

CAPÍTULO 5 IMPACTO AMBIENTAL DE LA ENERGÍA

La generación intensiva de energía para satisfacer una demanda en continuo crecimiento produce un impacto sobre el medioambiente en cada una de las diferentes fases que comprende el *ciclo de vida* de la producción energética, desde la extracción de los combustibles en los yacimientos naturales, siguiendo con su transporte y procesado en las plantas y sistemas de generación de energía y su utilización con las tecnologías que se han estudiado en los capítulos anteriores. En este capítulo analizaremos las principales causas del impacto ambiental que se produce en cada una de estas etapas.

Por su distinta naturaleza, las energías renovables no siguen el mismo patrón de impacto ambiental y, aunque tampoco son inocuas en este aspecto, no las tendremos en cuenta aquí porque el impacto específico (por kW producido) que causan es muy inferior al debido a las energías *clásicas*. Mención aparte cabe dar a la energía hidroeléctrica, la única energía renovable que forma parte del grupo de las *clásicas*, pues se ha utilizado para generar electricidad de forma masiva desde principios del siglo pasado. De la construcción de presas para producción eléctrica resultan también otros efectos favorables, como la regulación del caudal de los ríos y las derivaciones para regadío y suministro industrial o urbano. Sin embargo, al mismo tiempo, su utilización implica acumulación de agua en embalses que producen un impacto ambiental considerable al destruir la vegetación y los ecosistemas terrestres del valle inundado, así como cultivos, emplazamientos históricos, núcleos de población, explotaciones agropecuarias y otros recursos locales. Se modifica el régimen fluvial aguas abajo por el efecto regulador del embalse, dejando el cauce con un caudal escaso durante periodos distintos de los naturales. Aguas arriba de la presa, se detiene la carga sólida transportada por el río, que sedimenta en el embalse y crea un déficit aguas abajo, y se aíslan poblaciones animales, comunicadas antes por el tramo del río, interrumpiendo las migraciones de los peces y otros animales acuáticos. Una gestión adecuada de los embalses para mitigar estos efectos adversos es posible pero complicada y en la práctica sólo hay ejemplos puntuales de actuaciones en este sentido. Así pues, la valoración del beneficio neto que puede aportar la energía hidroeléctrica, sobre todo en países como España donde ya se ha alcanzado el punto de máximo aprovechamiento de esta energía, lleva a que desde muchos sectores se considere la generación hidroeléctrica un producto de menor valor que el que podría obtenerse con usos alternativos del agua y sustituible por otros medios de generación eléctrica.

5.1 EXTRACCIÓN, PROCESADO Y TRANSPORTE DE COMBUSTIBLES

Los combustibles fósiles y el mineral de uranio se extraen de yacimientos geológicos donde se encuentran naturalmente confinados y su explotación intensiva obliga a remover grandes volúmenes de materiales provocando un significativo impacto local.

5.1.1 Minería del carbón

La minería del carbón se basa en efectuar una serie de labores en el denominado *campo de explotación*. Cada campo de explotación contiene una o más capas de carbón, separadas por otros materiales (*estériles*). En general, las obras subterráneas que se acometen son de tres tipos: labores de acceso, labores de preparación y labores de disfrute.

Durante las labores de acceso y preparación, en las conocidas como *minas de montaña*, se excavan galerías (*recortes*) en el material estéril desde la falda de la montaña hasta acceder a la capa de carbón, donde se acometen las labores de preparación, excavando galerías de dirección o *guías* en las propias capas de carbón. Cuando el yacimiento se encuentra en un terreno llano, la explotación da lugar a una *mina de pozo* porque el acceso se lleva a cabo perforando un pozo vertical, a partir del cual se abren galerías horizontales a diferentes pisos, que en el punto de intersección con las capas de carbón dan lugar a galerías de dirección. Por último, cabe mencionar los casos de explotación a cielo abierto, que no necesitan de labores de acceso pero que resultan ser bastante excepcionales.

