales y hepáticas.

Muchas investigaciones se han realizado para conocer y caracterizar los lixiviados y su evolución con el tiempo. Así en la Tabla X.1 se puede observar la evolución en la composición dependiendo de la edad del vertedero.

La amenaza que los lixiviados suponen a calidad de las aguas subterráneas y superficiales es un significativo impacto ambiental producido por los vertederos de residuos sólidos (Kjeldsen. 1993; Thornton et al. 2000; Williams. 1985). Tanto los vertederos de residuos urbanos como los de residuos peligrosos generan lixiviados que pueden contaminar las aguas subterráneas con una amplia variedad de compuestos orgánicos (Lyngkilde et al. 1992; Rügge et al. 1995). Esos compuestos incluyen materia orgánica disuelta, ácidos grasos volátiles, sustancias húmicas y microcompuestos xenobióticos orgánicos como disolventes clorados, hidrocarburos derivados del petróleo y pesticidas (Murray et al. 1990; Oman et al. 1993)

La presencia y las proporciones de los contaminantes que componen los lixiviados varían generalmente en función de los siguientes parámetros:

- La edad del vertedero
- La época del año
- Las condiciones meteorológicas
- El tipo de residuos vertidos
- La proporción de materia orgánica fermentable
- El material, tipo y diseño de la cobertura
- Grado de compactación de los residuos
- La zona geográfica
- El nivel de desarrollo
- El grado de concienciación medioambiental
- Otros

En función de diferentes autores o instituciones, se han elaborado diversas tablas en donde, a modo comparativo, se analiza la composición de los lixiviados.

<b>CONTAMINANTE (mg/l) si no se especifica.</b>	Vertedero de Shuen Wan (Chan et al. 1999)	Hong Kong dos tomas (Robinson et al. 1992)	U.S.A. Typical concentration range (Lu et al. 1981)	Estudios experimentales (Kargi et al. 2003)	C1 (1990) (Isidori et al. 2003) vertedero 1	C2 (1996) (Isidori et al. 2003) vertedero 2
pH	8,1	7,6 – 8,6	5 – 7,5	8,15	8,7	8,9
Alcalinidad		3230 – 11700				
EC ( $\mu$ S/cm)	19000	6340 – 30400	2000 – 8000			
Cl		522 – 2740	100 – 2000			
Alcalinidad Total			500 – 10000			
Sólidos totales			3000 – 50000			
Sólidos disueltos			1000 – 20000			
Sólidos suspendidos		3 – 124		21000		
COD (DQO)	655	641 – 2830	1000 – 50000	9500	5200	25000
TOC			700 – 10000	3750		
DBO <sub>5</sub>	51	57 - 384	1000 – 30000			
N <sub>total</sub> Kjendahl		889 – 2860	10 – 5000	1450		
NH <sub>4</sub> -N	630	784 – 2700		1270	2700	4000
NO <sub>2</sub> -N	0,081	<0,1				
NO <sub>3</sub> -N	0,102	<0,1-2,5	0,1 - 10	7,3		
P <sub>total</sub>		9,8 - 125	0,5 – 50	33		
SO <sub>4</sub> -S			10 – 1000			
Na		217 – 2100	200 – 1500			
Mg			30 – 500			
K		313 – 1130				
Ca		22.5 – 42.5	100 – 3000			
Cr			0,05 – 1	0,191	1,6	13,0
Mn						
Fe		5,1 – 8,5	10 – 1000			
Ni	0,434		0,1 – 1	0,066	0,08	0,63
Cu	0,349		0,02 – 1	0,665	0,08	1,0
Zn	0,471	0,2 - 2	0,5 – 30	0,160	1	15,3
Cd	0,078		0,001 – 0,1		0,034	0,032
Hg					0,011	0,006
Pb			0,1 - 1		0,35	2,6
Aceites minerales					2,1	10,2



<b>CONTAMINANTE (mg/l) si no se especifica.</b>	U (1998) (Isidori et al. 2003) vertedero 3	Vertedero de Keele Valley (1993-1998) (Fleming et al. 2004)	Vertedero de Montevideo (Uruguay) (Borzacconi et al. 1997)	Vertedero de Tri Monti (Italia) (Frasconi et al. 2004)	Vertedero de Pulau Burung (Malasia) <sup>41</sup> (Aziz et al. 2004)
pH	8,8	5,9 – 6,8	7,4 – 8,7	8,38	7,5 – 9,4
Alcalinidad		3200 – 8100			
EC ( $\mu$ S/cm)		10000 – 23000		20500	
Cl		1400 – 3800	1540 – 4360	3130	
Alcalinidad Total					
Sólidos totales			10500 – 36400		
Sólidos disueltos					
Sólidos suspendidos		40 – 370			159 - 233
COD (DQO)	11500	6100 – 25000	3400 – 36500	5050	1533 - 2580
TOC		1440 – 7060			
DBO <sub>5</sub>		3400 – 16400	3400 – 16800	1270	48 - 105
N <sub>total</sub> Kjendahl		370 – 1340	770 – 2650	1670	
NH <sub>4</sub> -N	4400	220 - 770	525 – 1835	1330	
NO <sub>2</sub> -N					
NO <sub>3</sub> -N		0,02 – 16,00			
P <sub>total</sub>		2,5 – 8,7	6 - 51	18,1	
SO <sub>4</sub> -S		34 - 290	46 - 125	225	
Na		824 – 2220			
Mg		306 - 695			
K		420 – 1040			
Ca		660 – 2880	34 - 785		
Cr	3,1		1,3 – 5,0		0,6
Mn		1,7 – 20,0	0,72 – 27,00	0,38	15,5
Fe		46 - 357	19 - 111	4,9	4,1 – 19,5
Ni	0,82				
Cu	0,42				4,6
Zn	7,2		1,5 – 10,1		0,1
Cd	0,011				
Hg	0,002				
Pb	0,55		0,35 – 2,70		
Aceites minerales	3,0				

<sup>41</sup> Lixiviado recirculado

<b>CONTAMINANTE (mg/l) si no se especifica.</b>	Vertedero Jean de Laincourt Francia, 1997 (Inac et al. 1999) <sup>3</sup>	Vertedero de Thessaloniki Grecia, 1994 (Inac et al. 1999) <sup>4</sup>	Vertedero de Odayeri Turquía, 1999 (Inac et al. 1999) <sup>5</sup>	Vertedero de The Omega Hills. USA, 1984 (Inac et al. 1999) <sup>42</sup>	Vertedero de Penhesgyn Gors (New Wales), 2000. (Jones et al. 2005)
pH	8,2	5,6 – 6,3	5,6 – 7,5	6,0 – 7,6	7,5
Alcalinidad			11500 – 13150	12260 - 15670	
EC ( $\mu$ S/cm)					27,7
Cl	5420	3780 - 3820		2990 - 3620	2080
Alcalinidad Total					
Sólidos totales					
Sólidos disueltos					
Sólidos suspendidos	200	1120 - 7700	1020 - 3930	1065 - 2230	
COD (DQO)	4100	60000 - 77500	30100 – 70000	35800 - 60950	1400
TOC					
DBO <sub>5</sub>	2000	31500 - 41000	21000 - 31000	26120 - 45070	128
N <sub>total</sub> Kjendahl		1560 - 2020	1630 – 4490	850 - 1410	
NH <sub>4</sub> -N	1040	900 - 1510	1345 - 2033	635 - 1020	877
NO <sub>2</sub> -N					
NO <sub>3</sub> -N					0,2
P <sub>total</sub>		14,6 – 23,8	1,0 – 6,0	0,6 - 138	1,6
SO <sub>4</sub> -S					29
Na					2421
Mg					335
K					1031
Ca					23
Cr		0,18 – 1,53	0,5 – 2,2		
Mn		3,4 - 12	1,3 – 2,1		2,5
Fe	0,91	8,7 – 43,0	60 – 130	244 - 1710	0,48
Ni	0,81	0,23 – 0,82	0,65 – 1,3	0,53 – 2,16	
Cu	0,39	0,03 – 4,8	0,2 – 0,5	0,01 – 0,19	
Zn	0,73	0,5 – 8,56	0,4 – 0,8	18,6 – 82,8	0,2
Cd	0,10		<0,2	0,03 – 0,17	
Hg					
Pb	0,46	<0,5	0,08 – 1,4	0,01 – 0,34	
Aceites minerales					

<sup>42,3,4,5</sup> obtenido en (Manga et al. 2004)

CONTAMINANTE (mg/l) si no se especifica.	Vertedero de Harewood Whin. Rufforth, (UK) North Yorkshire 11/07/1991 (Last et al. 1993) <sup>6</sup>	Vertedero fase acetogénica, promedio 35 casos y rango, (Christensen et al. 1992) <sup>7</sup>	Vertedero fase metanogénica, promedio 29 casos y rango, (Christensen et al. 1992) <sup>8</sup>	Rango de concentraciones típicas en los lixiviados. (Jones-Lee, 1993)
pH	6,6	6,73 (5,12-7,80)	7,52 (6,8-8,2)	6,3 (5 – 7,5)
Alcalinidad	5160			
EC (μS/cm)	10600	6,9 (5,8-52)	11,5 (5,9-19,3)	6700 (2000 – 8000)
Cl	806	1805 (659-4670)	2074 (570-4710)	980 (100 – 2000)
Alcalinidad Total				3600 (500 – 10000)
Sólidos totales				16000 (3000 – 50000)
Sólidos disueltos				11000 (1000 – 20000)
Sólidos suspendidos				
COD (DQO)	33700	36817 (2740-152000)	2307 (622-8000)	15000 (1000 – 50000)
TOC	5690			3500 (700 – 10000)
DBO <sub>5</sub>	>4400	18632 (2000-68000)	374 (97-1770)	10500 (1000 – 30000)
N <sub>total</sub> Kjendahl				500 (10 – 500)
NH <sub>4</sub> -N	394	922 (194-3610)	889 (283-2040)	300 (100 – 400)
NO <sub>2</sub> -N	<0,1			
NO <sub>3</sub> -N	0,3	1,8 (1-18)	0,9 (0,2-2,1)	
P <sub>total</sub>	2,3	5 (1-23)	4 (0,3-18)	30 (0,5 – 50)
SO <sub>4</sub> -S		676 (5-1560)	67 (5-322)	380 (10 – 1000)
Na	620	1371 (474-2400)	1480 (474-3650)	700 (200 – 1500)
Mg	470	384 (25-820)	250 (40-1580)	700 (30 – 500)
K	537	1143 (350-3100)	854 (100-1580)	
Ca	1440	2241 (270-6240)	151 (23-501)	1000 (100 – 3000)
Cr	0,1			0,9 (0,01 – 1)
Mn	14,3	33 (1-164)	0,5 (0,1-3,6)	
Fe	288	653 (48-2300)	27 (2-160)	430 (10 – 1000)
Ni	0,18			1,2 (0,1 – 1)
Cu	0,02	0,13 (0,02-1,10)	0,13 (0,02-0,08)	0,5 (0,02 – 1)
Zn	0,18	17 (0,1-140)	1,1 (0,03-6,7)	21 (0,5 – 30)
Cd		0,02 (0,01-0,10)	0,02 (0,01-0,08)	0,05 (0,001 -0,1)
Hg	<0,0001	0,0004(0,0001-0,0015)	0,0002 (0,0001-0,0008)	
Pb		0,28 (0,04-0,65)	0,2 (0,04-1,9)	0,5 (0,1 – 1)
Ácidos grasos	3639			

Tabla X.1: características contaminantes de diferentes lixiviados. Fuentes diversas.

<sup>6</sup> obtenido en (Kumar et al. 2005)

<sup>7,8</sup> obtenido en (Jones et al. 2005)

## **Anexo XI:**

## **PODER CONTAMINANTE DEL**

## **LIXIVIADO.**

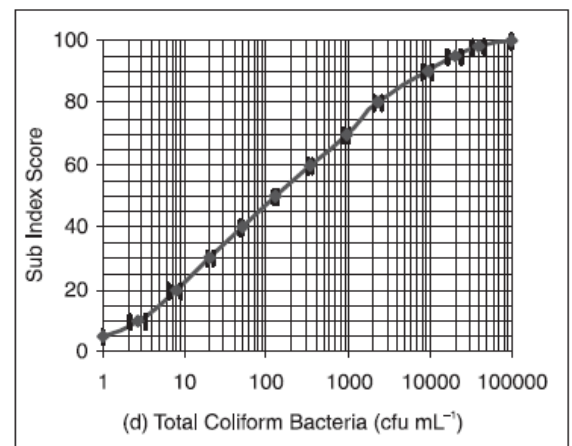
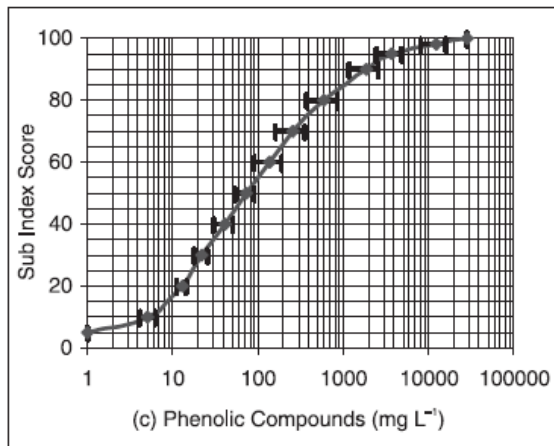
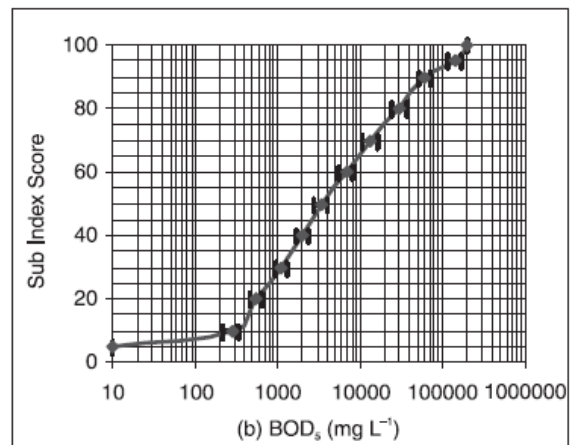
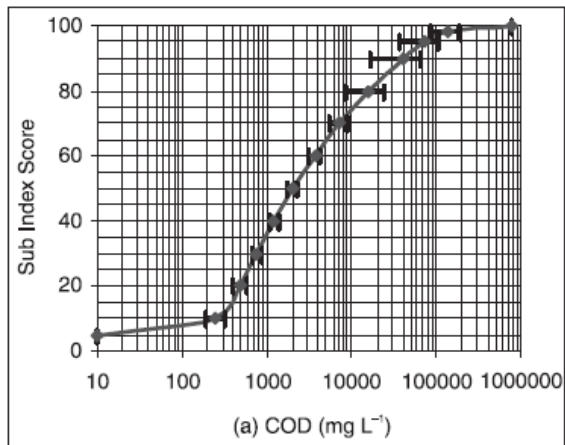
## **FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN**

(Leachate Pollution Index, LPI)

Fuente: (Kumar et Al, 2005)

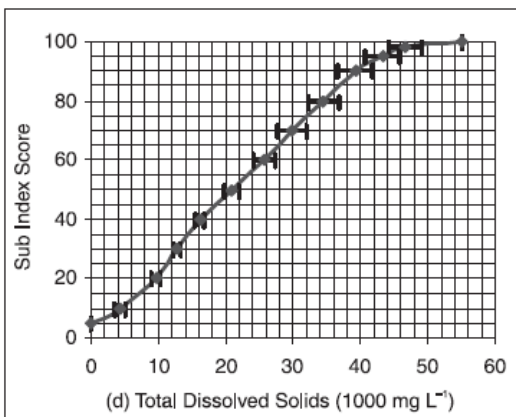
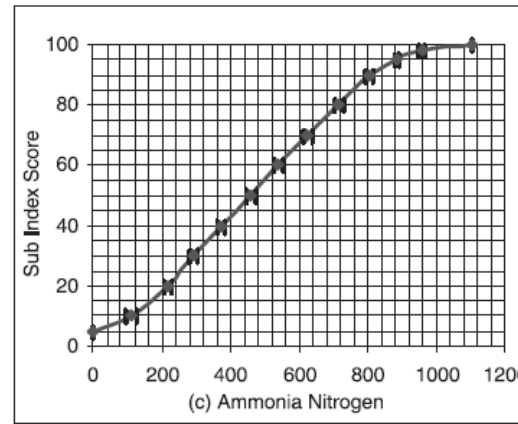
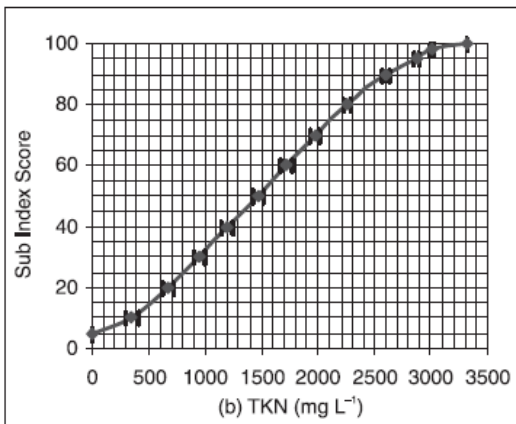
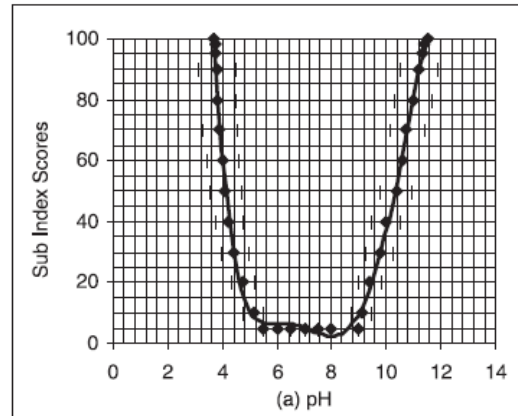
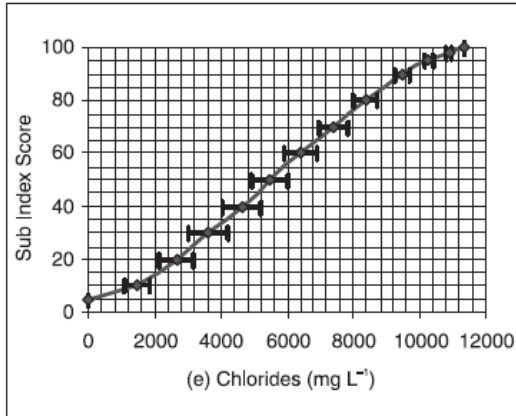
**FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN PARA COMPUESTO ORGÁNICOS:**

**Carbono orgánico disuelto (COD), DBO<sub>5</sub>, compuestos fenólicos y bacterias conformes totales**



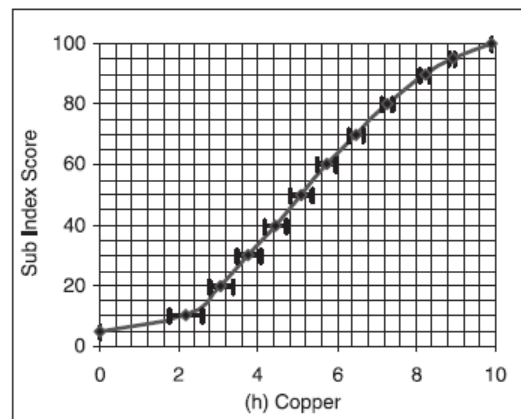
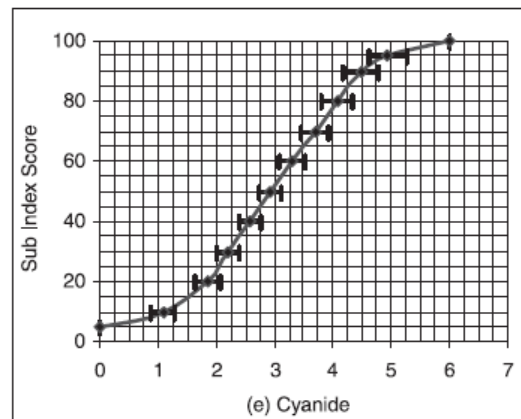
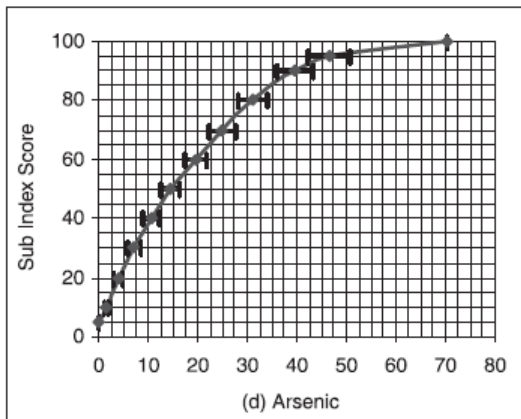
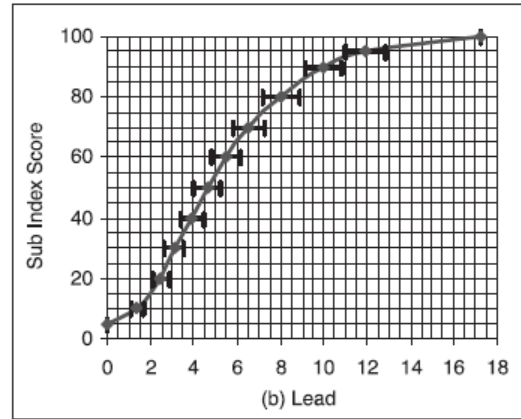
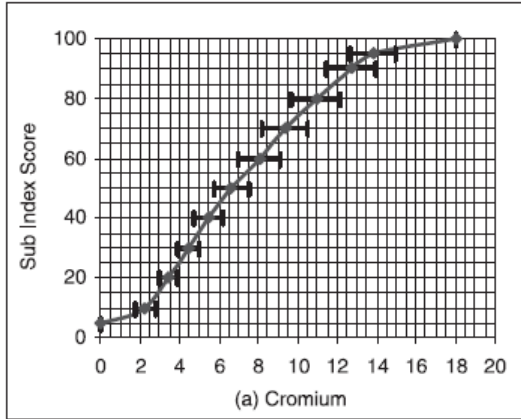
**FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN PARA COMPUESTO INORGÁNICOS:**

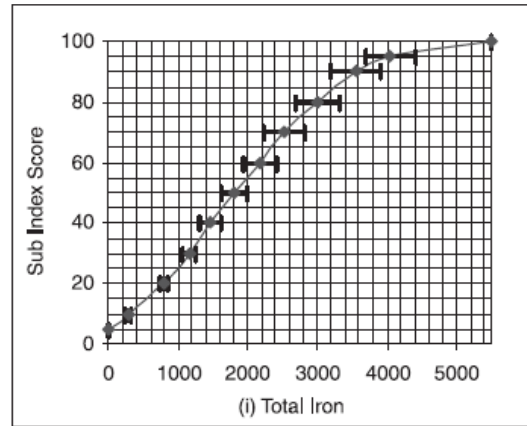
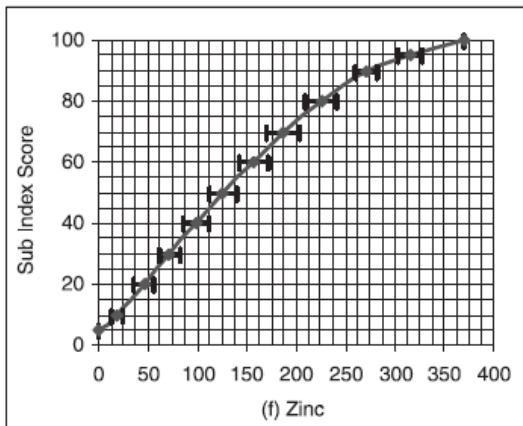
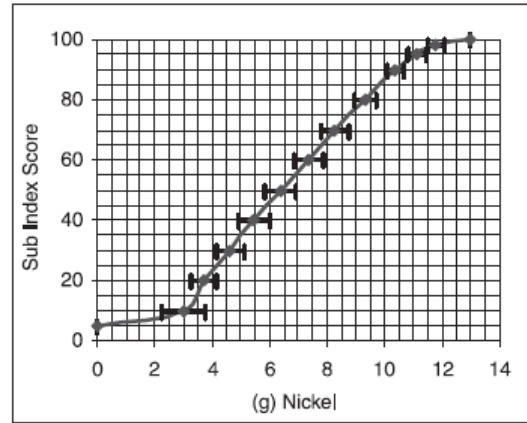
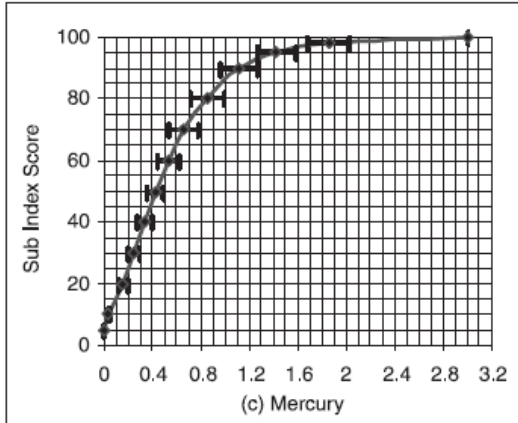
**Cloruros, pH, nitrógeno total Kjendal (TKN), nitrógeno amoniacal, sólidos disueltos totales**



**FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN PARA METALES PESADOS:**

**Cromo, Arsénico, Plomo, Cianuro, Cobre, Mercurio, Zinc, Níquel, Hierro total.**









**Anexo XII:**  
**SENSIBILIDAD DE LOS FACTORES**  
**AMBIENTALES AL LIXIVIADO**

## **XII.1 INTRODUCCIÓN**

Los lixiviados de los vertederos de residuos sólidos urbanos contienen ciertos contaminantes a niveles de concentración que pueden generar impacto, entre otros factores ambientales, a las aguas subterráneas y superficiales y pueden por lo tanto, representar una amenaza para la salud pública. De hecho los lixiviados procedentes de vertederos activos y clausurados pueden suponer la principal fuente de contaminación de las aguas subterráneas y superficiales (Ding et al. 2001; Flyhammar. 1997; Hancock et al. 1995; Isidori et al. 2003). La migración de los lixiviados del vertedero al medioambiente puede ocurrir de varias maneras; por un flujo incontrolado, por escorrentía superficial, por subsidencia o por infiltración, de este modo una de las prácticas utilizadas para evitar riesgos es el bombeo y la descarga de estos lixiviados en plantas de tratamiento de aguas residuales (Isidori et al. 2003). Dentro de las opciones disponibles para prevenir su generación existen desde la prevención en la generación de líquidos hasta diversos tratamientos sofisticados de depuración o controles estrictos en la emisión de estos lixiviados al medioambiente.

Con la acumulación de estos líquidos en balsas o depósitos, se evita, de manera segura, el problema de filtraciones y fugas siempre que la balsa esté correctamente impermeabilizada. En las balsas el líquido se evapora por la acción solar con lo cual se disminuye su volumen. El resto es retirado periódicamente por camiones cuba, recirculado a la masa de residuos o conducido hasta la planta depuradora.

Si por algún motivo de los expuestos en anteriores capítulos, la balsa se rompiera o tuviera una fuga importante, el lixiviado tomaría un cauce preferente y un caudal de líquido avanzaría cauce abajo ocupando una gran superficie. Como consecuencia todo el poder contaminante del lixiviado contenido en la balsa afectaría a los factores ambientales existentes a los que hubiese llegado la avalancha.

Como ya se citó al hablar de las características generales, los lixiviados arrastran las sustancias tóxicas producidas en el vertedero o arrastradas por la escorrentía en las eras de las plantas de compostaje. La Agencia de Medio Ambiente de EE.UU. (USEPA) ha analizado hasta 200 compuestos diferentes presentes en los lixiviados en los vertederos de residuos sólidos urbanos.

La presencia y las proporciones de los contaminantes que componen los lixiviados varían generalmente en función de los siguientes parámetros:

- La edad del vertedero
- La época del año
- Las condiciones meteorológicas
- El tipo de residuos vertidos
- La proporción de materia orgánica fermentable
- El material, tipo y diseño de la cobertura
- Grado de compactación de los residuos
- La zona geográfica
- El nivel de desarrollo
- El grado de concienciación medioambiental
- Otros

En función de diferentes autores o instituciones, se han elaborado diversas tablas en donde, a modo comparativo, se analiza la composición de los lixiviados. Estas tablas están expuestas en el capítulo 6 de esta tesis.

En este capítulo se pretende analizar el impacto que los lixiviados liberados accidentalmente generarían sobre los distintos factores ambientales existentes en el cauce aguas abajo de la instalación de vertido.

## **XII.2 IMPACTOS SOBRE LA ATMÓSFERA**

### ***XII.2.1 Generalidades***

El lixiviado se genera como consecuencia de la descomposición de los residuos putrescibles y el arrastre de los compuestos solubles. Los gases emitidos a la atmósfera a causa de los lixiviados son semejantes a los producidos en la fermentación anaeróbica de la materia orgánica en los vertederos, es decir al biogás. El biogás generado por el lixiviado está compuesto por una mezcla de metano, responsable de la inflamabilidad del gas, y de dióxido de carbono, además de otros elementos traza que pueden llegar a ser muy peligrosos a concentraciones bajas, tal es el caso del monóxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, hidrocarburos clorados (ECONS.S.A. 2003; Gandolla et al. 1998), ésteres, éteres, alquilbencenos, limoneno y otros hidrocarburos muy volátiles (El-Fadel et al. 1997)

Sin embargo el principal impacto provocado sobre la atmósfera por los lixiviados es el de los malos olores, sobre todo en el caso de una rotura en la balsa que los contiene, ya que la superficie cubierta por el líquido vertido es mucho mayor y, por lo tanto, el olor abarcará una mayor superficie.

### ***XII.2.2 Olores producidos por los lixiviados***

#### **XII.2.2.1 Origen de los olores**

El olor se origina a partir de las mezclas de compuestos orgánicos volátiles presentes inicialmente en los residuos que son arrastrados por los lixiviados (Sarkar et al. 2003b) tras la transformación microbiana de la fracción orgánica bajo condiciones anaeróbicas (Pierucci et al. 2005).

La presencia de los distintos componentes citados puede variar el tipo de olor, el cual dependerá de la edad, la etapa de la fermentación y la población de microorganismos en el líquido (El-Fadel et al. 1997). Los olores concretos de algunos compuestos pueden determinarse a concentraciones muy bajas. Los compuestos sulfurados con olores intensos son producidos en condiciones anaerobias con insuficiente aireación, lo cual también favorece la emisión de alcoholes, compuestos carbonílicos, ésteres y ácidos orgánicos (Pierucci et al. 2005).

La percepción del olor no es constante sino que varía de una composición a otra y de una persona a otra, en función de la respuesta del sentido del olfato a la mezcla de componentes (Sarkar et al. 2003a), de hecho el impacto producido por los olores depende de la superficie de la fuente generadora de olor, su tiempo de exposición y la intensidad percibida (Sarkar et al. 2003b), sin embargo, pese a la aparente toxicidad de estos gases (Gandolla et al. 1998) de forma general, no se encuentran estudios que asocien los olores de los gases emitidos por los lixiviados con efectos significativos sobre la salud humana o animal (O'Leary et al. 2002a) y son generalmente percibidos más por su molestia que por su peligro directo a la salud.

Para valorar de forma científica los parámetros que definen el olor, se recurre a los siguientes descriptores (Nicolai et al. 2005; Powers. 2004a; Powers. 2004b; St.Croix Sensory.Inc. 2005)

- Umbral: mínima concentración a la cual se detecta el olor
- Intensidad: fuerza del olor
- Persistencia: tiempo de permanencia
- Nivel hedónico: grado de aceptabilidad o rechazo del olor
- Carácter: tipo de olor que se detecta (huele como...)

Por otra parte, los olores percibidos por el ser humano tienen propiedades básicas para ser cuantificados, entre ellas la intensidad y concentración del olor en el aire, el umbral de detección y reconocimiento, la frecuencia, el tiempo de permanencia, la distancia a la fuente generadora de olor, la velocidad y dirección del viento (Glanville et al. 2004; Harmon et al. 2002; Seoánez. 1998). También la meteorología (temperatura y humedad) afecta al grado de descomposición y

degradación de los lixiviados, atenuando o realzando el movimiento y dispersión de los gases generados por el lixiviado (El-Fadel et al. 1997; Glanville et al. 2004).

### XII.2.2.2 Composición de los olores

Cuando se trata de líquidos lixiviados la composición y el tipo de olor dependen de multitud de factores tales como la composición de los residuos que los generan, la infiltración de agua, la temperatura, la capacidad de campo de la masa de residuos, entre otros aunque los principales generadores de olor son ácido sulfídrico, mercaptanos, amoníaco y derivados, aminas y derivados. Los umbrales de detección de estos y otros compuestos, también dependen de diversos factores. A continuación se adjunta una tabla con ejemplos de distintos compuestos generadores de olor:

Compuesto	Fórmula	Característica	Umbral de reconocimiento (ppm)
Ácido sulfídrico	H <sub>2</sub> S	A huevos podridos	0,0047
Escatol	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N	Fecal	0,47 – 0,022
Metilmercaptanos	CH <sub>3</sub> SH	Col podrida, mofeta	0,0021
Etilmercaptano	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> SH	Col podrida	0,001
Amoníaco	NH <sub>3</sub>	Amoniaca	46,8
Amilmercaptano	CH <sub>3</sub> (CH <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> SH	Pútrido desagradable	---
Etilamina	C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> NH <sub>2</sub>	Amoniaca	0,83
Dimetilamina	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH	Pescado podrido	0,047
Trimetilamina	(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N	Pescado podrido, amoniaca	0,00021
Dimetilsulfuro	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> S	Vegetales podridos	0,001

Tabla XII.1: ejemplos de compuestos generadores de malos olores, con su correspondiente fórmula, su olor característico y el umbral de reconocimiento. Fuente: elaborada a partir de datos obtenidos en (Lenntech. 2005; Nagata et al. 1990; Powers. 2004a; Seoáñez. 1998).

### XII.2.2.3 Relación entre la concentración y la intensidad

La concentración establece la dosis y la intensidad al efecto del olor. Al controlar la concentración de una sustancia en una masa de aire por métodos químicos, se puede establecer una relación entre la dosis y el efecto concentración – intensidad. (Seoáñez. 1998)

Para desarrollar la relación matemática entre la intensidad y la concentración del olor se puede utilizar la Ley de Weber-Fechner, cuya fórmula aplicada a la detección de olores es (DEP. 2002; Wagner et al. 2006):

$$I = k_w \cdot \log\left(\frac{C}{C_0}\right)$$

Donde:

$I$  = Intensidad del olor percibido (sin dimensiones)

$K_w$  = Constante de Weber-Fechner

$C$  = Concentración real de la sustancia en el aire

$C_0$  = Concentración del umbral de percepción de la sustancia

#### Relación entre la distancia y la intensidad

En una atmósfera totalmente estable y en calma, la difusión de un olor es tal que su intensidad disminuye con el cuadrado de la distancia al foco productor (Seoáñez. 1998), aunque en el caso de una situación atmosférica de turbulencia, se puede aplicar la siguiente fórmula (Seoáñez. 1998):

$$I_x = I_0 \cdot e^{-c \cdot x}$$

Donde:

$I_x$  = Intensidad del olor a una distancia  $x$

$I_0$  = Intensidad del olor en la fuente generadora

$C$  = constante

$X$  = distancia del punto de análisis a la fuente generadora del olor

## **XII.3 IMPACTOS SOBRE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS**

Las balsas de lixiviados son generalmente instalaciones seguras, totalmente impermeables que están preparadas para contener estos líquidos sin ningún tipo de fugas ni de filtraciones. En efecto, su función es recoger los lixiviados que se generan el propio vertedero o en la planta de compostaje evitando la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas. Por otro lado, a la hora de buscar el emplazamiento más adecuado para una instalación de eliminación de residuos es recomendable, y en algunos casos obligado por la normativa, elegir suelos con baja permeabilidad y evitar superficies sobre acuíferos de manera que en caso de una filtración, el mismo terreno pueda impedir la infiltración de estos líquidos y la consiguiente contaminación de los acuíferos cercanos de la zona, sin embargo los eficaces sistemas de impermeabilización artificial son la causa de que no siempre se elijan zonas con la geología adecuada (Allen. 2001) prevaleciendo la fisiografía sobre la geología.

### ***XII.3.1 La importancia de las aguas subterráneas***

El crecimiento y desarrollo de una región puede resultar complicado por la carencia de un suministro adecuado de agua (Memon et al. 2002), de hecho en algunos países la mayor fuente de abastecimiento de agua está basada fundamentalmente en los acuíferos, siendo las aguas subterráneas la mayor fuente de agua para uso doméstico, industrial y agrícola (Alemaw et al. 2004; Fernández-Rubio. 1993)

Es importante resaltar que el volumen de la infiltración anual media, sobre la Península Ibérica y Baleares, se cifra en 19.663 Hm<sup>3</sup>/año, frente a unos bombeos de extracción de esta agua que totalizan 4.972 Hm<sup>3</sup>/año, lo que supone sólo el 25 % de la infiltración (Fernández-Rubio. 1993), sin embargo, a pesar de que sólo la cuarta parte de estos recursos son bombeados, las aguas subterráneas abastecen a un tercio de los regadíos y el 80 % de las localidades rurales y urbanas, con once millones de habitantes (ITGE. 1993)

Antes de los años 1970s, se creía que las aguas subterráneas tenían cierto nivel de protección natural contra la contaminación. Se creía que los suelos y las capas de arena, grava y rocas en el subsuelo, funcionaban como filtros, atrapando contaminantes antes de que estos pudieran llegar hasta las aguas subterráneas. Más recientemente, se ha encontrado en cada uno de los estados del país casos de contaminación de las aguas subterráneas y algunos de estos casos han recibido gran publicidad. Ahora se sabe que algunos contaminantes pueden atravesar todas las capas de filtración, y llegan a la zona de saturación, y contaminan las aguas subterráneas. (EPA. 1990)

Aunque se han hecho varios estudios sobre la magnitud de la contaminación de aguas subterráneas, las estimaciones son difíciles de verificar por el difícil acceso a ellas (EPA. 1990) es, por tanto fundamental, necesario y urgente asegurar la calidad de los recursos hidrogeológicos para su uso por el ser humano, protegiéndolos de las fuentes de contaminación como vertederos, industrias, pesticidas y residuos (Alemaw et al. 2004)

### ***XII.3.2 Contaminación de acuíferos por lixiviados***

Como ya se ha enunciado anteriormente, las balsas de lixiviados son instalaciones seguras en donde la fuga o pérdida de líquidos se evita por medio del sistema de impermeabilización, por otro lado su emplazamiento está elegido buscando suelos con material poco permeable. No obstante, en el caso hipotético de una rotura en el dique de la balsa de lixiviados, el caudal de líquido avanzaría cauce abajo y, en función del volumen contenido y liberado, podría avanzar

varios kilómetros hasta llegar a una zona de mayor permeabilidad que permitiera la infiltración y percolación hasta la capa freática.

La magnitud del impacto producido por un escape de lixiviados estaría directamente relacionada con el poder contaminante de estos líquidos y con la importancia que tuviera el acuífero receptor, es decir si se utilizase para extraer agua de consumo humano, agua de uso agrícola o agua para uso industrial o, por el contrario, ya fuera un acuífero contaminado o salinizado sin ningún interés. Los lixiviados procedentes de residuos sólidos suponen una amenaza importante a los recursos hídricos en muchos países del mundo (Duggan. 2005; Von der Heyden et al. 2004). Un acuífero contaminado contiene compuestos químicos que pueden causar sabores u olores indeseables hasta tal punto que se tenga que prohibir su uso para consumo humano o animal. Por esta razón muchos pozos decantación de agua deben ser abandonados (Lee et al. 2006) ya que más del 90 % de los compuestos orgánicos presentes en los lixiviados, sobre todo los procedentes de vertederos, no están identificados o cuantificados por lo que sus consecuencias sobre la salud humana y animal son todavía desconocidas (Jones-Lee et al. 1993)

Las sustancias que pueden contaminar las aguas subterráneas se pueden dividir en dos categorías: las sustancias que ocurren naturalmente y las sustancias introducidas por las actividades humanas. Un gran porcentaje de los casos de contaminación de las aguas subterráneas de la actualidad proviene de la gran variedad de actividades humanas (EPA. 1990)

La potencial vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación depende fundamentalmente de la susceptibilidad o vulnerabilidad de su área de recarga. Las áreas con alto grado de recarga son potencialmente más vulnerables a la contaminación que otras (Bekesi et al. 2002). Los acuíferos que carecen de una cubierta de material impermeable son también susceptibles a la contaminación. Los suelos existentes sobre la capa freática proporcionan la primera protección contra la contaminación de las aguas subterráneas (Alemaw et al. 2004).

Los esfuerzos para la protección de las aguas subterráneas deben centrarse en la protección de los sistemas de captación de agua que puedan ser contaminados por filtraciones de líquidos contaminados (O'Leary et al. 2002a), entre los cuales los lixiviados son una de las amenazas más importantes para las aguas subterráneas (El-Fadel et al. 1997), además de la emisión de CO<sub>2</sub> y elementos traza en forma de gases solubles. El contacto directo de los lixiviados con el agua existente en los acuíferos supone un importante peligro de contaminación (Chofqi et al. 2004).

Los lixiviados constituyen un flujo altamente peligroso y agresivo con una contaminación potencial que supera al de muchos residuos industriales (Orta de Veasquez et al. 2003) aunque el impacto provocado por éstos también depende de otros factores que podrían agravar o atenuar el impacto ambiental, tales como la vulnerabilidad del medio que recibe el lixiviado, el volumen, el tiempo de permanencia, la profundidad del acuífero, el tipo de suelo y su capacidad de campo, etc. (Kumar et al. 2005). Además, un flujo no tratado previamente de líquido contaminante puede transportar altas concentraciones de compuestos orgánicos, metales pesados, bacterias patógenas y virus (Al Yaqout. 2003). La transferencia de estos compuestos y sobre todo de metales pesados, desde los lixiviados al suelo y, por consiguiente, a las aguas subterráneas representa un riesgo potencial a la salud humana y al medio ambiente (Henry et al. 1997; Toribio et al. 2005; Von der Heyden et al. 2004)

Los metales pesados son muy persistentes en los suelos, con tiempos de permanencia que pueden llegar a miles de años (Alloway et al. 1991) aunque la movilidad de éstos está condicionada por el pH propio del suelo y el contenido en materia orgánica (Toribio et al. 2005)

La contaminación de las aguas subterráneas y su distribución se ve favorecida por una escasa profundidad de la capa freática, alta permeabilidad del suelo, ausencia de sistemas de drenaje y por el contacto directo del agua subterránea con la fuente de lixiviado infiltrado (Chofqi et al. 2004), buena calidad del agua subterránea y alta velocidad del flujo (>30 m/año) por lo que se deben identificar correctamente los lugares donde los impactos pudieran ser mayores (Barker. 1997)

Un problema añadido a la contaminación de un acuífero por lixiviados es la presencia de acuíferos de karst, en los cuales puede no detectarse contaminación en el lugar y en el tiempo

supuestos y sin embargo aparecer agua contaminada después de un tiempo y a una distancia considerable tal y como se describe en la rotura de una balsa de lixiviados en Lehigh River Valley de Alleton, Pennsylvania, PA (Memon et al. 2002).