En el caso de España, los yacimientos hulleros del sur (Puertollano, Guadiato, Villanueva del Río) sólo fueron accesibles desde un primer momento por medio de pozos. Por el contrario, la orografía accidentada de las provincias del noroeste permitió que una parte de las reservas se encontrara en las montañas, por encima del nivel de los valles, lo que permitió inicialmente una explotación más barata mediante galerías de acceso. Sin embargo, a comienzos del siglo XX empezaron a agotarse las minas de montaña en Asturias y León, iniciándose una lenta reconversión a minas de pozo.

A partir de estas labores preparatorias, se abrían las labores llamadas de disfrute, que tenían por objeto arrancar el carbón contenido en las capas. Estas labores presentan numerosas variantes, dependiendo fundamentalmente del grosor (*potencia*) e inclinación (*buzamiento*) de las capas, así como de la dureza de los materiales que las encierran.

Una vez transportado al exterior, el mineral de carbón se somete a una serie de operaciones para su valorización, que principalmente consisten en una *clasificación mecánica* por tamaños, el *lavado* y procesos de *flotación* y *aglomeración*. La clasificación por tamaños se hace pasando el carbón sucesivamente por cribas con perforaciones de paso cada vez más pequeño, dando lugar a cuatro o cinco clases de carbón. En cuanto al lavado, la base de la operación consiste en aprovechar las diferencias de densidad entre el carbón y las piedras mezcladas con él. La variante más clásica del lavado consiste en someter el carbón a una corriente de agua en un canal en cuyo fondo se ha colocado una serie de resaltes, de forma que los trozos de carbón son arrastrados por el agua mientras que las piedras se depositan en el fondo. En cuanto al proceso de flotación, se desarrolló con el fin de aprovechar las partículas de polvo de carbón que se perdían con el agua de lavado. Este procedimiento consiste en mezclar las aguas de lavado, junto con el polvo de carbón recogido en el taller de clasificación, con algún tipo de aceite. La mezcla se somete a una fuerte agitación, dando lugar a una emulsión de agua, aceite y aire, con partículas de carbón. Por afinidad físico-química, las partículas de carbón se adhieren al aceite que, a su vez, se distribuye en la interfaz de las burbujas con el agua. La mezcla aceite-partículas de carbón es arrastrado por las burbujas en su ascenso a la superficie, mientras que la arcilla y el agua quedan debajo. Por último, parte de los menudos de carbón se someten a aglomeración para su mejor aprovechamiento. La operación se lleva a cabo, mediante el uso de un agente aglomerante como la brea, en prensas de aglomerar, utilizando típicamente moldes de forma ovoide, del tamaño de un huevo, o briquetas, más grades y con forma de ladrillo.



Figura 5.1.1. a) Escombrera de estériles, b) Cuenca minera leonesa, c) Antigua zona residencial para altos cargos en la cuenca minera del Alto Guadiato (Córdoba).

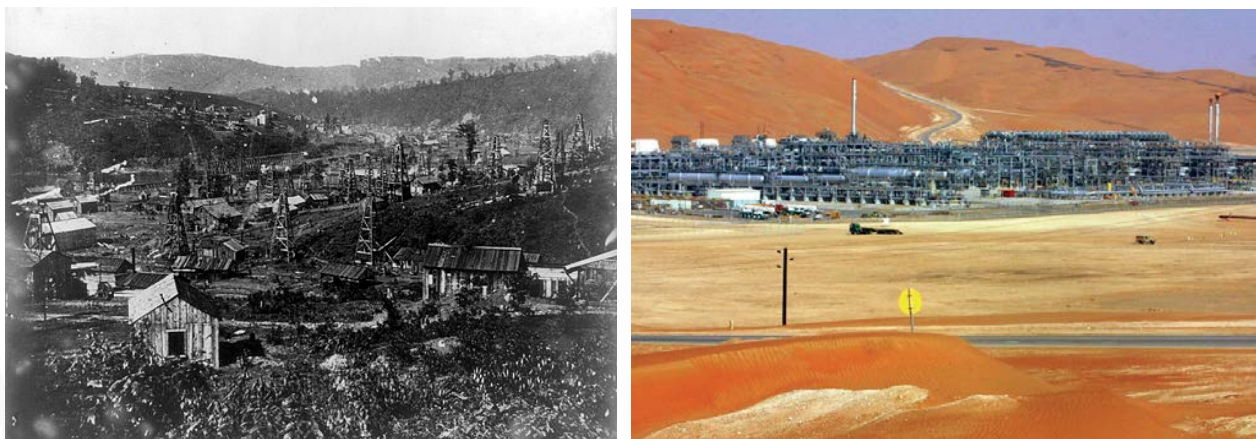
Otro tipo de transformación que puede sufrir el carbón, mediante una combustión incompleta, es su conversión en coque, por la industria metalúrgica en plantas de coquización, o la producción de gas combustible, como el utilizado antiguamente para el alumbrado o bien, actualmente, en plantas de gasificación para generación avanzada de electricidad, como se explica en el epígrafe 4.4.

Así pues, la explotación del carbón implica la puesta en práctica de un gran número de operaciones y procesos industriales que provocan un impacto duradero que rara vez se corrige. Las excavaciones dan lugar a escombreras de estériles, los pozos abandonados y las galerías hundidas producen colapsos en la superficie, la presencia de sulfuros, al oxidarse, acidifica las aguas. Además, estas complicaciones se agudizan si la explotación es inadecuada, apareciendo además otros perjuicios como polvo, incendio de pozos, derrames de efluentes, deslizamiento de taludes, contaminación de acuíferos con metales solubilizados, etc. El impacto paisajístico es muy intenso por la gran superficie del campo de explotación, con cambios de morfología, polvo oscuro y rocas ennegrecidas en contraste con la vegetación del entorno, como en los ejemplos de la Figura 5.1.1.

5.1.2 Campos petrolíferos

Comparativamente, la extracción de petróleo suele resultar menos impactante que la de carbón, con menores superficies contaminadas por las balsas de perforación o vertidos accidentales de crudo. No obstante, el impacto paisajístico es siempre grande por el color oscuro del petróleo, la invasión del espacio vertical por las torres de perforación, la presencia de antorchas para quemar gases residuales, etc.

Los grandes campos petrolíferos causan impactos en la superficie y la posibilidad de contaminación permanente de suelos y aguas superficiales o de fondos costeros por explotaciones inadecuadas en plataformas marinas. La contaminación por hidrocarburos puede alcanzar la fauna incorporándose por las cadenas tróficas. En el petróleo y sus residuos existen sustancias irritantes para la piel y mucosas, por contacto, además del daño que supone para el sistema nervioso o el respiratorio la inhalación habitual de hidrocarburos volátiles. Agotado el campo petrolífero, queda un área contaminada con pocos recursos explotables en el sector primario.



a)

b)

Figura 5.1.2. a) El histórico campo petrolífero de Oil Creek en 1864 (Estados Unidos),
b) Moderno campo petrolífero en Arabia Saudí.

Las prospecciones de gas natural suelen estar asociadas a las del petróleo. Las consecuencias de la explotación son poco impactantes visualmente por la ausencia de vertidos, si bien las fugas de este gas, con un alto contenido de metano, constituyen una contribución neta al incremento de la cantidad de gases de efecto invernadero de la atmósfera.

El intenso comercio internacional que se lleva a cabo con estos combustibles entraña el transporte de grandes cantidades de combustibles y sus derivados entre zonas de producción, zonas portuarias, refinerías, etc. En cuanto al transporte por oleoductos y gaseoductos, el mayor peligro es el de incendio o explosión a consecuencia de vertidos o escapes, lo que más que implicaciones ambientales resulta en riesgo para el personal

afectado. El mayor impacto ambiental es el derivado de accidentes ocurridos durante el transporte marítimo de crudo y derivados en grandes petroleros y otros barcos de menor calado.