### ***XII.3.3 Desarrollo de la pluma contaminante de lixiviado***

Un prerequisite importante para los estudios de campo sobre el movimiento de contaminantes hacia las aguas subterráneas es un conocimiento adecuado de las propiedades geoquímicas del terreno en el cual migran los contaminantes (Heron et al. 1998). El flujo de lixiviados cuando éste encuentra un terreno permeable forma lo que se denomina la pluma contaminante. Los procesos ocurridos en los bordes de dicha pluma influyen de manera determinante en la atenuación natural de la pluma (van Breukelen et al. 2004).

Los programas de control de las aguas subterráneas presumen que la pluma de lixiviados se desarrolla a través del suelo y avanza con anchura variable hasta el flujo de agua subterránea (Lee et al. 1994).

Hay que tener en cuenta que, aunque los materiales arcillosos son utilizados ampliamente como material impermeable, los lixiviados pueden interaccionar químicamente con ellos, sobre todo con las bentonitas, ocasionando un incremento en la conductividad hidráulica del terreno con el tiempo (Allen. 2001; Hoeks et al. 1987) lo que podría provocar, a corto o medio plazo, una vía preferente y una filtración.

### ***XII.3.4 Atenuación y remediación del acuífero contaminado***

Las primeras actuaciones que deben plantearse para controlar la calidad de las aguas subterráneas que han sufrido un proceso potencialmente contaminante consisten en instalar sistemas eficaces de vigilancia que permitan determinar la existencia de procesos contaminantes, su intensidad, extensión, tipo de compuestos vertidos, vulnerabilidad del entorno y del acuífero receptor (Fernández. 1998).

Se debe realizar un estudio exhaustivo sobre el estado en el que se encuentran las aguas subterráneas durante el periodo de explotación de la instalación de eliminación de residuos, para lo cual se precisa: un inventario de puntos de agua, profundidad del nivel saturado, parámetros hidráulicos del suelo, obtención del balance hídrico para el cálculo de la escorrentía y de la infiltración y caracterización de la calidad natural del agua (Herráez. 1998).

Para asegurar la protección de las capas subterráneas de agua frente a líquidos contaminantes se debe elegir un terreno impermeable bajo el cual no discorra ningún acuífero de interés humano o ambiental (Herráez. 1998), esta premisa debería hacerse extensiva a todo el camino potencial que recorrería el caudal de lixiviado en caso de rotura de la balsa.

En muchas ocasiones los recortes presupuestarios en la construcción de vertederos y plantas de compostaje, llevan asociados gastos en actuaciones posteriores de remediación y corrección que son comparativamente mucho mayores que el ahorro inicial obtenido (Herráez. 1998). Por otra parte, también es interesante recalcar que los vertederos sellados pueden causar mayores problemas que los vertederos en explotación, ya que una vez que han sido abandonados, caen en el olvido y no existen medidas de seguimiento y control que se mantengan en el futuro (MIMAM. 1996).

Por otro lado existen procesos naturales que pueden atenuar o minimizar el la contaminación de un acuífero y el grado de avance de la pluma contaminante, es decir, las precipitaciones, la adsorción, la atenuación natural (Von der Heyden et al. 2004), la absorción, los procesos de dispersión y la biodegradabilidad (Barker. 1997), aunque de forma general la atenuación de contaminantes puede verse influida por las características geoquímicas del material del acuífero (Heron et al. 1998).



Un filtro natural de turba en la superficie afectada por la avalancha de lixiviado, puede reducir la concentración de metales pesados en el lixiviado, siempre que este sea renovado periódicamente (Tricys. 2002).

Para remediar o mitigar el impacto ambiental en el caso de acuíferos karst se debe proceder desarrollando un modelo hidrológico que defina el movimiento de la pluma en el acuífero, gestionando la pluma contaminante para evitar el movimiento hacia zonas con acuíferos y bombear y depurar el agua subterránea contaminada para ser utilizada posteriormente (Memon et al. 2002).

En caso de producirse una rotura de la balsa de lixiviados y un flujo aguas abajo del cauce, habría que controlar en qué puntos se ha podido producir una infiltración importante y, en estos casos realizar análisis del agua de los acuíferos hasta varios kilómetros de distancia de la posible filtración (Lee et al. 2006).

## XII.4 IMPACTOS SOBRE LAS AGUAS SUPERFICIALES

### XII.4.1 Contaminación de aguas superficiales por lixiviados

Cuando se analiza, en la fase de explotación, la fuga de lixiviados en un vertedero y sus impactos sobre el entorno medioambiental, se tiene en cuenta fundamentalmente la contaminación de las aguas subterráneas, siendo éstas las que se controlan y analizan periódicamente.

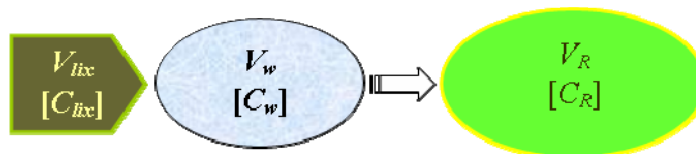
Si se produjera una rotura en la balsa que contiene los lixiviados, el caudal resultante de la rotura tomaría un cauce y podría llegar a una masa o cauce de agua, contaminándolo. Si un volumen relativamente importante de lixiviados llega a un curso de agua, es muy probable que se sobrepasen los valores de sólidos en suspensión, DBO y DQO permitidos, así como las concentraciones de cloruros, nitratos y otros elementos (Robinson. 2005), disminuyendo la concentración de oxígeno disponible para los organismos vivos (Chan et al. 1999; O'Leary et al. 2002a). Por otra parte, los compuestos orgánicos presentes en los lixiviados contienen una importante cantidad de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que pueden ser liberados para algas y otras plantas y provocar la eutrofización del agua (Chan et al. 1999; Mwiganga et al. 2005).

El lixiviado procedente de una instalación de eliminación de residuos contiene compuestos químicos que suponen una seria amenaza para la salud humana y animal que pudiera consumir esta agua contaminada (Lee et al. 2006), así mismo también podría afectar gravemente la fauna acuática existente en el cauce (RSWLT. 2006) y perjudicar los otros beneficios sociales y culturales que proporciona un curso o masa de agua. Por muchas razones, los criterios legales de protección de la vida acuática son los más estrictos, sólo por detrás de los referentes a guas para consumo humano (Lee et al. 2006)

### XII.4.2 Cálculo del poder contaminante del lixiviado en una masa de agua

Cuando se pretende calcular el estado final del grado de contaminación de un volumen de agua tras un vertido de líquido contaminante se deben tener en cuenta multitud de factores relativo a las características hidrodinámicas del cauce receptor y las del caudal de líquido vertido.

De una manera fácil y rápida puede calcularse por medio de un balance de masas, para el cual se debe conocer el volumen de agua en la masa de agua ( $V_w$ ), el volumen de lixiviado vertido ( $V_{lix}$ ), la concentración del producto o elemento contaminante en la masa de agua [ $C_w$ ] y la concentración del producto o elemento contaminante en el lixiviado [ $C_{lix}$ ].



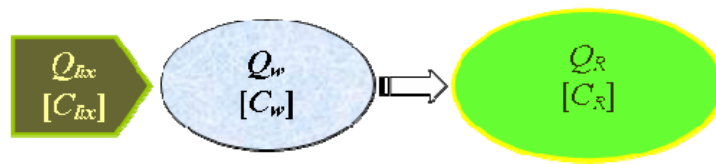
El balance de masas resultantes de un vertido de lixiviados en una masa de agua se representa de la forma siguiente:

$$V_{lix} + V_w = V_R$$

$$V_{lix} \cdot [C_{lix}] + V_w \cdot [C_w] = V_R \cdot [C_R]$$

En donde  $V_R$  sería el volumen resultante y  $[C_R]$  la concentración resultante de producto o elemento contaminante.

Si en lugar de calcular el volumen resultante se pretende calcular el caudal resultante de un cauce fluvial, en régimen turbulento, se procedería de manera similar, siendo  $Q_{lix}$  el caudal de lixiviado que llega al cauce fluvial y  $Q_w$  el caudal del río o cauce fluvial.



El balance de masas resultantes de un vertido de lixiviados en una cauce de agua se representa de la forma siguiente:

$$Q_{lix} + Q_w = Q_R$$

$$Q_{lix} \cdot [C_{lix}] + Q_w \cdot [C_w] = Q_R \cdot [C_R]$$

En donde  $Q_R$  sería el volumen resultante y  $[C_R]$  la concentración resultante de producto o elemento contaminante.



Figura XII.1: Ortofotografía de una balsa de lixiviados para una planta de compostaje a pocos centenares de metros de un río. Fuente: Cartografía Temática de la Comunidad Valenciana. Conselleria de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana. <http://orto.cth.gva.es>

### **XII.4.3 Calidades exigidas a las aguas superficiales**

Conociendo el volumen de la masa de agua que recibe el vertido de lixiviado, el volumen de lixiviado vertido, la concentración de un determinado contaminante en el lixiviado y la concentración de ese mismo contaminante en la masa de agua, se puede calcular, por medio de las fórmulas anteriores, la concentración final del contaminante en la masa de agua que ha sufrido un vertido. El mismo cálculo se podría realizar conociendo los caudales del cauce fluvial y de la avalancha de lixiviado. Al final se obtendrá la concentración de un contaminante concreto en una masa de agua tras sufrir un vertido contaminante.

En función del uso que se le de a esa masa o cauce de agua, tendrá unos niveles máximos de contaminantes. Estos valores máximos de contaminante se estudian a continuación.

#### **XII.4.3.1 Calidad exigida a las aguas superficiales que sean destinadas a la producción de agua potable<sup>43</sup>**

- Las aguas superficiales susceptibles de ser destinadas al consumo humano quedan clasificadas en los tres grupos siguientes, según el grado de tratamiento que deben recibir para su potabilización.
  - Tipo A1. Tratamiento físico simple y desinfección.
  - Tipo A2. Tratamiento físico normal, tratamiento químico y desinfección.
  - Tipo A3. Tratamiento físico y químico intensivos, afino y desinfección.
  
- Los niveles de calidad de las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable que fijen los planes hidrológicos no podrán ser menos estrictos que los que figuran en la tabla siguiente para los distintos tipos de calidad que figuran en el apartado anterior, salvo que se prevea un tratamiento especial que las haga potables.

No obstante lo anterior, y excepcionalmente, los citados límites que figuran en dicha tabla podrán ampliarse en los supuestos siguientes:

- a) Inundaciones u otras catástrofes naturales.
  
- b) Condiciones meteorológicas o geográficas excepcionales, por lo que concierne a los parámetros o límites que están señalados con la letra "O" en la tabla siguiente.
  
- c) Enriquecimiento natural de las aguas superficiales en ciertas sustancias cuyo resultado sea la superación de los límites establecidos en la tabla para los grupos A1, A2 y A3.
  
- d) Lagos de profundidad no superior a 20 metros cuya renovación hídrica necesita más de un año y que no reciban vertidos directos de aguas residuales, por lo que concierne a los parámetros señalados con un asterisco (\*) en la tabla.

Se entenderá por enriquecimiento natural el proceso en virtud del cual una masa de agua determinada recibe del suelo determinadas sustancias contenidas en el mismo sin intervención humana.

Las Confederaciones Hidrográficas y las Administraciones Hidráulicas de las Comunidades Autónomas en las cuencas de sus respectivas competencias acordarán la aplicación de las excepciones señaladas, precisando los motivos que las originan y los períodos de tiempo para los que se prevén. En ningún caso las excepciones previstas podrán ignorar las obligaciones impuestas por la protección de la salud pública."

---

<sup>43</sup> Directiva 75/440/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros y sucesivas actualizaciones

Parámetro	Unidad	Tipo A1	Tipo A2	Tipo A3
pH	-	(6,5-8,5)	(5,5-9)	(5,5-9)
Color (O)	Escala Pt	20	100	200
Sólidos en suspensión	mg/l	(25)	-	-
Temperatura (O)	°C	25	25	25
Conductividad a 20°C	µS/cm	(1.000)	(1.000)	(1.000)
Nitratos (O) (*)	mg/l NO <sub>3</sub>	50	50	50
Fluoruros (1)	mg/l F	1,5	(0,7/1,7)	(0,7/1,7)
Hierro disuelto	mg/l Fe	0,3	2	(1)
Manganeso	mg/l Mn	(0,05)	(0,1)	(1)
Cobre	mg/l Cu	0,05 (O)	(0,05)	(1)
Zinc	mg/l Zn	3	5	5
Boro	mg/l B	(1)	(1)	(1)
Arsénico	mg/l As	0,05	0,05	0,1
Cadmio	mg/l Cd	0,005	0,005	0,005
Cromo total	mg/l Cr	0,05	0,05	0,05
Plomo	mg/l Pb	0,05	0,05	0,05
Selenio	mg/l Se	0,01	0,01	0,01
Mercurio	mg/l Hg	0,001	0,001	0,001
Bario	mg/l Ba	0,1	1	1
Cianuros	mg/l CN	0,05	0,05	0,05
Sulfatos (**)	mg/l SO <sub>4</sub>	250	250 (O)	250 (O)
Cloruros (**)	mg/l Cl	(200)	(200)	(200)
Detergentes	mg/l (lauril-sulfato)	(0,2)	(0,2)	(0,5)
Fosfatos (*) (2)	mg/l P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	(0,4)	(0,7)	(0,7)
Fenoles	mg/l C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	0,001	0,005	0,1
Hidrocarburos disueltos o emulsionados (tras extracción en éter de petróleo)	mg/l	0,05	0,2	1
Carburos aromáticos policíclicos	mg/l	0,0002	0,0002	0,001
Plaguicidas totales	mg/l	0,001	0,0025	0,005
DQO (*)	mg/l O <sub>2</sub>	-	-	(30)
Oxígeno disuelto (*)	% satur	(70)	(50)	(30)
DBO5 (*)	mg/l O <sub>2</sub>	(3)	(5)	(7)
Nitrogeno Kjeldahl	mg/l N	(1)	(2)	(3)
Amoniaco	mg/l NH <sub>4</sub>	(0,05)	1,5	4 (O)
Sustancias extraíbles con cloroformo	mg/l SEC	(0,1)	(0,2)	(0,5)
Coliformes totales a 37°C	100 ml	(50)	(5.000)	(50.000)
Coliformes fecales	100 ml	(20)	(2.000)	(20.000)
Estreptococos fecales	100 ml	(20)	(1.000)	(10.000)
Salmonellas		Ausente en 5.000 ml	Ausente en 1.000 ml	

(1) Los valores indicados constituyen los límites superiores determinados en función de la temperatura media anual (temperatura elevada y temperatura baja)

(2) Se incluye este parámetro para cumplir los requisitos ecológicos de determinados medios.

(\*\*) Salvo que no existan aguas más aptas para el consumo.

Nota: Las cifras entre paréntesis se tomarán como valores indicativos deseables con carácter provisional.

(Anexo redactado de conformidad con el [R.D. 1541/94](#))

#### XII.4.3.2 Calidad exigida a las aguas dulces superficiales para ser aptas para el baño<sup>44</sup>

- Se aplicará esta normativa en aquellos parajes de aguas dulces superficiales, corrientes o embalsadas, en los que esté expresamente autorizado el baño de personas por las

<sup>44</sup> Directiva 76/160/CEE, del Consejo, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas para baño y sucesivas actualizaciones.

autoridades competentes, o no esté prohibido y se practique habitualmente por un número importante de bañistas. Estos parajes quedarán definidos de modo concreto en cada Plan Hidrológico.

- Los Planes hidrológicos establecerán para cada paraje de los definidos en el apartado anterior objetivos de calidad que no podrán ser menos estrictos que los que figuran en la tabla siguiente para los distintos parámetros analíticos, atendida asimismo la frecuencia de muestreo y análisis tipo.
- Las muestras se tomarán en la hora de máxima afluencia de bañistas y a 30 centímetros de profundidad, salvo el parámetro 8 que se efectuará en superficie. El parámetro se considerará correcto si los valores del 95 por 100 de las muestras se mantiene inferior a lo exigido, que se rebaja al 80 por 100 en los parámetros 1 y 2, siempre que ningún valor rebase en más del 50 por 100 el valor de los límites estipulados para éstos, y para los parámetros 6, 12 y microbiológicos.
- En todo caso los criterios de calidad mínima para las aguas que sean declaradas aptas para el baño son los que estén establecidos en cada momento por la normativa sanitaria.

Parámetro	Unidad	Valor máximo	Métodos de análisis e inspección
1. Coliformes totales	/100 ml	10.000	Recuento NMP o filtración y cultivo con identificación de colonias
2. Coliformes fecales	/100 ml	2.000	Recuento NMP o filtración y cultivo con identificación de colonias
3. <i>Escherichia coli</i>	/100 ml	(100)	Método de Litsky NMP o filtración y cultivo
4. <i>Salmonellas</i>	/1 l	0	Filtración, inoculación, identificación
5. Enterovirus	PFu/10 ml	0	Concentración y confirmación
6. pH	u	6 a 9	Electrotecnia con calibración en los pH 7 y 9
7. Color	-	Sin cambios anormales	Inspección visual o fotometría escala Pt-CO
8. Aceites minerales	mg/l	Sin película visible ni olor	Inspección visual y olfativa o residuo seco
9. Sustancias tensoactivas	mg/l laurilsulfato	Sin espuma persistente (0,3)	Inspección visual. Espectrofotometría con azul de metileno
10. Fenoles	mg/l C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	Sin olor específico 0,05	Inspección olfativa. Espectrofotometría método (4 A A P)
11. Transparencia	m	1	Disco de Secchi
12. Oxígeno disuelto	% saturado	(80-120)	Método de Winkler o electrométrico
13. Residuos de alquitrán y flotantes	-	(Inexistencia)	Inspección visual

- Frecuencia mínima de análisis: Bimensual.
- Notas:
  - Las cifras entre paréntesis se tomarán como valores indicativos deseables provisionales.
  - Los parámetros 3, 4 y 5 serán comprobados cuando, mediante inspección, se estime posible su presencia por deterioro de la calidad de las aguas.
  - Los parámetros 9, 10 y 11 serán comprobados en laboratorio si se sospecha el incumplimiento por la inspección organoléptica.

#### XII.4.3.3 Calidad exigible a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces<sup>45</sup>

- Las aguas continentales que requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces quedan clasificadas en los dos grupos siguientes:

<sup>45</sup> Directiva del Consejo 78/659/CEE, de 18 de julio, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces y sucesivas actualizaciones

*Tipo S* (aguas salmonícolas). Las aguas en las que viven o podrían vivir los peces que pertenecen a especies tales como el salmón (*Salmo salar*), la trucha (*Salmo trutta*), el timalo (*Thymallus thymallus*) y el corégono (*Coregonus*).

*Tipo C* (aguas ciprinícolas). Las aguas en las que viven o podrían vivir los peces que pertenecen a los ciprinidos (*Cyprinidae*), o a otras especies tales como el lucio (*Esox lucius*), la perca (*Perca fluviatilis*) y la anguila (*Anguilla anguilla*).

- Las aguas continentales que se definan en los Planes Hidrológicos como aguas que requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces tendrán unos niveles de calidad que no podrán ser menos estrictos que los que figuran en la tabla I para los dos grupos especificados en el apartado anterior.

TABLA I

Parámetro	Tipo S	Tipo C	Observaciones
1. Temperatura (°C)	1. La temperatura media aguas abajo de un vertido térmico (en el límite de la zona de mezcla no deberá superar la temperatura natural en más de :		Se podrán decidir excepciones limitadas geográficamente en condiciones particulares si la autoridad competente pudiera probar que dichas excepciones no tendrán consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces.
	1,5°C	3°C	
	2. El vertido térmico no deberá tener como consecuencia que la temperatura en la zona situada aguas abajo del punto de vertido térmico (en el límite de la zona de mezcla) supere los valores siguientes:		
	21,5 (0) 10 (0)	28 (0) 10 (0)	
	El límite de la temperatura de 10°C no se aplicará sino a los periodos de reproducción de las especies que tienen necesidad de agua fría para su reproducción y exclusivamente a las aguas que puedan contener dichas especies.		
Los límites de las temperaturas podrán, sin embargo, ser superados durante el 2 por 100 del tiempo.			
2. Oxígeno disuelto (mg/l O <sub>2</sub> )	50% ≥ 9	50% ≥ 7	La autoridad competente deberá probar que esta situación no tendrá consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de poblaciones de peces.
	Cuando el contenido de oxígeno descienda por debajo de		
	6	4	
3. pH	6-9 (0) (1)	6-9 (0) (1)	
4. Materias en suspensión	(≤ 25) (0)	(≤ 25) (0)	
5. D.B.O. (mg/l O <sub>2</sub> )	(≤ 3)	(≤ 6)	
6. Fósforo total (mg/l P)	(0,2)	(0,4)	En lo referente a los lagos cuya profundidad media se situa entre 18 y 200 metros, se podría aplicar la siguiente fórmula: $L \leq 10 (Z/T_w) \cdot [1 + (T_w)^{1/2}]$ L = La carga expresada en mg P por metro cuadrado de superficie del lago durante un año. Z = La profundidad media, expresada en metros. T <sub>w</sub> = El tiempo teórico de renovación del agua del lago, expresado en años. En los demás casos, los valores límites de 0,2 mg/l para las aguas salmonícolas y de 0,4 mg/l para las ciprinícolas, expresados en PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , podrán ser considerados como valores indicativos que permiten reducir la eutrofización.

7. Nitritos (mg/l NO <sub>2</sub> )	(≤ 0,01)	(≤ 0,03)	
8. Compuestos fenólicos (mg/l C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	(2)	(2)	
9. Hidrocarburos de origen petrolero	(3)	(3)	
10. Amoníaco no ionizado (mg/l NH <sub>3</sub> )	≤ 0,025	≤ 0,025	Los valores de amoníaco no ionizado podrán ser superados a condición de que se trate de puntas poco importantes que aparezcan durante el día
11. Amonio total (mg/l NH <sub>4</sub> )	≤ 1 (4)	≤ 1 (4)	
12. Cloro residual total (mg/l HOCl)	≤ 0,005	≤ 0,005	Estos valores corresponden a una pH 6. Podrán aceptarse valores mayores si el pH fuese superior.
13. Cinc total (mg/l Zn)	≤ 0,3	≤ 1,0	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/l de CaCO <sub>3</sub> . para durezas comprendidas entre 10 y 500 mg/l, los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la tabla II.
14. Cobre soluble (mg/l Cu)	(≤ 0,04)	(≤ 0,04)	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/l de CaCO <sub>3</sub> . para durezas comprendidas entre 10 y 300 mg/l, los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la tabla III.

(0) Se podrán superar los límites fijados en circunstancias meteorológicas o geográficas excepcionales y cuando las aguas experimenten un enriquecimiento natural en determinadas sustancias, entendiéndose por tal el proceso mediante el cual una masa de agua determinada recibe del suelo ciertas sustancias contenidas en él sin intervención del hombre.

(1) Las variaciones artificiales de pH con respecto a los valores constantes no deberán superar + 0,5 unidades de pH en los límites comprendidos entre 6,0 y 9,0, a condición de que estas variaciones no aumenten la nocividad de otras sustancias en el agua.

(2) Los compuestos fenólicos no podrán estar presentes en concentraciones que alteren el sabor del pescado.

(3) Los productos de origen petrolero no podrán estar presentes en las aguas en cantidades que:

- Formen una película visible en la superficie del agua o se depositen en capas en los lechos de las corrientes de agua o en los lagos.
- Transmitan al pescado un perceptible sabor a hidrocarburos.
- Provoquen efectos nocivos en los peces.

(4) En condiciones geográficas o climatológicas particulares y especialmente en el caso de bajas temperaturas del agua y reducida nitrificación o cuando la autoridad competente pueda probar que no hay consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces, se podrán fijar valores superiores a 1 mg/l.

TABLA II

Cinc total. Concentraciones de cinc (mg/l Zn) en función de los diversos valores de la dureza de las aguas comprendidos entre 10 y 500 mg/l CaCO<sub>3</sub>.

	Dureza del agua (mg/l CaCO <sub>3</sub> )			
	10	50	100	500
Aguas salmonícolas (mg/l Zn)	0,03	0,2	0,3	0,5
Aguas ciprinícolas (mg/l Zn)	0,3	0,7	1,0	2,0

TABLA III

Cobre soluble, Concentraciones de cobre soluble (mg/l Cu) en función de los diversos valores de las durezas de las aguas comprendidos entre 10 y 300 mg/l CaCO<sub>3</sub>.

	Dureza del agua (mg/l CaCO <sub>3</sub> )			
	10	50	100	300
mg/l Cu	0,005	0,022	0,04	0,112

Notas:

- a) Las cifras entre paréntesis se tomarán como valores indicativos deseables con carácter provisional.  
 b) En ningún caso las excepciones previstas podrán ignorar las obligaciones de protección de la salud pública.  
 c) En la fijación de los valores de los parámetros, se ha partido de la hipótesis de que los demás parámetros, estén mencionados o no, resultan favorables. Ello implica que la concentración de sustancias nocivas que aquí no se mencionen serán muy débiles. Si dos o más sustancias nocivas estuvieran presentes en una mezcla podrían aparecer efectos acumulativos importantes (efectos de adición, de sinergia, o efectos antagónicos).

#### XII.4.3.4 Calidad exigible a las aguas cuando requieran protección o mejora para cría de moluscos<sup>46</sup>

Las aguas (continentales) salobres que se definan en los planes hidrológicos como aguas que requieran protección o mejora para permitir la vida y el crecimiento de moluscos tendrán unos niveles de calidad que no podrán ser menos estrictos que los que figuran en la tabla.

Parámetros	Valor
1. pH	7-9
2. Temperatura °C	La diferencia de temperatura provocada por un vertido no deberá, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, superar en más de 2°C a la temperatura medida en las aguas no afectadas.
3. Coloración (después de filtración mg Pt/l)	Después de filtración, el color del agua provocado por un vertido no deberá, en las aguas afectadas por dicho vertido, acusar una diferencia de más de 10 mg Pt/l con el color medido en las aguas no afectadas.
4. Materias en suspensión mg/l	El aumento del contenido de materias en suspensión provocado por un vertido no deberá, en las aguas para cría de moluscos, afectadas por dicho vertido, ser superior en más de un 30 por 100 al que se halla medido en las aguas no afectadas.
5. Salinidad %	- ≤ 40 por 100. - La variación de la salinidad provocada por un vertido, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, no deberá ser superior en más de un 10 por 100 a la salinidad medida en las aguas no afectadas.
6. Oxígeno disuelto (% Saturación)	- ≥ 70 por 100 (valor medio). - Si una medición individual indicará un valor inferior al 70 por 100, las mediciones se repetirán. - Una medición individual no podrá indicar un valor inferior al 60 por 100 salvo cuando no haya consecuencias perjudiciales para el desarrollo de las poblaciones de moluscos.
7. Hidrocarburos de origen petrolero	Los hidrocarburos no deberán hallarse en el agua para cría de moluscos en concentraciones tales que: - Produzcan en la superficie del agua una película visible y/o un depósito sobre los moluscos. - Provoquen efectos nocivos sobre los moluscos.
8. Sustancias organohalogenadas	La concentración de cada sustancia en el agua para cría de moluscos o en la carne de los moluscos no deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos en dichos moluscos y sus larvas.
9. Metales: Plata, Ag. Arsénico As. Cadmio, Cd. Cromo, Cr. Cobre, Cu. Mercurio, Hg. Niquel, Ni. Plomo, Pb. Cinc, Zn. mg/l.	La concentración de cada sustancia en el agua para la cría de moluscos o en la carne de moluscos no deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos en dichos moluscos y en sus larvas. Los efectos de sinergia de estos metales deberán ser tomados en consideración.
10. Coliformes fecales/100 ml	≤ 300 en la carne de los moluscos y en el líquido interlarvar (1).
11. Sustancias que influyen en el sabor de los moluscos	Concentración inferior a la que pueda deteriorar el sabor de los moluscos.

(1) Este valor deberá ser respetado obligatoriamente en aquellas aguas en las que vivan los moluscos directamente comestibles.

Notas:

- a) Se podrán superar los límites fijados en circunstancias meteorológicas o geográficas excepcionales.  
 b) Las cifras entre paréntesis se tomarán como valores indicativos deseables con carácter provisional.

<sup>46</sup> Directiva del Consejo 79/923/CEE, de 30 de octubre, relativa a la calidad exigida a las aguas para la cría de moluscos y sucesivas actualizaciones



## **XII.5 IMPACTO SOBRE LA VEGETACIÓN**

La presencia de lixiviados en un suelo con vegetación agrícola o forestal puede alterar el crecimiento de las especies presentes y disminuir significativamente su productividad. Por otra parte supone un importante riesgo para la salud animal (Olaeta et al. 2004).

La repuesta de las plantas, ya sean herbáceas, arbustivas o arbóreas, a los lixiviados varía mucho de una especie a otra, e incluso dentro de una misma especie puede variar en función de su estado fenológico y de las características del lixiviado (composición, dilución con agua, edad de los residuos de los que proviene, tipo de residuos de los que proviene, etc.). También tienen gran influencia las características edafológicas de los suelos (Lassini et al. 1999) ya que éstas provocan la variación de las propiedades de los lixiviados como consecuencia de procesos de difusión, precipitación y degradación de sus componentes (Duggan. 2005).

La aplicación de lixiviados para el riego en determinadas especies arbóreas ha ocasionado una mortalidad importante o bien una disminución significativa del crecimiento (Chan et al. 1999), sin embargo cuando esta aplicación se realiza de forma controlada puede incluso beneficiar el desarrollo.

Algunos árboles como los sauces (Género: *Salix*) o los chopos (Género: *Populus*) son muy tolerantes a los lixiviados e incluso son a menudo utilizados como método natural de depuración de efluentes contaminantes (Duggan, 2005), siempre que su aplicación se realice de forma controlada y no se realice sobre la masa foliar, lo cual no es el caso de una inundación temporal por una avalancha debida a una rotura de la balsa de acumulación.

Hay un gran número de interacciones físicas, químicas y biológicas que tienen lugar entre las plantas y el suelo cuando el segundo recibe un efluente (Duggan. 2005). Las tres principales causas de fitotoxicidad causadas por los lixiviados son la presencia de metales pesados, la presencia de sales y la generación de biogás.

### **XII.5.1 Fitotoxicidad por metales pesados**

La aplicación de lixiviados en un suelo determinado pone en riesgo el medio ambiente debido a la acumulación de elementos tóxicos y a la alteración de los balances de nutrientes (Toribio et al. 2005). La transferencia de metales de los lixiviados al suelo y del suelo a las aguas subterráneas representa un serio riesgo para el entorno ambiental e incluso para la salud humana (McBride et al. 1997).

Los metales pesados son muy persistentes en el suelo, con tiempos de retención que pueden llegar a miles de años (Alloway et al. 1991), aunque las propiedades físico-químicas del suelo, como el contenido de materia orgánica o el pH pueden alterar esta capacidad de retención (Toribio et al. 2005).

En ocasiones se han utilizado determinadas plantas para eliminar sustancias, como metales pesados de los suelos contaminados a partir de distintos procesos (Duggan. 2005). Es el caso de una cama de juncos que retienen en sus raíces metales pesados (Pevery et al. 1995), sin embargo estos vegetales son sensibles a otra de las propiedades propias de los lixiviados como es una alta concentración de nitrógeno en forma amoniacal (Job et al. 1991).

### **XII.5.2 Fitotoxicidad por biogás**

Si los lixiviados permanecen acumulados o se infiltran en un medio carente de oxígeno, continúan su proceso de degradación anaerobia y producen biogás. Este gas generado por los lixiviados en condiciones anaerobias puede migrar a través del suelo y puede afectar la zona radicular de la vegetación. Si esta concentración de biogás excede de los niveles máximos de tolerancia, el crecimiento de la planta puede verse afectado e incluso la planta puede morir si esta presencia es permanente ya que el biogás y el lixiviado infiltrado desplazan del suelo los gases vitales para la respiración como el oxígeno (CIWMB. 1999) y la planta muere por asfixia radicular (El-Fadel et al. 1997)

Otro de los posibles motivos de efecto sobre las plantas es porque al reaccionar el metano con el oxígeno del suelo, se produce la oxidación del primero y el consecuente calentamiento, lo cual puede provocar también un efecto perjudicial sobre el sistema radicular (El-Fadel et al. 1997).

Al contrario algunas especies como los sauces tienen una gran tolerancia a las altas concentraciones de dióxido de carbono producidas por el biogás y no sufren asfixia radicular si la concentración no es elevada (Cureton et al. 1991). Por otro lado la presencia de líquido junto con el metano favorece su oxidación con lo cual se disminuye la concentración de este gas en el suelo (Maurice et al. 1999).

La migración horizontal de este biogás a través del suelo puede llegar a ser de incluso varios centenares de metros del lugar del vertido y numerosas investigaciones han demostrado que con presencia de biogás el crecimiento de vegetales es mucho menor e incluso puede llegar a ser inexistente (Gandolla et al. 1998).

### ***XII.5.3 Fitotoxicidad por sales***

El incremento en la salinidad del suelo provocado por un vertido de lixiviados puede ocasionar la intolerabilidad de este suelo para algunos tipos de plantas (CIWMB. 1999). Sin embargo el incremento en la salinidad no siempre afecta negativamente a los vegetales, de hecho algunos árboles de especies leguminosas como la acacia, pueden fijar el nitrógeno y crecer bajo condiciones adversas originadas por la presencia de lixiviados y biogás en su sistema radicular. Las especies leguminosas toleran los vertidos de lixiviados mejor que otras especies (Chan et al. 1999).

Los suelos con presencia de lixiviados tienen un mayor contenido de nutrientes y compuestos orgánicos y un menor contenido en sólidos totales. Debido a este efecto en algunos árboles se ha producido un incremento en el crecimiento tras la aplicación de lixiviados como riego (Maurice et al. 1999).



# **Anexo XIII: ENCUESTAS**

### Anexo XIII: ENCUESTAS

---

En las siguientes páginas se muestran las encuestas que han sido enviadas a personal experto, por una parte expertos en materia de mecánica del suelo y obras de tierra y por otra parte técnicos en temas medikoambientales.

El número de encuestas enviadas y de encuestas que han sido correctamente resueltas se resume en las siguientes tablas.

La primera tabla está referida a las encuestas correspondientes a funciones de transformación y a características y parámetros propios del cauce receptor:

	Encuestas recibidas	Encuestas enviadas
encuestas elaboradas por personal docente e investigador de universidades	16	55
encuestas elaboradas por técnicos de ingenierías privadas	12	44
encuestas elaboradas por técnicos de las administraciones públicas	9	36
encuestas elaboradas por profesionales de ejercicio libre	2	8
<b>TOTAL</b>	<b>39</b>	<b>143</b>

La segunda tabla se refiere a las encuestas sobre valoración de los factores ambientales:

	Encuestas recibidas	Encuestas enviadas
encuestas elaboradas por personal docente investigador	33	103
encuestas elaboradas por técnicos de ingenierías privadas	10	47
encuestas elaboradas por técnicos de las administraciones públicas	13	54
encuestas elaboradas por profesionales de ejercicio libre	4	16
encuestas elaboradas por entidades de investigación científica	6	20
encuestas elaboradas por miembros de ONGs	7	28
<b>TOTAL</b>	<b>73</b>	<b>268</b>

A continuación se presenta un modelo de cada encuesta. El primero de cada uno de ellos es la encuesta enviada y el segundo es la encuesta recibida y cumplimentada con medios informáticos.



## FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN

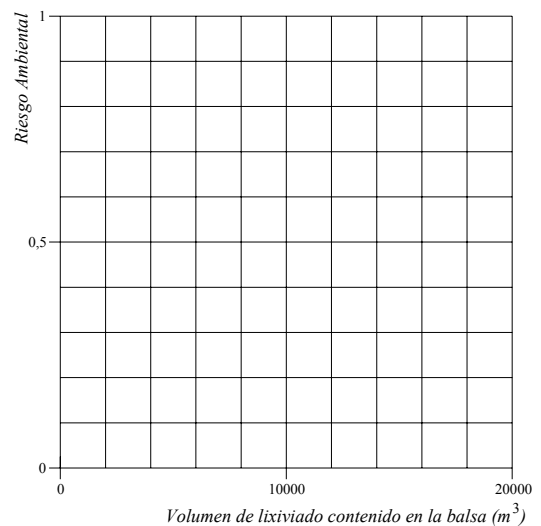
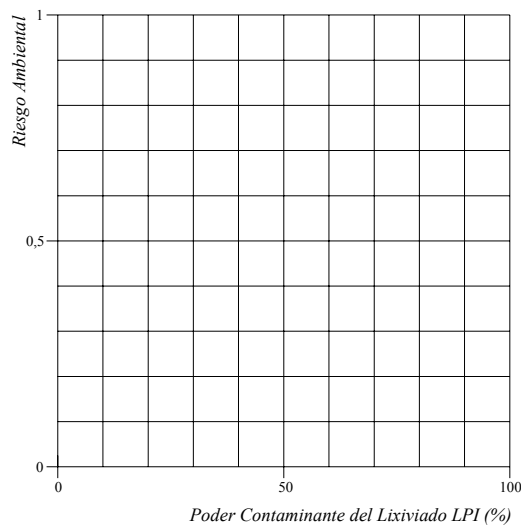
Señale con una X, por favor su actividad laboral:

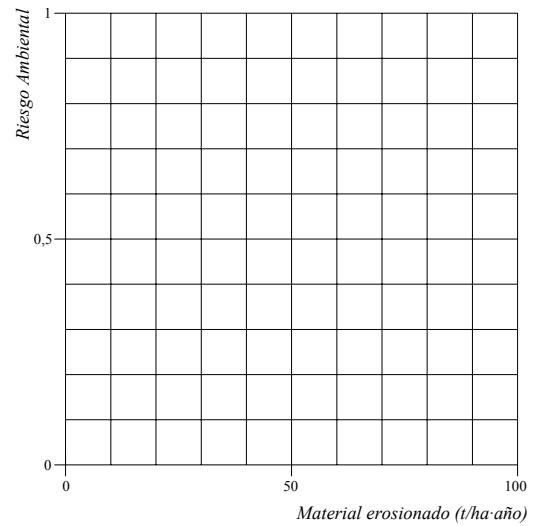
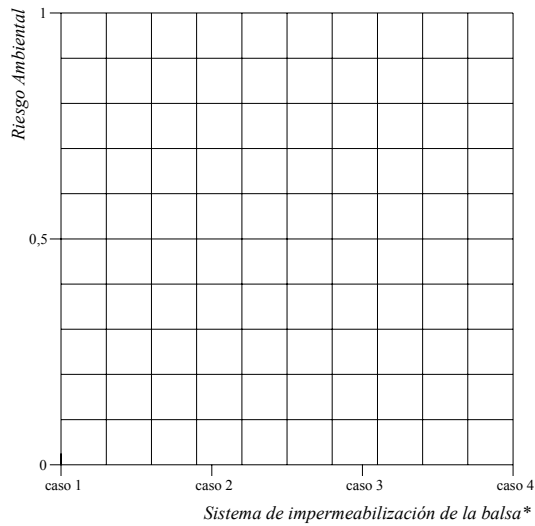
Comunidad científica	Universidades	Administración	Ingenierías
Ejercicio libre	ONG	Empresas privadas	Otros

Se está estudiando el impacto ambiental que se produciría si se rompiera una balsa de lixiviados. Cada uno de estos parámetros influyen en el riesgo ambiental de este tipo de balsas.

¿Cuál cree usted que es la línea de correlación entre el parámetro mostrado en los ejes de abscisas con el riesgo ambiental mostrado en los ejes de ordenadas

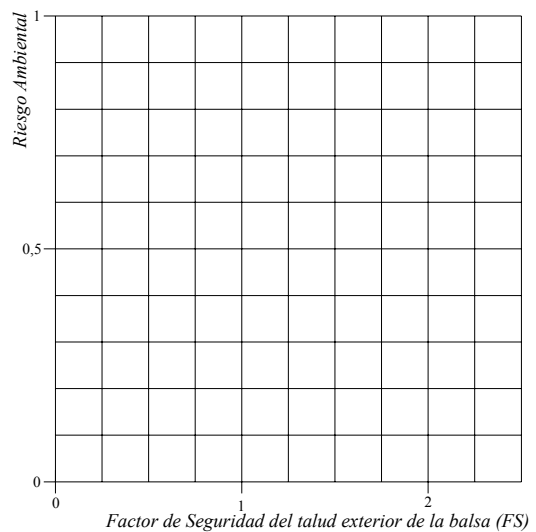
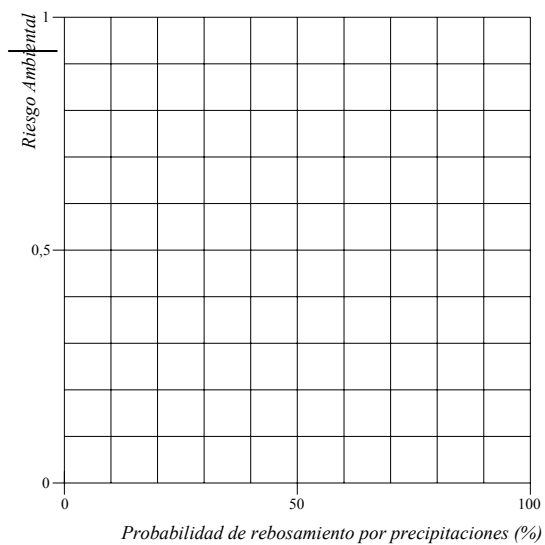
Puede dibujar la línea con Word en el comando autoformas + líneas, ...





\* Para el sistema de impermeabilización de la balsa:

- Caso 1: lixiviados vertidos en una hondonada del terreno, sin ningún tipo de compactación ni de impermeabilización
- Caso 2: base y paredes impermeabilizadas con una capa de arcilla compactada con baja permeabilidad
- Caso 3: base y paredes impermeabilizadas con una capa de arcilla compactada con baja permeabilidad y una capa de geomembrana impermeable (PEAD)
- Caso 4: base y paredes impermeabilizadas con una capa de arcilla compactada con baja permeabilidad y una capa de geomembrana impermeable (PEAD) y una capa de drenaje para la detección de fugas.