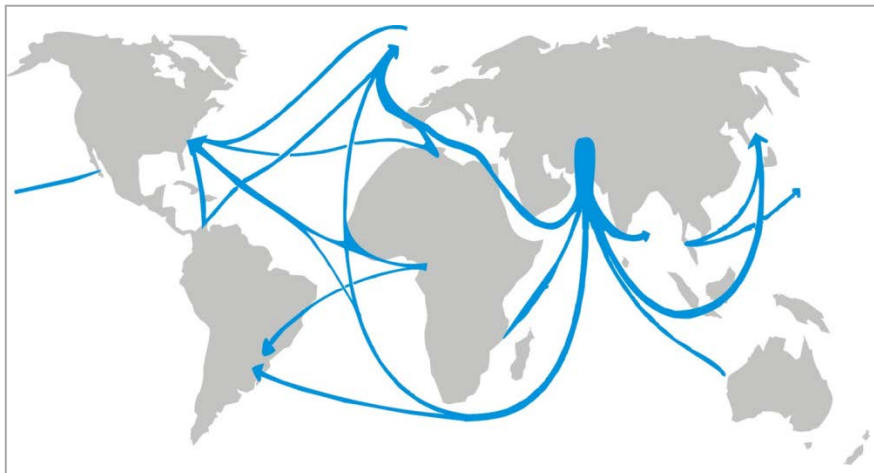


Figura 5.1.3. Principales rutas de transporte marítimo de petróleo en el mundo.

Por razones históricas los vertidos marinos accidentales se han dividido en tres categorías según la cantidad vertida: menores de 7 toneladas, entre 7 y 700 toneladas y mayores de 700 toneladas. Se tiene información de un total de unos 10.000 accidentes ocurridos desde 1970, de los cuales más del 80 % corresponden a vertidos de la categoría inferior, aunque la mayor parte de la cantidad vertida se debe a los vertidos de la categoría mayor. Se puede obtener información detallada de estos vertidos accediendo a la página web de la organización ITOPF (*International Tanker Owners Pollution Federation Limited*). De los datos recogidos por esta organización, se desprende que a pesar de observarse un continuo aumento en promedio del comercio marítimo de petróleo, tanto el número de vertidos como la cantidad de combustible vertido ha sufrido un notable descenso desde los primeros registros de los que se tiene constancia, como puede verse en la Figura 5.1.4.

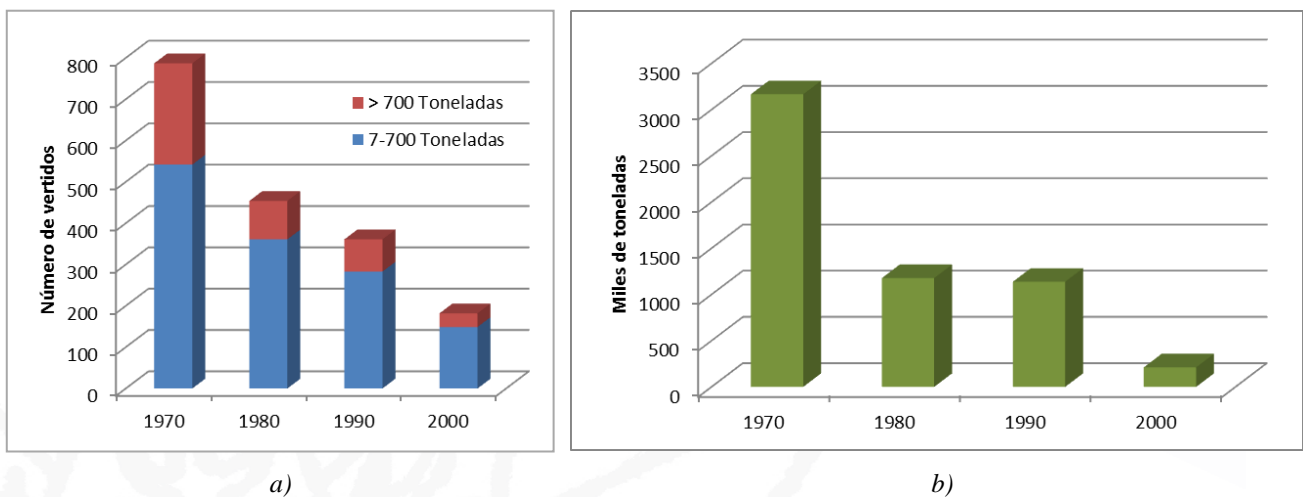


Figura 5.1.4. Vertidos marinos agrupados por décadas ocurridos desde los años 70 del siglo pasado
a) Número de vertidos de las categorías mayores, b) Miles de toneladas vertidas (Fuente: ITOPF).