### VALORACIÓN DE LA ESTABILIDAD DE LAS BALSAS DE LIXIVIADOS

Señale, por favor su actividad laboral:

<b>Comunidad científica</b>	<b>Universidades</b>	<b>Administración</b>	<b>Ingenierías</b>
<b>Ejercicio libre</b>	<b>ONG</b>	<b>Empresas privadas</b>	<b>Otros</b>

Se está valorando la estabilidad de una balsa de lixiviados. Los siguientes parámetros influyen en que la balsa sea más o menos estable frente a factores meteorológicos, físicos, humanos, etc. y el impacto que produciría su rotura sería mayor o menor

Por favor, Valore de 0 a 5, de menor a mayor importancia, cada parámetro o característica de la balsa de lixiviados en función de su influencia en la estabilidad. Si cree conveniente incluir algún otro parámetro, inclúyalo en las casillas vacías y valórelo.

<b>PARÁMETRO DE LA Balsa</b>	<b>PUNTUACIÓN</b>
Volumen medio de lixiviados contenidos en la balsa	
Factor de Seguridad (FS) que determina la estabilidad de los taludes	
Vegetación en el talud para minimizar la erosión	
Erosionabilidad del talud en función del material con el que se ha construido el dique (material fácilmente erosionable o material resistente a la erosión)	
Impermeabilización del talud interior de la balsa (arcilla, geomembrana, geomembrana+geotextil+arcilla)	
Edad de la capa impermeable	
Coronación de la balsa (camino de coronación de tierra, de asfalto o de cemento)	
Altura del dique de la balsa	
Coefficiente sísmico de la zona	
Pluviometría de la zona	





## VALORACIÓN DEL IMPACTO POR ROTURA DE LAS BALSAS DE LIXIVIADOS

Señale, por favor su actividad laboral:

Comunidad científica	Universidades	Administración	Ingenierías
Ejercicio libre	ONG	Empresas privadas	Otros

Se está valorando el daño que produciría la **rotura de una balsa de lixiviados**. Dicha rotura provocaría un flujo de lixiviados aguas abajo. Los siguientes parámetros influyen en que el impacto producido por el flujo resultante de la rotura sobre los factores ambientales existentes aguas abajo, sea mayor o menor.

Por favor, Valore de 0 a 5, de menor a mayor importancia, cada parámetro o característica en función de su influencia en el daño que produciría aguas abajo. Si cree conveniente incluir algún otro parámetro, inclúyalo en las casillas vacías y valórelo.

PARÁMETRO	PUNTUACIÓN
Poder contaminante y composición de los lixiviados que contiene la balsa.	
Volumen medio de lixiviados contenidos en la balsa	
Superficie afectada por la avalancha de lixiviado	
Velocidad del flujo de lixiviados	
Morfología del cauce	
Calidad o valor ecológico, social, etc. de los enclaves y/o ecosistemas afectados por la avenida de lixiviados	
Características (reversibilidad...) y magnitud del daño o impacto sufrido por las zonas afectadas por la avenida de lixiviados.	
Capacidad de respuesta ante la rotura del dique (existencia y calidad del plan de emergencias, disponibilidad permanente de personal capacitado y maquinaria in situ, tiempo de reacción...)	
Riesgo hidrológico	
Riesgo sísmico	
Características del material geológico de la zona (zona caliza o kárstica, roca granítica, pizarras...)	

## FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN

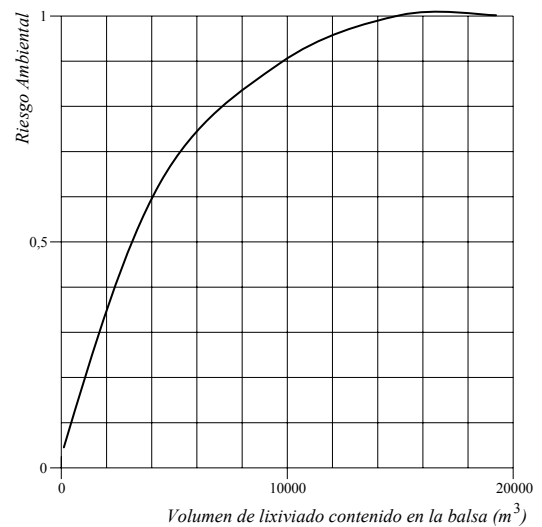
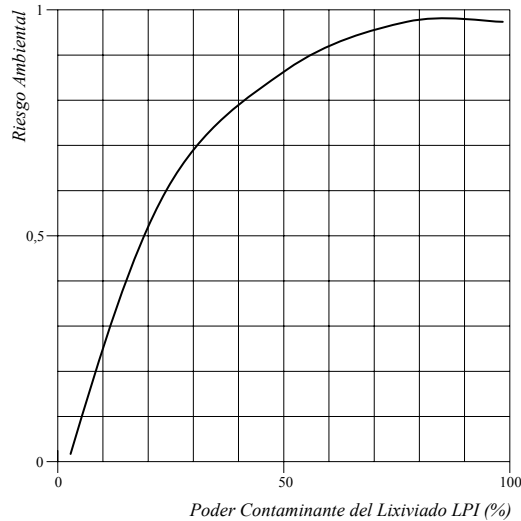
Señale con una X, por favor su actividad laboral:

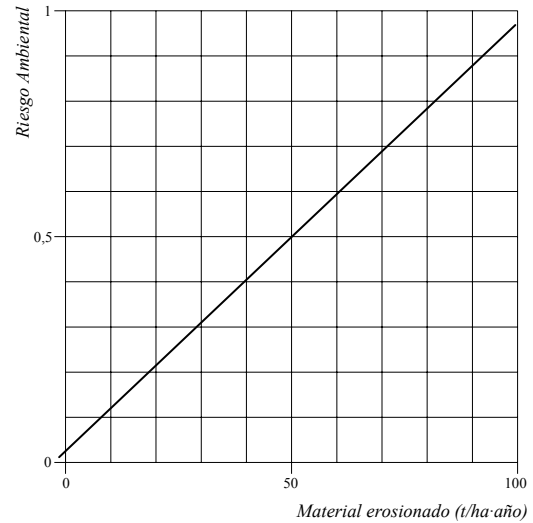
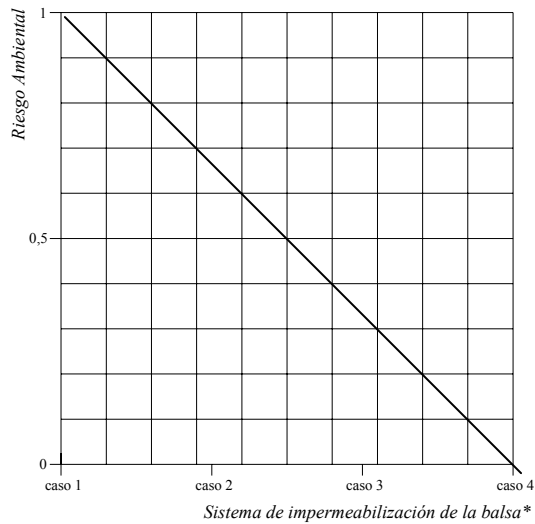
Comunidad científica	Universidades	Administración	Ingenierías
X	X		
Ejercicio libre	ONG	Empresas privadas	Otros

Se está estudiando el impacto ambiental que se produciría si se rompiera una balsa de lixiviados. Cada uno de estos parámetros influyen en el riesgo ambiental de este tipo de balsas.

¿Cuál cree usted que es la línea de correlación entre el parámetro mostrado en los ejes de abscisas con el riesgo ambiental mostrado en los ejes de ordenadas

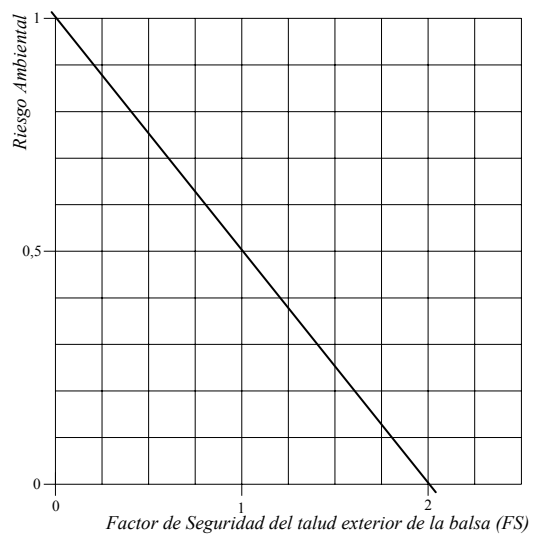
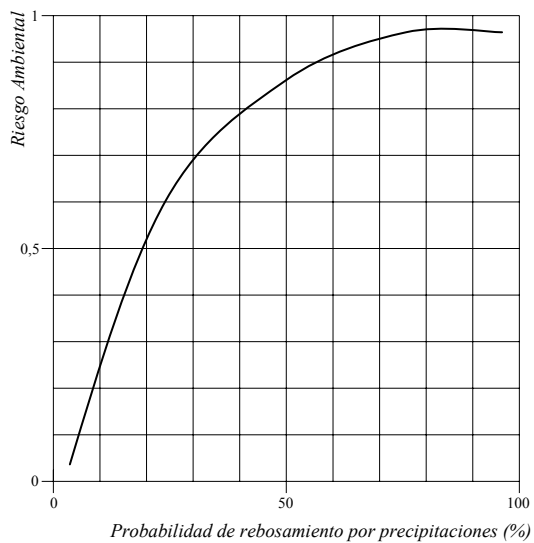
Puede dibujar la línea con Word en el comando autoformas + líneas, ...





\* Para el sistema de impermeabilización de la balsa:

- Caso 1: lixiviados vertidos en una hondonada del terreno, sin ningún tipo de compactación ni de impermeabilización
- Caso 2: base y paredes impermeabilizadas con una capa de arcilla compactada con baja permeabilidad
- Caso 3: base y paredes impermeabilizadas con una capa de arcilla compactada con baja permeabilidad y una capa de geomembrana impermeable (PEAD)
- Caso 4: base y paredes impermeabilizadas con una capa de arcilla compactada con baja permeabilidad y una capa de geomembrana impermeable (PEAD) y una capa de drenaje para la detección de fugas.





### VALORACIÓN DE LA ESTABILIDAD DE LAS BALSAS DE LIXIVIADOS

Señale, por favor su actividad laboral:

<b>Comunidad científica</b>	<b>Universidades</b>	<b>Administración</b>	<b>Ingenierías</b>
x	x		
<b>Ejercicio libre</b>	<b>ONG</b>	<b>Empresas privadas</b>	<b>Otros</b>

Se está valorando la estabilidad de una balsa de lixiviados. Los siguientes parámetros influyen en que la balsa sea más o menos estable frente a factores meteorológicos, físicos, humanos, etc. y el impacto que produciría su rotura sería mayor o menor

Por favor, Valore de 0 a 5, de menor a mayor importancia, cada parámetro o característica de la balsa de lixiviados en función de su influencia en la estabilidad. Si cree conveniente incluir algún otro parámetro, inclúyalo en las casillas vacías y valórelo.

<b>PARÁMETRO DE LA Balsa</b>	<b>PUNTUACIÓN</b>
Volumen medio de lixiviados contenidos en la balsa	5
Factor de Seguridad (FS) que determina la estabilidad de los taludes	3
Vegetación en el talud para minimizar la erosión	2
Erosionabilidad del talud en función del material con el que se ha construido el dique (material fácilmente erosionable o material resistente a la erosión)	4
Impermeabilización del talud interior de la balsa (arcilla, geomembrana, geomembrana+geotextil+arcilla)	5
Edad de la capa impermeable	5
Coronación de la balsa (camino de coronación de tierra, de asfalto o de cemento)	3
Altura del dique de la balsa	2
Coefficiente sísmico de la zona	4
Pluviometría de la zona	5



### VALORACIÓN DEL IMPACTO POR ROTURA DE LAS BALSAS DE LIXIVIADOS

Señale, por favor su actividad laboral:

Comunidad científica	Universidades	Administración	Ingenierías
x	x		
Ejercicio libre	ONG	Empresas privadas	Otros

Se está valorando el daño que produciría la **rotura de una balsa de lixiviados**. Dicha rotura provocaría un flujo de lixiviados aguas abajo. Los siguientes parámetros influyen en que el impacto producido por el flujo resultante de la rotura sobre los factores ambientales existentes aguas abajo, sea mayor o menor.

Por favor, Valore de 0 a 5, de menor a mayor importancia, cada parámetro o característica en función de su influencia en el daño que produciría aguas abajo. Si cree conveniente incluir algún otro parámetro, inclúyalo en las casillas vacías y valórelo.

PARÁMETRO	PUNTUACIÓN
Poder contaminante y composición de los lixiviados que contiene la balsa.	5
Volumen medio de lixiviados contenidos en la balsa	5
Superficie afectada por la avalancha de lixiviado	4
Velocidad del flujo de lixiviados	4
Morfología del cauce	3



### VALORACIÓN DE LA IMPORTANCIA MEDIOAMBIENTAL

Señale, por favor su actividad laboral:

Comunidad científica	Universidades	Administración	Ingenierías
Ejercicio libre	ONG	Empresas privadas	Otros

Se está valorando el daño que produciría la **rotura de una balsa de lixiviados**. Dicha rotura provocaría un flujo de lixiviados aguas abajo. Por favor, valore de 0 a 5 de menor a mayor importancia el valor ambiental de los siguientes factores ambientales susceptibles de ser afectados.

Si se le ocurre alguno más, por favor inclúyalo en los espacios libres y asígnele una importancia ambiental

FACTOR AMBIENTAL	PUNTUACIÓN
<i>EJEMPLO: Especie animal en peligro de extinción</i>	<i>5</i>
<i>EJEMPLO: Especies herbáceas muy abundantes sin interés ambiental</i>	<i>1</i>
Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	
Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	
Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos[salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	
Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	
Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	
Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)	
Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	
Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	
Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	
Piscifactorías	
Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	
Zonas de karst con presencia de grutas y grietas	
Zona de yacimientos arqueológicos	



Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre	
Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	
Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas)	
Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	
Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,....)	
Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	
Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)	
Distancia al mar o efluente. Con la intención de controlar y/o confinar el vertido puede ser fundamental el espacio (= tiempo de actuación) existente entre la balsa y la zona en la que es más complejo controlar los lixiviados.	



## VALORACIÓN DE LA IMPORTANCIA MEDIOAMBIENTAL

Señale, por favor su actividad laboral:

<b>Comunidad científica</b>	<b>Universidades</b>	<b>Administración</b>	<b>Ingenierías</b>
	PROFESOR TITULAR		
<b>Ejercicio libre</b>	<b>ONG</b>	<b>Empresas privadas</b>	<b>Otros</b>
	X		

Se está valorando el daño que produciría la **rotura de una balsa de lixiviados**. Dicha rotura provocaría un flujo de lixiviados aguas abajo. Por favor, valore de 0 a 5 de menor a mayor importancia el valor ambiental de los siguientes factores ambientales susceptibles de ser afectados.

Si se le ocurre alguno más, por favor inclúyalo en los espacios libres y asígnele una importancia ambiental

<b>FACTOR AMBIENTAL</b>	<b>PUNTUACIÓN</b>
<i>EJEMPLO: Especie animal en peligro de extinción</i>	<b>5</b>
<i>EJEMPLO: Especies herbáceas muy abundantes sin interés ambiental</i>	<b>1</b>
Cauce, canal o lugar de captación de agua para consumo humano o animal	5
Cauce, canal o lugar de captación para agua para suministro agrícola o industrial	2
Lugar de interés ambiental por la pureza del agua, río, lago o embalse (presencia de salmónidos [salmón, trucha, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, etc.)	5
Lugar de interés ambiental por la presencia de agua, río, lago o embalse (presencia de ciprínidos [carpa, black-bass, tenca, etc.], captación para piscifactorías, baño, pesca, navegación, etc.)	5
Lugar de interés vegetal con endemismos sensibles a los lixiviados (microrreserva de flora)	5
Lugar de interés por la presencia de comunidades riparias (bosques o bosquetes galería, zarzales, carrizales, ...)	4
Lugar muy permeable que permite la infiltración y percolación del líquido contaminante hacia acuíferos	5
Lugar con asentamientos humanos permanentes o temporales	5
Lugares de interés recreativo (zona de acampada, pic-nic, puertos deportivos, etc.)	5
Piscifactorías	5
Zonas agrícolas sensibles a la contaminación	4
Zonas de karst con presencia de grutas y grietas	5
Zona de yacimientos arqueológicos	4



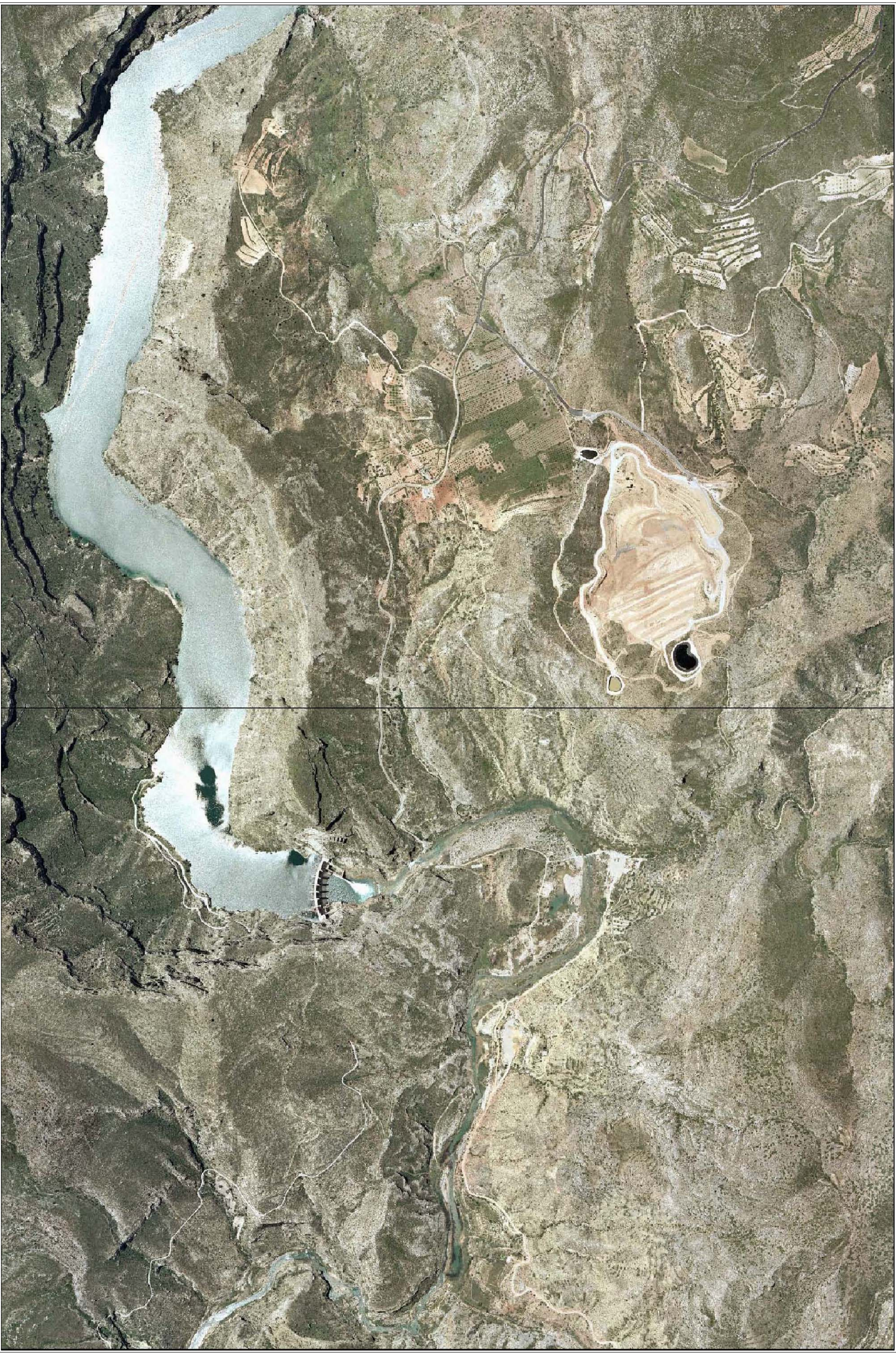


Zonas donde se pueden embalsar los líquidos contaminados y afectar la fauna silvestre	4
Zonas protegidas (Parques nacionales, parques naturales, parques municipales, LICs, ZEPAS, reservas, etc.)	5
Infraestructuras viarias importantes (carreteras, vías férreas)	1
Infraestructuras forestales (caminos rurales, pistas forestales, vías pecuarias, vías verdes, etc.)	3
Lugares de interés socio-cultural (romerías, pruebas deportivas,...)	5
Zonas incluidas en cuencas visuales singulares (panorámicas desde miradores)	2
Zonas con alta visibilidad (nº persona/día que avistan el lixiviado, por ejemplo, desde una carretera o población)	3
Distancia al mar o efluente. Con la intención de controlar y/o confinar el vertido puede ser fundamental el espacio (= tiempo de actuación) existente entre la balsa y la zona en la que es más complejo controlar los lixiviados.	5

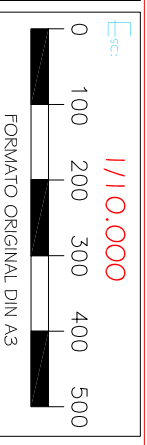
# **Anexo XIV:**

# **MAPAS DE INUNDACIÓN**





UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA RURAL  
Y AGROALIMENTARIA