En las costas españolas ha habido tres vertidos graves ocasionados por accidentes de petroleros, todos ellos en la costa de Galicia (Figura 5.1.5):

- En 1976 el petrolero *Urquiola* encalló al entrar en el puerto de La Coruña produciendo un vertido de unas 100.000 toneladas de crudo ligero de Arabia. La mayor parte del vertido se incendió a consecuencia del accidente generando una gran nube tóxica y el resto (entre 25.000 y 30.000 toneladas) se dispersó en el mar y alcanzó la costa.

- En 1992 el carguero *Aegean Sea*, transportando 80.000 toneladas de crudo Brent del Mar del Norte, encalló también al aproximarse al puerto de La Coruña debido al mal tiempo. El buque se partió en dos y se incendió, unas 74.000 toneladas del cargamento se dispersaron en el mar o ardieron provocando una vez más una gran nube tóxica que alcanzó la ciudad. El resto del cargamento, unas 6.000 toneladas y 1.700 toneladas de fuel combustible del buque permanecieron en la sección de popa, que se mantuvo casi intacta, y pudieron ser extraídas por bombeo.



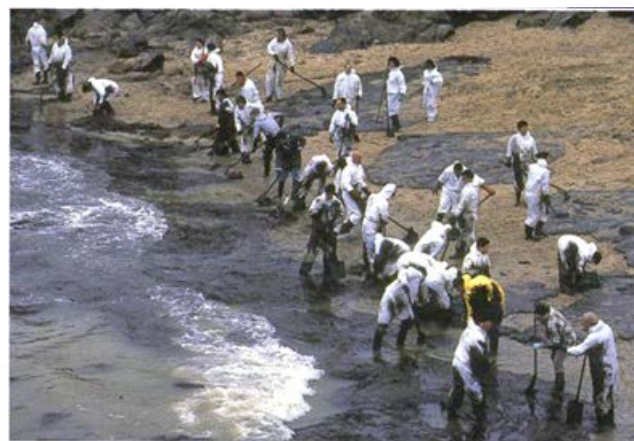
a)



b)



c)



d)

Figura 5.1.5. a) Incendio del petrolero *Urquiola*, b) Incendio del carguero *Aegean Sea*, c) Hundimiento del petrolero *Prestige*, d) Recogida manual de “chapapote” del *Prestige* en las playas gallegas.

- Por último, en 2002 el petrolero *Prestige* con una carga de 77.000 toneladas de fuel pesado sufrió daños en el casco a consecuencia del mal estado del mar, nuevamente frente al litoral gallego. Se prohibió su acceso a los puertos de España y Portugal y fue remolcado mar adentro durante seis días, hasta que finalmente se fracturó en dos partes a unos 250 km al oeste de la costa de Vigo. Las dos partes del buque se hundieron y tocaron fondo a más de 3.800 m de profundidad. Después del hundimiento, el gobierno español nombró un Comité Científico Asesor que elaboró y promovió un Plan de Intervención Científica para evaluar el impacto físico-químico, ecológico y toxicológico del vertido. Así mismo, durante el mes y medio que duró su actuación, el Comité organizó una campaña con el submarino francés *Nautille* para conseguir el sellado de la fugas de fuel de los dos pecios, se examinaron más de 600 propuestas de empresas y expertos de recuperación de vertidos marinos y se organizó un equipo de expertos nacionales y extranjeros para estudiar la evolución del fuel remanente en los pecios. La naturaleza persistente del cargamento hizo que el vertido se fragmentase en manchas flotantes que después de contaminar la costa gallega, recorrieron la costa cantábrica y llegaron a alcanzar la costa francesa e incluso el Canal de la Mancha. Unos 2.000 km de litoral fueron afectados, particularmente del gallego. Unas 5.000 personas, entre voluntarios y militares, estuvieron trabajando para limpiar a