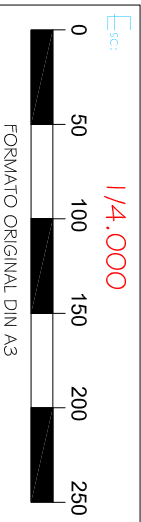


Plano de:  
VISTA GENERAL DE VERTEDERO, BALSA DE LIXIVIADOS  
Y ENTORNO

Plano n.º  
**XIV.1**



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA RURAL  
Y AGROALIMENTARIA

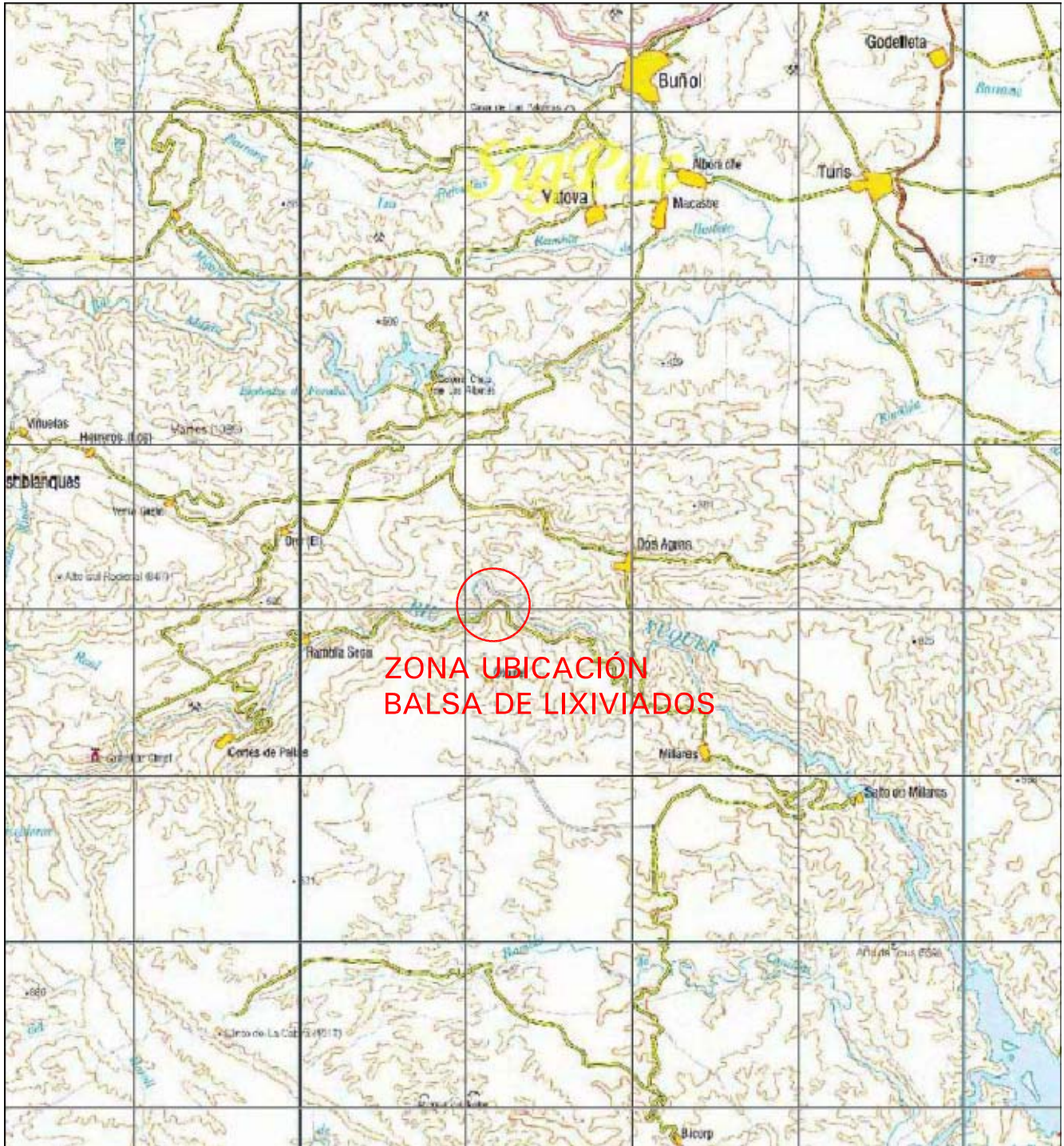


Plano de:

MAPA DE INUNDACIÓN POR LIXIVIADOS

Plano n.º:

XIV.2



Plano de:

**MAPA DE INUNDACIÓN POR LIXIVIADOS**

Esc: 1/100.000

Ref: R\_CGMI

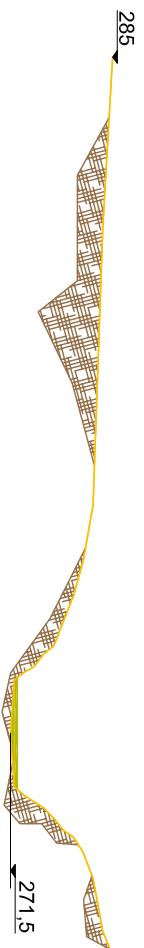


UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA  
 DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA RURAL  
 Y AGROALIMENTARIA

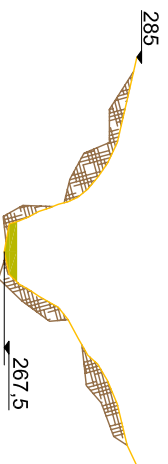
Plano n:

**XIV.3**

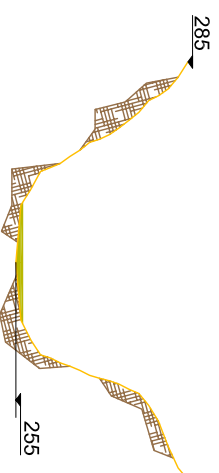
## SECCIÓN 0



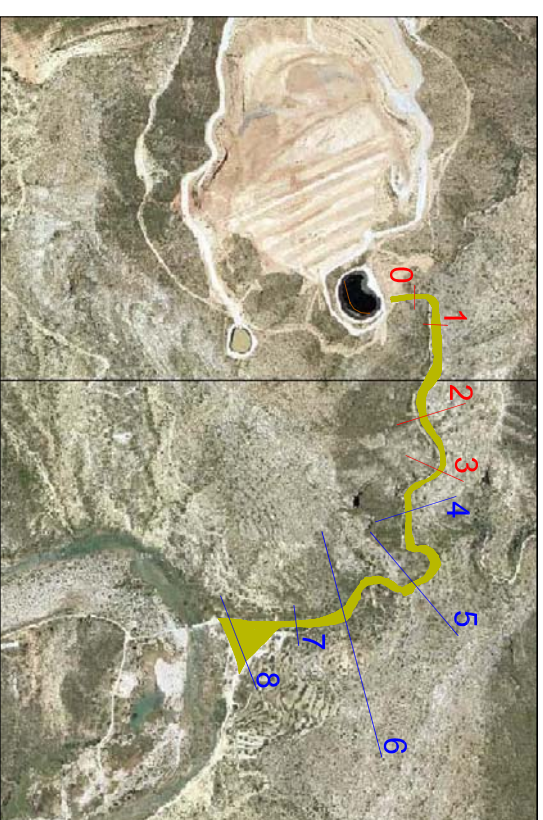
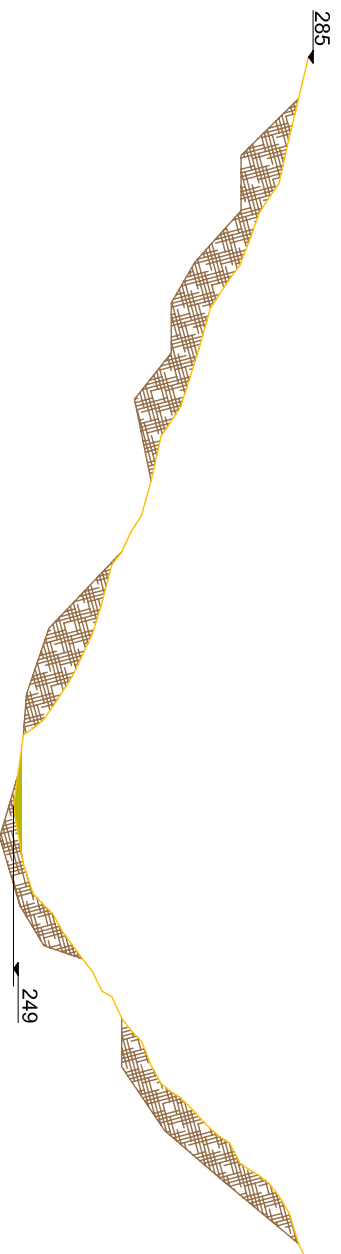
## SECCIÓN 1



## SECCIÓN 2



## SECCIÓN 3



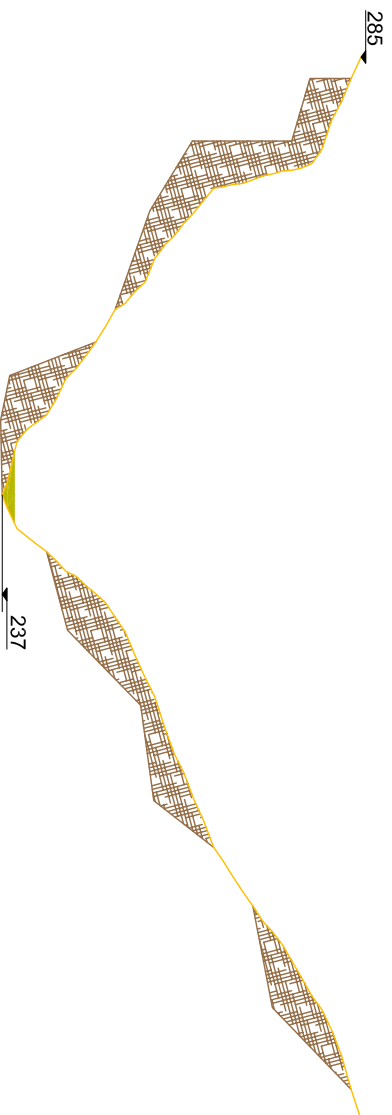
ESQUEMA DE LA ZONA INUNDABLE

	ALTURA DE CALADO (m)	AREA* (m <sup>2</sup> )
<b>SEC 0</b>	0,72	5,80
<b>SEC 1</b>	1,24	5,50
<b>SEC 2</b>	0,68	5,10
<b>SEC 3</b>	0,80	4,20

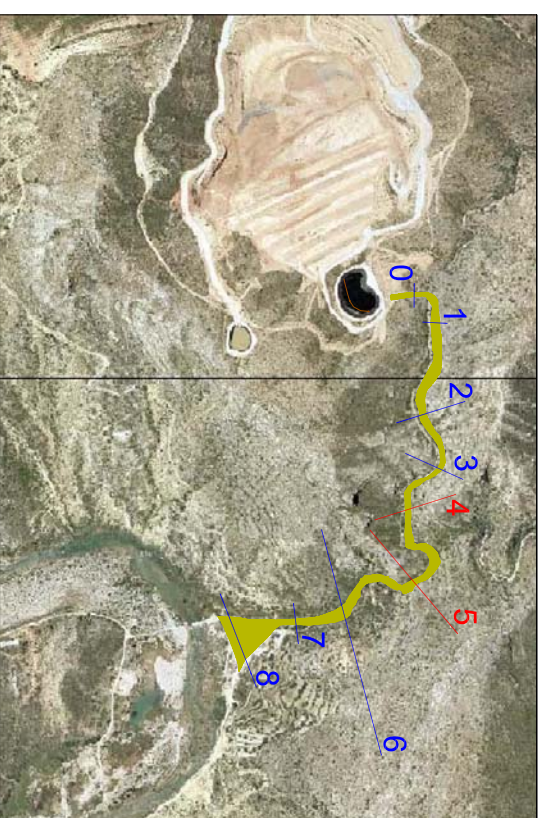
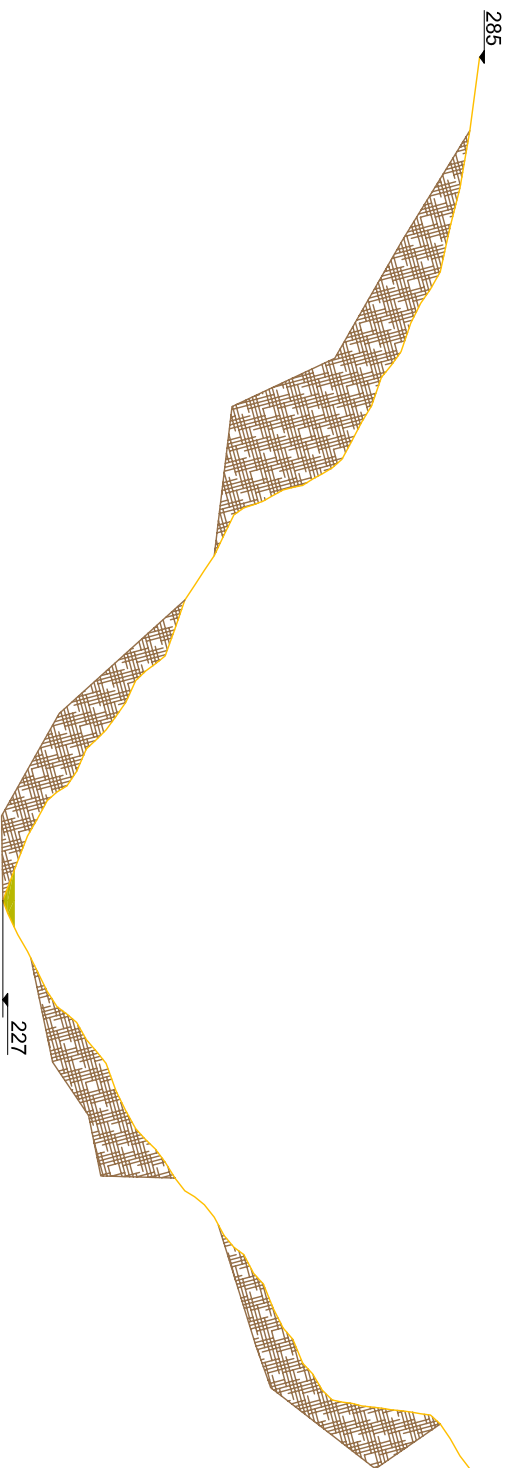
\* ÁREA DE LA SECCIÓN DEL CANAL NECESARIA PARA EL PASO DE FLUJO

# SECCIONES 0, 1, 2 Y 3

## SECCIÓN 4



## SECCIÓN 5



ESQUEMA DE LA ZONA INUNDABLE

	ALTURA DE CALADO (m)	AREA* (m <sup>2</sup> )
<b>SEC 4</b>	1,19	3,90
<b>SEC 5</b>	1,14	3,40

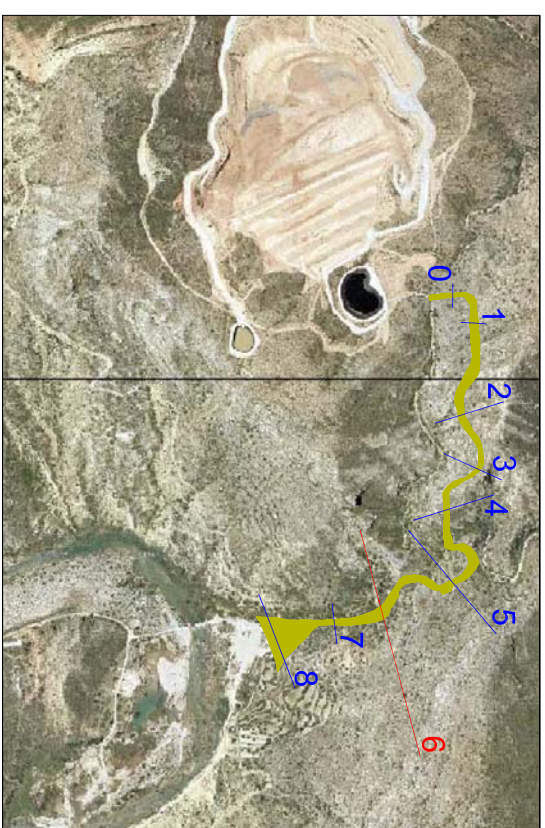
\* ÁREA DE LA SECCIÓN DEL CANAL NECESARIA PARA EL PASO DE FLUJO

# SECCIONES 4 Y 5



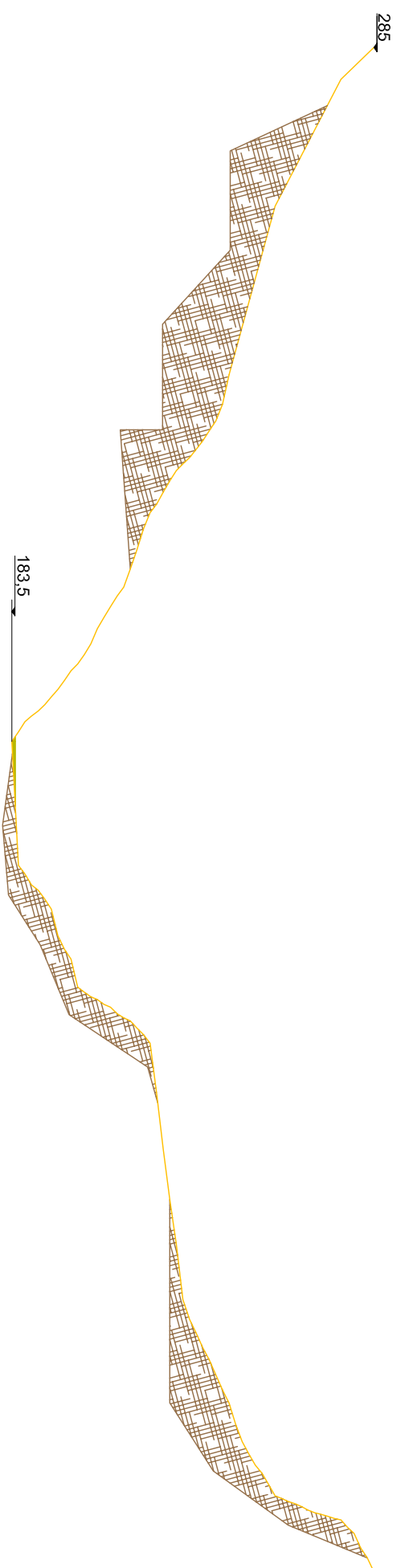
	ALTURA DE CALADO (m)	AREA* (m <sup>2</sup> )
<b>SEC 6</b>	0.53	2.80

\* AREA DE LA SECCION DEL CANAL NECESARIA PARA EL PASO DE FLUJO



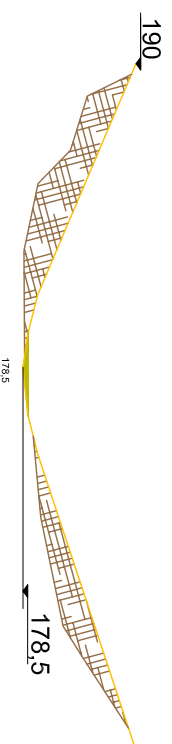
ESQUEMA DE LA ZONA INUNDABLE

## SECCIÓN 6

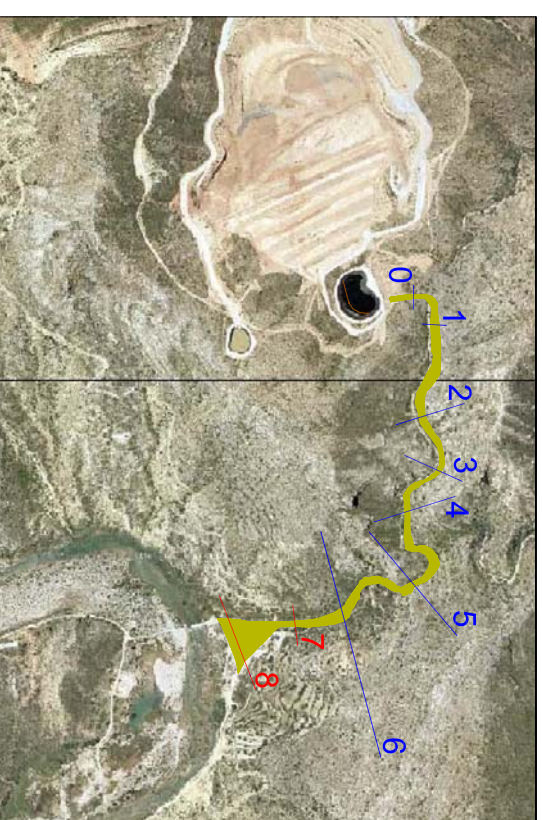
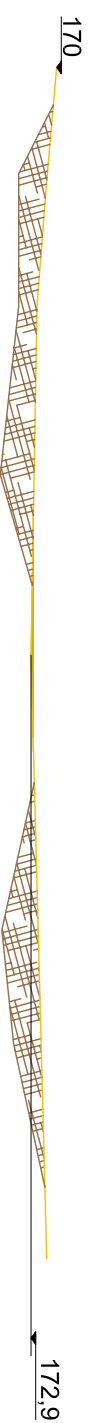


## SECCIÓN 6

## SECCIÓN 7



## SECCIÓN 8



ESQUEMA DE LA ZONA INUNDABLE

	ALTURA DE CALADO (m)	AREA* (m <sup>2</sup> )
<b>SEC 7</b>	0,55	2,40
<b>SEC 8</b>	0,22	2,30

\* ÁREA DE LA SECCIÓN DEL CANAL NECESARIA PARA EL PASO DE FLUJO

## SECCIONES 7 Y 8

## **Anexo XV:**

# **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- ABORGASE-EDIFESA. 2001. "Evolución histórica de los residuos sólidos urbanos".
- AENOR. 2000. "Análisis y evaluación del riesgo medioambiental". Norma Española Experimental. Comité Técnico AEN/CTN 150 Gestión Medioambiental. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid. vol. UNE 150008 EX. pp. 1-33.
- Aitkenhead, N.Ph.D. 2002. "Geological aspects of two Derbyshire disasters lessons from Loscoe: March 1986".
- Al Yaqout, A.F. 2003. "Assessment and analysis of industrial liquid waste and sludge disposal at unlined landfill sites in arid climate". Waste Management. vol. Article in press.
- Albright, W., Benson, C.H., Gee, G.W., Abichou, T., Roesler, A.C. and Rock, S.A. 2003. "Examining the alternatives". Civil Engineering. vol. 5. pp. 70-75.
- Alemaw, B.F., Shemang, E.M. and Chaoka, T.R. 2004. "Assessment of groundwater pollution vulnerability and modelling of the Kanye Wellfield in SE Botswana - A GIS approach". Physics and Chemistry of the Earth. vol. 29. pp. 1125-1128.
- ALKORPLAN. 2004. "Láminas impermeabilizantes". ALKOR DRAKA Ibérica S.A. Ctra. del Montnegre s/n 08470 Sant Celoni (Barcelona).
- Allen, A. 2001. "Containment landfills: the myth of sustainability". Engineering Geology. vol. 60. pp. 3-19.
- Alloway, B.J. and Jackson, A.P. 1991. "The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils". Science of the Total Environment. vol. 100. pp. 151-176.
- Alonso, C., Martínez, E. and de la Morena, J. 2003. "Manual para la gestión de los residuos urbanos". Madrid. vol. Ecoiuris.
- Álvaro, A. and Fantelli, M. 2001. "Explotación de vertederos (I)". Revista Residuos. vol. 11. nº 60. pp. 26-40.
- Amigó, E. and Aguilar, E. 1994. "Manual para el diseño, construcción y explotación de embalses impermeabilizados con geomembranas". Consejería de Agricultura y Alimentación. Gobierno de Canarias. Tenerife. pp. 221p-
- Archer, E., Klein, A. and Whiting, K. 2005. "Mechanical-Biological-Treatment: A guide for decision makers processes, policies and markers". Technology & Business Review. Juniper Consultancy Services Ltd. Gloucestershire, GL 11 5sp England. vol. Annexe A. Process fundamentals.
- Arranz, J.C. 1990. "Ingeniería del diseño y tecnologías para la mitigación de la erosión en taludes excavados". I Bienal Española de Ingeniería Geológica y Minera. Madrid.
- Attenborough, G., Hall, D., Gregory, R.G. and McGoochan, L. 2002. "Development of a landfill gas risk assessment model: Gassim".
- Aziz, H.A., Yusoff, M.S., Adlan, M.N., Adnan, N.H. and Alias, S. 2004. "Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter". Waste Management. vol. 24. nº 4. pp. 353-358.
- Barber, C. and Maris, P.J. 1984. "Recirculation of leachate as a landfill management options: benefits and operational problems". Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology. vol. 17. pp. 19-29.
- Barker, J.F. 1997. "Controlling groundwater pollution from municipal solid waste landfills - is a return to the 60's appropriate?". University of Waterloo. Waterloo, Ontario.

- Bekesi, G. and McConchie, J. 2002. "The use of aquifer media characteristics to model vulnerability to contamination, Manawatu, Region, New Zealand". *Hydrogeology Journal*. vol. 10. pp. 322-331.
- Bendz, D., Singh, V.P. and Akesson, M. 1997. "Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill". *Journal of Hidrology*. vol. 203. n° 1. pp. 1-10.
- Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H. and Akesson, M. 1994. "Water balance for landfills of different age". *Journal of Hidrology*. vol. 158. pp. 203-217.
- Bennet, J. and Blaymey, R. 2001. "The choice modelling approach to environmental evaluation". Edward Elgar Publishing, Inc. Massachusetts.
- Bennett, P.J., Longstaffe, F.J. and Rowe, R.K. 2000. "The stability of dolomite in landfill leachate collection systems". *Canadian Geotechnical Journal*. vol. 37. n° 2. pp. 371-378.
- Bermúdez, J.D. 2003. "La gestión de los residuos urbanos. Situación actual y perspectivas futuras". SOGAMA (Sociedade Galega do Medio Ambiente).
- Bessada, S.E., Stephenson, J.A. and Elliott, M.D. 1993. "Sanitary-Landfill Leachate Treatment Methods". *Process Safety and Environmental Protection*. vol. 71. n° B3. pp. 215-217.
- Blakeley, J.P. and Hooper, G. 2000. "Landfill guidelines". Centre for Advanced Engineering. University of Canterbury Christchurch. Christchurch (New Zealand).
- Blakey, N.C. 1982. "Infiltration and absorption of water by domestic wastes in landfills, research carried out by WRC". *Landfill Leachate Symposium*. Harwell lab., UK, 19 May 1982, UKAEA, Atomic Energy Research. pp. 1-13.
- Blázquez, J.M., Remesal, J. and Rodríguez, E. 1994. "Excavaciones arqueológicas en el Monte Testaccio (Roma)". *Memoria Campaña 1989*. Ministerio de Cultura. Madrid. pp. 11-17.
- Blight, G.E., Ball, J.M. and Blight, J.J. 1992. "Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas". *Journal of Environmental Engineering, ASCE*. vol. 118. pp. 865-877.
- Blight, G.E. and Fourie, A.B. 2004. "Catastrofe revisited - disastrous flow failures of mine and municipal solid waste". *Geotechnical and Geological Engineering*. vol. 00. pp. 1-34.
- Blumberga, M. and Thunvik, R. 2001. "Risk Assessment of the Skede landfill in Liepaja, Latvia". Stockholm.
- Borzacconi, L., López, I., Arcia, E., Cardelino, L., Castagna, A. and Viñas, M. 1997. "Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario". Facultad de Ingeniería, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- Boyer, M. and Laffont, J.-J. 1997. "Environmental risk and bank liability". *European Economic Review*. vol. 41. pp. 1427-1459.
- Bradley, J. 2004. "Guidance on assessment of risk from landfill sites". [www.environment-agency.gov.uk](http://www.environment-agency.gov.uk). Environment Agency. Bristol.
- Bramwell, R.D. 1977. "Towns and Cities". Gage Studies Series.
- Briñas, T. 2002. "Aplicación de la legislación sobre accidentes graves de origen químico en un proyecto industrial". *La Seguridad Industrial Fundamentos y Aplicaciones*. Fundación para el Fomento de la Innovación industrial. Madrid. pp. 40p-
- Brune, M., Ramke, H.G., Collins, H.J. and Hanert, H.H. 1991a. ""Incrustation processes in drainage systems of sanitary landfills"". Sardinia, Italy. n° 1991. *Proceedings of the 3rd International Landfill Symposium*. pp. 999-1035.

- Brune, M., Ramke, H.G., Collins, H.J. and Hanert, H.H. 1991b. "Incrustation processes in drainage systems of sanitary landfills". Sardinia, Italy. n° 1991. Proceedings of the 3rd International Landfill Symposium. pp. 999-1035.
- Bureau of Reclamation. 1980. "Manual de Tierras". Ed. Bellisco. Madrid.
- Butt, T.E. and Oduyemi, K.O.K. 2003. "A holistic approach to Concentration Assessment of hazards in the risk assessment of landfill leachate". Environment International. vol. 28. pp. 597-608.
- Calare, A., Recaltati, P., Ricciutti, A. and Rimoldi, P. 1996. "Italian landfill capping techniques". Geotechnical Fabrics Report. vol. 14. n° 6. pp. 42-47.
- Calderón, P.A. 2000. "Geotecnia de vertederos". Apuntes UPV.
- Calvo, A. 1997. "Tomo 7. Recogida de residuos". Sevilla. vol. Cerro Alto Editorial. n° 7.
- Calvo, F., Moreno, B., Ramos, A. and Zamorano, M. 2006. "Implementation of a new environmental impact assessment for municipal waste landfills as tool for planning and decision-making process". Renewable&Sustainable Energy Reviews. vol. Article in press.
- Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M. and Szanto, M. 2005. "Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills". Waste Management. vol. 25. pp. 768-779.
- Calvo, F., Zamorano, M. and Moreno, B. 2001. "Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental". I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. pp. 965-975.
- Calvo, F., Zamorano, M. and Moreno, B. 2002. "Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos como herramienta en la planificación ambiental". I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Colegio de Ing. de C.,C. y P. Madrid. pp. 965-975.
- Cancelli, A. 1989. "6.8 Soil and refuse stability in sanitary landfills. Sanitary landfilling Process, Technology and Environmental Impact". Academic Press. London.
- Carreras, N., Fuentes, F., Plasencia, J., Otero, L. and Marzábal, J. 1992. "Gestión de residuos sólidos urbanos". CIEMAT.
- Castelao, M., Rodríguez, E., Zungailia, E. and Rocha, J. 1999. "Beiroles sanitary landfill closure and post-closure use as a park". Proceedings Sardinia 1999. 7th International Waste Management and Landfill Symposium. Sta. Margherita di Paula, Cagliari, Italy.
- Chan, Y.S.G., Wong, M.H. and Whitton, B.A. 1999. "Effects of landfill leachate on growth and nitrogen fixation of two leguminous trees (Acacia confusa, Leucaena leucocephala)". Water, Air and Soil Pollution. vol. 111. pp. 29-40.
- Chang, M.-H., Mitchell, J.K. and Seed, R.B. 1999. "Model studies of the 1988 Kettleman Hills Landfill slope failure". Geotechnical Testing Journal, GTJODJ. vol. 22. pp. 61-66.
- Chofqi, A., Younsi, A., Lhadi, E.K., Mania, J., Mudry, J. and Veron, A. 2004. "Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco)". Journal of African Earth Sciences. vol. 39. pp. 509-516.
- Christensen, T.H., Cossu, R. and Stegmann, R. 1992. "Landfilling of waste: Leachate". Elsevier. Barking. pp. 17-34.
- Christensson, R., Cossu, R. and Stegmann, R. 1992. "Landfilling of waste: Leachate". Elsevier. Barking. pp. 17-34.
- Christie, S. and Teeuw, R. 1996. "European perspectives on contaminated land". European Environment. vol. 6. pp. 85-94.

- CIWMB. 1999. "A Guide to the Revegetation and Environmental Restoration of Closed Landfills". California Integrated Waste Management Board. Local Enforcement Agency (LEA) Central. Sacramento, CA.
- COE. 1981. "HEC-1: Flood hydrograph package, USER's manual". Hydrologic Engineering Center, U.S. Army Corps of Engineers. Davis, CA.
- Colomer, F.J. and Ferrer, A. 2003. "Residuos Sólidos I. Características y Gestión". Servicio Publicaciones UPV. Valencia.
- Cossu, R. and Carra, J.S. 1990. "International Perspectives on Municipal Solid Wastes and Sanitary Landfilling". Academic Press: London, U.K. pp 1-14.
- Cossu, R., Raga, R. and Rossetti, D. 2003. "The PAF model an integrated approach for landfill sustainability". Waste Management. vol. 23. n° 1. pp. 37-44.
- Cossu, R., Stegmann, R. and Christensen, T.H. 1995. "The multi-barrier landfill and related engineering problems". Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium. CISA, Cagliari. vol. 2. pp. 3-26.
- Costa, J. and Belanche, M.I. 2002. "Ingeniería de los residuos". Servicio Publicaciones UPV. Valencia.
- Costa, J.E. 1985. "Floods from dam failures". U.S. Geological Survey Open File Reports. pp. 85-560.
- Cureton, P.M., Groenvelt, P.H. and McBride, R.A. 1991. "Landfill leachate recirculation: effects on vegetation vigor and clay surface cover infiltration.". Journal of Environmental Quality. vol. 20. pp. 17-24.
- Dal-Ré, R. 2003. "Pequeños Embalses de Uso Agrícola". Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Dam Safety Engineering Program. 1994. "Dam safety: earth dam failures". Ohio Department of Natural Resources. Division of Water. Columbus, Ohio. vol. 94-30.
- Dam Safety Engineering Program. 1999. "Dam safety: seepage through earthen dams". Ohio Department of Natural Resources. Division of Water. Columbus, Ohio. vol. 94-31.
- Dam Safety Office. 1992. "Dam safety guidelines. Technical note 1. Dam break inundation analysis and downstream hazard classification". Water Resources Program. Washington State Department of Ecology. Olympia, Washington. vol. 1.
- de Heras, J.L. 2005. "Responsabilidad civil y medioambiental de vertederos. Su aseguramiento". II Congreso Ibérico sobre Vertederos. Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos (ISR-CER). Málaga.
- Demetracopoulos, A.C. and Korfiatis, G.P. 1984a. "Design Considerations for Landfill Bottom Collection Systems 6". Civil Engineering for Practicing and Design Engineers. vol. 3. n° 10. pp. 967-984.
- Demetracopoulos, A.C., Korfiatis, G.P., Bourodimos, E.L. and Nawy, E.G. 1984b. "Modeling for Design of Landfill Bottom Liners 5". Journal of Environmental Engineering-Asce. vol. 110. n° 6. pp. 1084-1098.
- DEP. 2002. "Odour Methodology Guidelines". Department of Environmental Protection. Perth, Western Australia.
- Department of the Army. 1988. "Recommended guidelines for the safety inspections of dams". Office of the Chief of Engineers. Washington D.C.

- DEQ Land Quality. 1998. "Solid Waste Landfill Guidance Document". Department of Environmental Quality, DEQ. 750 Front Street NE, Suite 120 Salem, OR 97310.
- Derbyshire County Council. 1986. "Report on the non-statutory public enquiry into the gas explosion at Loscoe, Derbyshire, 24 March, 1986". Derbyshire County Council. Derbyshire.
- Díaz, L., Röder, S. and Nguyen, B. 2003. "Solid waste management in economically developing countries". Institut für Abfallwirtschaft Boku Universtität für Bodenkultur, Mungasse. Viena, Austria.
- Díaz, L.F. and Savage, G.M. 2002. "Developing landfill. Guidelines for sites in developing countries". Waste Management World ISWA. vol. 2. n° 4.
- Ding, A., Zhang, Z., Fu, J. and Cheng, L. 2001. "Biological control of leachate from municipal landfills". Chemosphere. vol. 44. n° 1. pp. 1-8.
- Dionne, O. and Spaeter, S. 2003. "Environmental risk and extended liability: the case of green technologies". Journal of Public Economics. vol. 87. pp. 1025-1060.
- Dopazo, P. 2002. "Coordinación y gerencia de riesgos ambientales (responsabilidad civil por daños ambientales y seguro ambiental)". Observatorio Medioambiental. vol. 5. pp. 103-125.
- Duggan, J. 2005. "The potential for landfill leachate treatment using willows in the UK - A critical review". Resources Conservation & Recycling. vol. 45. pp. 97-113.
- ECONS.S.A. 2003. "Safety in landfill: photographic documentation". ECONS, S.A. Bioggio, Switzerland.
- Eden, R. 1993. "The three dimensional modelling of flare stacks combusting landfill gas". Sta. Margheritha di Paula, Italy. n° 4th International Landfill Symposium. Proceeding Sardinia 1993.
- Eduljee, G. 2004. "Mechanical Biological Treatment. Position Paper". Group Suez. Sita UK. United Kingdom.
- Ehrig, H.-J. 1989. "Water and elements balances of landfills". Springer, Heidelberg. pp. 83-115.
- Eid, H.T., Stark, T., Evans, W.D. and Sherry, P.E. 2000. "Municipal solid waste slope failure I: waste and foundation soil properties". Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. vol. 126. n° 5. pp. 397-407.
- El-Fadel, M., Angelos, N., Findikakis, A.N. and Leckie, J. 1997. "Environmental impact of solid waste landfilling". Journal of Environmental Management. vol. 50. n° 1. pp. 1-25.
- EPA. 1990. "Guia para la proteccion de las aguas subterranas". Source Water Protection. Source Water Protection Section. Water Management Division. U.S. Environmental PProtection Agency, Region 9. San Francisco, L.A.
- Escario, V. 1966. "N° 1: Estabilidad de presas de tierra y escollera". Laboratorio del Transporte y Mecánica del Suelo. CEEOP. Madrid.
- Fahey, M., Newson, T.A. and Fujiyasu, F. 2002. "Engineering with tailings; Environmental geotechnics". Balkema, Lisse, Netherlands. vol. 2. n° 4th ICEG. L.G. de Mello, M.A.A., Almeida eds. pp. 947-973.
- Farquhar, G.J. 1989. "Leachate: production and characterization". Canadian Journal of Civil Engineering. vol. 16. pp. 317-325.
- Faus, A. 2004. "Responsabilidad medioambiental y Directiva de la Unión Europea". Derecho y Empresa. vol. 4. pp. 10-12.



- Fell, R., Fai Wan, C., Cyganiewicz, J. and Foster, M. 2003. "Time for development of internal erosion and piping in embankment dams". *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. ASCE. vol. 129. nº 4. pp. 307-313.
- Fenn, D.G., Hanley, K.J. and DeGeare, T.V. 1975. "Use of water balance method for predicting leachate generation at solid waste disposal sites". Report no. EPA-530/SW-169. USEPA.
- Fernández, L. 1998. "Conferencia N. 3.1: La contaminación de las aguas subterráneas por vertederos y depósitos enterrados en España: Visión desde la administración". *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. AIH-GE. Valencia.
- Fernández-Rubio, R. 1993. "Potencial de las aguas subterráneas en España". Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. nº 3.
- Fleming, I.R. and Rowe, R.K. 2004. "Laboratory studies of clogging and landfill leachate collection and drainage systems". *Canadian Geotechnical Journal*. vol. 41. pp. 134-153.
- Fleming, I.R., Rowe, R.K. and Cullimore, D.R. 1999. "Field observations of clogging in a landfill leachate collection system". *Canadian Geotechnical Journal*. vol. 36. nº 4. pp. 685-707.
- Flyhammar, P. 1997. "Estimation of heavy metal information in Municipal Solid Waste". *Science Total Environment*. vol. 198. nº 2. pp. 123-133.
- Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G. and Nocentini, M. 2004. "Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill". *Chemosphere*. vol. 54. pp. 335-343.
- Fread, D.L. 1981. "Some limitations of dam breach flood routing models". ASCE Fall Convention. St. Louis, MO; October 26-30.
- Fread, D.L. 1987. "BREACH: An erosion model for earthen dams failures". Hydrologic Research Laboratory, NOAA; NWS.
- Fread, D.L. 1988. "DAMBRK: The NWS-Dam Break Flood Forecasting Model". Office of Hydrology, National Weather Service, Silver Spring, MD.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A. 1979. "Groundwater". Ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Friends of the Earth. 2004. "Briefing: Mechanical and Biological Treatment (MBT)". Friends of the Earth Limited Company No. 1012357. London N1 7JQ.
- Froelich, D.C. 1987. "Embankment dam breach parameters". 1987 National Conference in Hydraulic Engineering, ASCE. New York. pp. 570-575.
- Gallardo, A. 2001. "Tesis Doctoral: Metodología para el diseño de redes de recogida selectiva de RSU utilizando sistemas de información geográfica. Creación de una base de datos aplicable a España.". Universidad Politécnica de Valencia.
- Gallardo, A., Bovea, M.D. and Bordás, R. 2005. "LIGRE: una herramienta para la generación de mapas de orientación a la ubicación de instalaciones de gestión de residuos. Aplicación al emplazamiento de vertederos en la provincia de Castellón". *Revista Residuos*. vol. 83. pp. 74-81.
- Gandolla, M., Acaia, C. and Fisher, C. 1998. "Landfill gas migration in the subsoil. Experiences of control and remediation". *International Directory of Solid Waste Management. The ISWA yearbook*. James&James Science Publishers, Ltd. London, UK. pp. 237-245.
- Garrick, B. 2002. "The use of risk assessment to evaluate waste disposal facilities in the United States of America". *Safety Science*. vol. 40. pp. 135-151.

- Gee, J.R. 1983. "The prediction of leachate generation in landfills, a new method". 6th Annual Madison Conf. of Applied Research and Practice on Municipal and Industrial Waste. Madison. pp. 201-224.
- Glanville, T., Harmon, J., Lorimor, J. and Hanna, M. 2004. "Odor detection and measurement". The Science of Smell. Iowa State University, University Extension. Iowa.
- Guyonnet, D., Didier-Guelorget, B., Provost, G. and Feuillet, C. 1998. "Accounting for water storage effects in landfill leachate modelling". Waste Management & Research. vol. 16. n° 3. pp. 285-295.
- Ham, R.K. and Bookter, J.R. 1982. "Decomposition of solid waste in test lysimeters". Journal of Environmental Engineering, ASCE. vol. 108. pp. 1147-1170.
- Hancock, J.S., Phillips, I.R. and Seignor, M. 1995. "Fate of contaminants deriving from Municipal Solid Wastes in saturated landfills". Proceedings Sardinia 95. vol. 3. n° 1995. 5th International Landfill Symposium. pp. 611-620.
- Harmon, J. and Tinker, G. 2002. "Odor Assessment and control". Environmental Issues in Livestock Production Home Study Course. Livestock Industry Facilities & Environment and Iowa State University. Ames, Iowa.
- Harr, M.E. 1962. "Groundwater and seepage". McGrawHill. Toronto, Ontario.
- Heavey, M. 2003. "Low-cost treatment of landfill leachate using peat". Waste Management. vol. 23. n° 5. pp. 447-454.
- Hendron, D.M., Fernández, G., Prommer, P.J. and Orozco, L.F. 1999. "Investigation of the cause of the 27 september 1997 slope failure at the Doña Juana Landfill". Proceedings Sardinia 1999. 7th International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy. vol. 3. pp. 545-567.
- Henry, C.L. and Cole, D.W. 1997. "Use of biosolids in the forest: technology, economics and regulations". Biomass Bioenergy. vol. 13. pp. 69-277.
- Henry, J.G. and Heinke, G.W. 1999. "Ingeniería Ambiental". Prentice Hall. México. vol. 2.
- Heron, G., Bjerg, P.L., Gravesen, P., Ludvigsen, L. and Christensen, T.H. 1998. "Geology and sediment geochemistry of a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark)". Journal of Contaminant Hydrology. vol. 29. pp. 301-317.
- Herráez, I. 1998. "La contaminación de las aguas subterráneas por vertederos y depósitos enterrados en España: Visión desde la investigación". AIH-GE. Valencia. n° 1998. Conferencia N 3.2. Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente.
- Hickman, H.L. and Eldredge, R.W. 2000. "A brief history of solid waste management during the last 50 years". MSW Management.
- Hix, K. 1998. "Leak detection for landfill liners. Overview of tools for vadose zone monitoring". Technology Status Report. Technology Innovation Office. National Network of Environmental Management Studies Fellowship. U.S. Environment Protection Agency. Washington D.C.
- Hoeks, J., Glas, H., Hofkamp, J. and Ryhiner, A.H. 1987. "Bentonite liners for isolation of waste disposal sites". Waste Management & Research. vol. 5. pp. 93-105.
- Hollins, M. and Percy, S. 1998. "Environmental liability for contaminated land - towards a European consensus". Land Use Policy. vol. 15. n° 2. pp. 119-113.
- Hontoria, E. and Zamorano, M. 2000. "Fundamento del manejo de los residuos urbanos". Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Granada.

Hutchinson, E. and van't Veld, K. 2005. "Extended liability for environmental accidents: what you see is what you get". *Journal of Environmental Economics and Management*. vol. 49. pp. 157-173.

ICOLDS. 1983. "Dam safety emergency action planning guidelines". Subcommittee on Emergency Action Planning of ICOLDS (Interagency Committee on Dam Safety).

ICONA. 1988. "Agresividad de la lluvia en España. Valores del Factor R de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo". Madrid.

Inac, B., Calli, B. and Saatci, A. 1999. "Characterization and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul". II International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste. pp. 205-211.

Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A. and Parrella, A. 2003. "Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach". *Chemosphere*. vol. 52. pp. 85-94.

Israelson, E. 1980. "Erosion Control During Highway Construction-Manual on Principles and Practices". Transportation Research Board, National Cooperative Highway Research Program Report No. 221, TRB. Washington, D.C.

ITGE. 1993. "Las aguas subterráneas en España". Instituto Tecnológico Geominero de España. Secretaría General de la Energía y Recursos Naturales. Madrid. vol. 2<sup>a</sup>. 591.

Jaquenod, S. 1991. "El Derecho Ambiental y sus principios rectores". Dychinson. Madrid. pp. 66-66.

Jarret, R.D. 1984. "Hydraulics of high gradient streams". *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE*. vol. 110. pp. 1519-1539.

Jarret, R.D. 1990. "Hydrologic and hydraulic research in mountain streams". *American Water Resources Research*. vol. June 1990. pp. 419-429.

Jenkins, J.E., Rajiv, A. and Rick, T. 2002. "South hill landslide, meeting owner's need with financial constraints". 98th Annual Meeting. Cordilleran Section.

Jiménez, J.A., De Justo, J.L. and Serrano, A.A. 1981. "Geotecnia y Cimientos II. Mecánica del suelo y de las rocas". Ed. Rueda. Madrid. vol. 2<sup>a</sup>.

Job, G.D., Biddlestone, A.J. and Gray, K.R. 1991. "Treatment of high-strength agricultural and industrial effluents using reed bed treatment systems". *Chemical Engineering Research & Design*. vol. 69. pp. 187-196.

Johannessen, L.M. 1999. "Guidance note on leachate management for municipal solid waste landfills". W. Washington.

Johannessen, L.M. and Boyer, G. 1999. "Observations of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia and Latin America". Urban Waste Management Thematic Group. Waste Management Anchor Team. The World Bank. Washington.

Jones, D.L., Williamson, K.L. and Owen, A.G. 2005. "Phytoremediation of landfill leachate". *Waste Management*. vol. In Press.

Jones-Lee, A. and Lee, G.F. 1993. "Ground water pollution by municipal landfills: leachate composition, detection and water quality significance". Proceedings of Sardinia '93 IV International Landfill Symposiums. Margherita di Paula, Italy.

Kargi, F. and Pamukoglu, M.Y. 2003. "Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation". *Enzyme and Microbial Technology*. vol. 33. pp. 588-595.

- Khanbilvardi, R.M., Ahmed, S. and Gleason, P.J. 1995. "Flow investigation for landfill leachate (FILL)". *Journal of Environmental Engineering*. vol. 121. n° 1. pp. 45-57.
- Kirkpatrick, N. 1996. "Application of life-cycle assessment to solid waste management practices". McGraw Hill. n° 15.
- Kjeldsen, P. 1993. "Groundwater pollution source characterisation of an old landfill". *Journal of Hydrology*. vol. 142. pp. 349-371.
- Klein, A. 2003. "Geotechnical and Geoenvironmental Consultant". M. Sc. Meshilah.com. 49 Einstein St. Haifa 34602 Israel.
- Knight, M. and Piésold, H. 2000. "Dam failure from excessive water level rise". Assessment Mision Report. Report of the Dam Team. UNEP/OCHA. pp. 10-15.
- Kocasoy, G. and Curi, K. 1995. "The Úmraniye - Hekimbasi open dump accident". *Waste Management&Research*. vol. 13. pp. 305-314.
- Koerner, G.R., Koerner, R.M. and Martin, J.P. 1994. "Design of landfill leachate-collection filters". *Journal of Geotechnical Engineering*. vol. 120. n° 10. pp. 1792-1803.
- Koerner, R.M. 1990. "Designing with geosynthetics. 2nd edition". Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Kölsch, F. and Ziehmman, G. 2004. "Landfill stability, risks and challenges". *Waste Management World ISWA*. vol. 4. n° 3.
- Kölsch, P. 2000. "Landslides Standsicherheitsversagen". Geo Und Umwelttechnik GmbH.
- Kumar, D. and Alappat, B.J. 2005. "Analysis of leachate pollution index and formulation of sub-leachate pollution indices". *Waste Management & Research*. vol. 22. pp. 230-239.
- Lambe, T.W. and Whitman, R.V. 1990. "Mecánica de suelos (Nueva edición)". Ed. Limusa. Mexico.
- Lassini, P., Sala, G. and Sartori, F. 1999. "Reclamation of old and news landfills and their integration with the environment". *Proceeding Sardinia 99. 7th International Waste Management and Landfill Symposium*. Sta. Margherita di Paula, Cagliari, Italy.
- Last, S., Barr, M.J. and Robinson, H.D. 1993. "Design and operation of Harewood Whin Landfill". *Waste Management Proceedings*. vol. october. pp. 9-16.
- LCR. 2003. "Risk Assessment for Contaminated Sites in New Zealand". New Zealand's Foremost Environmental Research Organization. Landcare Research. Wellington.
- Lee, G.F. and Jones-Lee, A. 2006. "Improving public health and environmental protection from inadequately developed landfills". [www.gfredlee.com](http://www.gfredlee.com). G. Fred Lee & Associates. El Macero, CA.
- Lee, G.F. and Lee, A.J. 1994. "A groundwater protection strategy for lined landfills". *Environmental Science and Technology*. vol. 28. n° 13.
- Leiro, A. 2001. "Geotextiles y productos relacionados". *Jornadas sobre experiencias en la impermeabilización de embalses con materiales sueltos*. CEDEX (Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas). Alicante.
- Lemoine, C.H. 2003. "Bioreactor landfills. An innovative solution or a risky experiment?". *Alternative Service Delivery i Kampala City Council*. Kampala City, Uganda.
- Lenntech, D. 2005. "Odoroussubstances and odor thresholds". *Lenntech Water treatment & air purification Holding B.V.* HH Delft, The Netherlands.

- Lezcano, M.L. 2001. "Recolección, clasificación y tratamiento de los residuos sólidos domiciliarios. Una breve reseña histórica". Monografias.com.
- Lobo, A. 2003. "Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos". UNIVERSIDAD DE CANTABRIA, E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente.
- Lobo, A., Muñoz, J. and Tejero, I. 2004. "Assessment of a new waste biodegradation model for MODUELO". Waste Management and the Environment. vol. 2. pp. 419-428.
- Lobo, A. and Tejero, I. 2006. "MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills". Environment Modelling & Software. vol. In Press. Corrected proof. pp. 1-14-
- López Garrido, J., Vidal, F.M. and Pereira, J. 1975. "Basura Urbana: recogida, eliminación y reciclaje". Editores Técnicos Asociados, S.A. Barcelona, España.
- López, C., Fariñas, J.L., García, P., Gómez, R., Mataix, C., Llopis, G. and Seerano, P.A. 2002. "Manual de Estabilización y Revegetación de Taludes". U.D. Proyectos. E.T.S.I. Minas-UPM. Madrid.
- Los Angeles County Sanitation Distric. 1988. "Instability of landfill slope, Puente Hills Landfill, Los Angeles County, California.". Earth Technology.
- Lu, J.C.S., Morrison, R.D. and Stearns, R.J. 1981. "Leachate production and management from municipal landfills: summary and assessment". Proceedings 7th Annu. Research Symp., Land Disposal: Municipal Solid Waste. EP-600/9-81-002a. US EPA. Cincinatti, Ohio.
- Lyngkilde, J. and Christensen, T.H. 1992. "Fate of organic contaminants in the redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark)". Journal of Contaminant Hydrology. vol. 10. pp. 291-307.
- MacDonald, T.C. and Langridge-Monopolis, J. 1984. "Breaching characteristics of dam failures". Journal of Hydraulic Engineering. vol. 110. nº 5.
- Manga, J. and Maury, A. 2004. "Caracterización y tratamiento de lixiviados provenientes de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos". Grupo de Investigación en Tecnologías del Agua. Ingeniería Civil. Universidad del Norte. Barranquilla, Colombia.
- Martín Díez, R. 2005. "En nuevo régimen de responsabilidad ambiental". Páginas de Información Ambiental. vol. 21. pp. 24-27.
- Martínez Orgado, C. 2004. "Gestión de los Residuos en Europa y España". La gestión de los residuos urbanos urbanos. Situación actual y tendencias futuras. UIMP (Universidad Internacional Menéndez y Pelayo). Castellón.
- Martínez Orgado, C. 2005. "Visión general de la fracción resto como recurso". Conferencia sobre la cultura del aprovechamiento de la fracción resto. Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos - Club Español de los Residuos. Madrid.
- Martínez, F. 2002. "La Ordenación Jurídica de los Residuos Urbanos". Ed. Comares. Granada. pp. 1-28.
- Maurice, C., Ettala, M. and Lagerkvist, A. 1999. "Effects of leachate irrigation on landfill vegetation and subsequent methane emissions". Water, Air and Soil Pollution. vol. 113. pp. 203-216.
- Mavropoulos, A. 2004. "Landfill design using simplified risk assessment procedures". Waste Management and the Environment II. WIT Press. EPEM SA. Greece.

- McBride, M.B., Richards, B.K., Steenhuis, T., Russo, J.J. and Sauve, S. 1997. "Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil 15 years after sludge application". *Soil Science*. vol. 162. pp. 487-500.
- Meeks, Y., Palhegyi, G. and Salhotra, A.M. 1989. "Estimation of infiltration rates from a landfill". *Environmental Engineering Proceedings, Special Conference published by ASCE*. pp. 857-866.
- Meijer, J.K. 1979. "Characterisation of leachate from waste disposal areas - before and after infiltration". Department of Land Improvement and Drainage, The Royal Institute of Technology. Stockholm. pp. 1-33.
- Memon, B.A., Azmeh, M.M. and Pitts, M.W. 2002. "The environmental hazards of locating wastewater impoundments in karst terrain". *Engineering Geology*. vol. 65. pp. 169-177.
- Mendiola, L. 2005. "Instrumentos de política ambiental para el sector industrial". *Revista Residuos*. vol. 84. pp. 70-76.
- Merry, S.M. 2000. "Project description: Field reconnaissance of Payatas landfill wasteslide in Quezon City, Philippines". Small Grant for Exploratory Research Publications.
- MFE. 2004. "Risk Screened System". Contaminated Land Management Guidelines No. 3. [www.mfe.govt.nz](http://www.mfe.govt.nz). Ministry for the Environment. Wellington, NZ.
- Middlebrooks, T.A. 1948. "Earth-Dam Design and Construction 1". *Geological Society of America Bulletin*. vol. 59. n° 12. pp. 1341-1341.
- MIMAM. 1996. "Actuaciones en infraestructural para la gestión de residuos sólidos urbanos". Serie Monografías. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Madrid.
- MOEE. 1994. "Incorporation of the reasonable use concept into MoEE groundwater management activities.". Ministry of Environment and Energy. Toronto, Ont. vol. Ontario Guideline B7 (formerly 15-08).
- Murray, G.B., McBean, E.A. and Sykes, J.F. 1996. "Risk-based engineering design for a landfill leachate collection and liner system". *Ground Water Monitoring & Remediation*. vol. 16. n° 2. pp. 139-146.
- Murray, H.E. and Beck, J.N. 1990. "Concentrations of synthetic organic chemicals in leachate from a municipal landfill". *Environmental Pollution*. vol. 67. pp. 195-203.
- Mwiganga, M. and Kansime, F. 2005. "The impact of Mpererwe landfill in Kampala-Uganda, on the surrounding environment". *Physics and Chemistry of the Earth*. vol. 30. pp. 744-750.
- Nagata, Y. and Takeuchi, N. 1990. "Measurement of odor threshold by triangle odor bag method". *Bulletin. Japan Sanitation Center*. Tokio. vol. 17. pp. 77-89.
- NBE. 2001. "Acciones en la Edificación. AE-88". Norma Básica de la Edificación. Ministerio de Fomento.
- Nicolai, R. and Pohl, S. 2005. "Understanding livestock odors". *Livestock Development in South Dakota: Environment and Health*. FS 925-A. College of Agriculture & Biological Sciences. Cooperative Extension Service / USDA cooperating. South Dakota State University.
- Nyhan, J.W., Hakoson, T.E. and Drennon, B.J. 1990. "A water balance study of two landfill cover designs for semiarid regions". *Journal of Environmental Quality*. vol. 19. pp. 281-288.
- O'Leary, P. and Walsh, P. 2002a. "Land disposal of MSW: Protecting health & environment". *Landfill Continuing Education Course*. *Waste Age*. n° 2. pp. 38-43.

- O'Leary, P. and Walsh, P. 2002b. "Landfill cover and liner systems for water quality protection". Landfill Continuing Education Course. Waste Age. nº 4. pp. 124-129.
- ODG. 2002. "El pasivo ambiental". Tecnología, desenvolupament sostenible, desequilibris i canvi global. Observatorio de la Deuda en la Globalización. Cátedra Unesco de la Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona. vol. 7. pp. 1-5.
- Ohio Department of Natural Resources. Division of Water. 1994. "Dam safety: earth dam failures". Dam Safety Engineering Program. 1939 Fountain Square, Building E-3. Columbus, Ohio.
- Olaeta, J.A., Espinace, R., Szanto, M. and Palma, J. 2004. "Experiencias de reinserción de vertederos mediante la implantación de una cubierta vegetal". Grupo de Geotecnia. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (Chile). Escuela de Ingeniería en Construcción.
- Oliveira, D.A.F. 2002. "Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos". Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília DF. pp. 1-155.
- Oman, C. and Hynning, P.A. 1993. "Identification of organic compounds in a municipal landfill leachates". Environmental Pollution. vol. 80. pp. 265-271.
- Omil, F. 1998. "Diseño de vertederos controlados de residuos sólidos (II). Balances de materia y energía". Ingeniería Química. vol. 31. nº 353. pp. 225-236.
- Ordóñez, C. and Martínez-Alegria, R. 2003. "Sistemas de Información geográfica. Acciones prácticas con Idrisi32 al análisis de riesgos naturales y problemas medioambientales". Editoria Ra-Ma. Madrid.
- Orta de Veasquez, M.T., Cruz, R.C., Valencia, N.R., Ramírez, I.M. and Gómez, J.C. 2003. "Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills". Waste Management & Research. vol. 21. pp. 127-136.
- Orteu, E. and Castroviejo, M. 2005. "La nueva Directiva sobre responsabilidad por daños al medio ambiente". Ambienta. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. vol. 42. pp. 6-13.
- Pardo de Santayana, F. and Veiga, A.A. 1998. "Behaviour of a slide area at a Lisbon's MSW landfill after implementation of stabilizing measures". Proceedings of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. Lisbon, Portugal.
- Parsons, P. 1993. "Options for landfill containment". Proceeding of Harwell Waste Management Symposium. AEA Technology. Harwell.
- Pavelek, E. 1997. "La cobertura del riesgo medioambiental en las pólizas de responsabilidad civil general". Estudios sobre responsabilidad civil medioambiental y su aseguramiento. Española de Seguros. Madrid.
- PERM. 2005. "Evaluación de riesgos medioambientales". Pool Español de Riesgos Medioambientales. Entidad reaseguradora de riesgos de contaminación. [www.perm.es](http://www.perm.es). Madrid. nº 3.
- Perrier, E.R. and Gibson, A.C. 1981. "Hydrologic simulation on solid waste disposal sites". Report no. EPA-530/SW-868. USEPA.
- Peverly, J.H., Surface, J.M. and Wang, T.G. 1995. "Growth and Trace-Metal Absorption by Phragmites-Australis in Wetlands Constructed for Landfill Leachate Treatment 42". Ecological Engineering. vol. 5. nº 1. pp. 21-35.
- Pierucci, P., Porazzi, E., Pardo, M., Adani, F., Carati, C., Rubino, F.M., Colombi, A., Calcaterra, E. and Benfenati, E. 2005. "Volatile organic compounds produced during the aerobic biologicla processing of municipal solid waste in a pilot plant". Chemosphere. vol. 59. pp. 423-430.
- Pitchford, R. 1995. "How liable should a lender be? The case of judgment-proof firms and environmental risks". American Economical Review. vol. 85. pp. 1171-1186.

- Powers, W. 2004a. "Odor Chemistry". The Science of Smell. Iowa State University. University Extension. Ames, Iowa.
- Powers, W. 2004b. "Odor perception and physiological response". The Science of Smell. Iowa State University. University Extension. Ames, Iowa.
- Prois, T.A. 2003. "Emergency relief to victims of floods&landslides. Balance requested from the ACT Alliance". ACT International. Action by Churches Together. Geneva, Switzerland.
- Rapti-Caputo, D., Sdao, F. and Masi, S. 2006. "Pollution risk assessment based on hydrogeologicla data and management". Engineering Geology. vol. In Press.
- Rechea, M. 1996. "Programa de Estabilidad de Taludes". Escuela Técnica Superior de Arquitectura. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. nº 1996DIC/ESP.
- Redfearn, A. and Roberts, D. 2002. "Health effects and landfill sites". The Royal Society of Chemistry. Environmental and Health Impact of Solid Waste Management. Cambridge, UK. pp. 103-
- Robinson, A.H. 2005. "Landfill leachate treatment". Membrane Technology. vol. June 2005. pp. 6-12.
- Robinson, H.D. and Gronow, J. 1992. "Composition of Hong Kong landfill leachate". Journal of the Institution of Water and Environmental Management. vol. 6. pp. 229-
- Rowe, R.K., Fleming, I.R., Cullimore, D.R., Kosaric, N. and Quigley, R.M. 1995a. "A research study of clogging and encrustation in leachate-collection systems in municipal solid waste landfills". Geotechnical Research Centre, University of Western Ontario, London, Ont. vol. Final report to the Interim Waste Authority.
- Rowe, R.K., Quigley, R.M. and Booker, J.R. 1995b. "'Clayey barrier systems for waste disposal facilities'". E&FN Spon, London.UK.
- RSWLT. 2006. "Wastes". Royal Society of WildlifeTrust. UK.
- Rügge, K., Bjerg, P.L. and Christensen, T.H. 1995. "Distribution of organic compounds from municipal solid waste in groundwater downgradient of a landfill (Grinsted, Denmark)". Environmental Science and Technology. vol. 29. pp. 1395-1400.
- Rushbrook, P. 1999. "Getting from subsidence landfill to sophisticated landfill". Waste Management&Research.ISWA. vol. 17. nº 1. pp. 4-9.
- Santafé, J.M., Penas, J., Berga, L. and de Andrés, M. 1997. "Clasificación de presas en función del riesgo potencial". Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. Dirección General de Obras Públicas y Calidad de las Aguas. Madrid.
- Sarkar, U., Hobbs, S.E. and Philip, J.L. 2003a. "Dispersion of odour: a case study with a municipal solid waste landfill site in North London, United Kingdom". Journal of Environmental Management. vol. 68. pp. 153-160.
- Sarkar, U., Philip, J.L. and Hobbs, S.E. 2003b. "Community modelling: a tool for correlating estimates of exposure with perception of odour from municipal solid waste (MSW) landfills". Journal of Environmental Management. vol. 68. pp. 133-140.
- SAV. 2003. "Breve reseña histórica sobre la gestión de residuos en Valencia". Sociedad de Agricultores de la Vega S.A. <http://www.sav-agricultoresdelavega.es/>. Valencia.
- Schroeder, P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe, B.M., Sjoström, J.W. and Peyton, R.L. 1994a. "The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model: engineering documentation for version 3 (No. EPA/600/R-94/168b)". US Environmental Protection Agency Office of Research and Development. Washington, DC.