mano la zona afectada, mientras que un millar de botes de pesca y otros buques especializados de otros siete países colaboraron en la tarea de retirar de las aguas litorales las masas de fuel emulsionado con agua de mar, que se popularizó con el nombre de “chapapote”. En total, en España se retiraron unas 141.000 toneladas de “chapapote” y otras 18.000 en Francia, en lo que probablemente fue el mayor esfuerzo internacional de este tipo que se ha llevado a cabo. A consecuencia de la contaminación producida, se prohibió prácticamente toda actividad pesquera en la mayor parte de la costa gallega durante casi un año, hasta finales de 2003, en que todas las prohibiciones habían sido levantadas. Se estimó que durante el naufragio y los escapes posteriores, se vertieron más de 40.000 toneladas de fuel, quedando encerradas en los pecios más de 35.000 toneladas. El gobierno encargó a la compañía Repsol las labores de recuperación de este fuel remanente para solventar el problema de manera definitiva. La extracción se llevó a cabo en el 2004, durante una campaña de 5 meses, en los que se extrajo el fuel perforando el casco de los pecios con agujeros relativamente grandes (70 cm de diámetro) que permitieron el escape del fuel por flotación. Al tiempo que el fuel escapaba, era recuperado en grandes tanques de aluminio contruidos al efecto que después eran izados y recogidos en superficie. Dada la profundidad a la que se encontraban los pecios, toda la operación submarina se tuvo que realizar con vehículos submarinos de control remoto (ROVs). Finalmente, se llevó a cabo una acción de biorremediación sembrando los restos de los pecios con un cultivo microbiano para que metabolizara los restos de fuel adheridos a las paredes y mamparos de los tanques. La intervención, con un coste aproximado de 100 millones de euros, fue un rotundo éxito en la que se puso a punto una tecnología novedosa que nunca antes se había utilizado en condiciones tan adversas.

5.1.3 Minería de uranio y combustible nuclear

La minería de uranio puede considerarse como una fase más en el ciclo energético del combustible nuclear. La baja ley de los minerales de uranio o su aparición como impregnaciones dan lugar a una minería con escombreras radiactivas y liberación de radón. El impacto ambiental es similar al de otras minerías (escombreras, aguas ácidas, contaminación de la red de drenaje, inestabilidad de laderas, lixiviados, influencia en el paisaje). El impacto radiactivo hace difícil la explotación e implica un costoso esfuerzo de confinamiento y control.

La Fábrica de Uranio de Andújar, construida por la Junta de Energía Nuclear en 1955-60, ha completado un largo ciclo tecnológico con una primera fase de producción, como planta de tratamiento de mineral para obtener concentrados ricos en uranio, hasta su parada en 1981, acumulando una escombrera de aproximadamente un millón de metros cúbicos junto al río Guadalquivir y vecina a industrias alimentarias. La fase de clausura se inició en 1985 por un convenio JEN-ENRESA, incluyendo el desmantelamiento y demolición de la instalación industrial y el confinamiento de sus escombros, junto a los estériles minerales, en condiciones de aislamiento, formando una gran pirámide revegetada.

La segunda fase ha significado la aplicación de procedimientos ambientales rigurosos de evaluación de impactos, documentación y vigilancia y señala el camino que debe seguirse en las intervenciones del ciclo energético para conducir las instalaciones abandonadas a una situación intrínsecamente estable, capaz de resistir contingencias ambientales (terremotos, trombas de agua, vientos, avenidas) o accidentales (aviación, tráfico, incendios forestales) sin provocar riesgos añadidos. Cuando es posible superponer, como en este caso, una restauración paisajística y ecológica, se recuperan debidamente los ecosistemas y sus paisajes, restableciendo los valores naturales deteriorados por la degradación a que estuvieron sometidos anteriormente.

CAPÍTULO 5 IMPACTO AMBIENTAL DE LA ENERGÍA

5.2 EMISIONES Y RESIDUOS DE COMBUSTIÓN

Se entiende por contaminación antropogénica la alteración de las características físicas, químicas o biológicas del medio ambiente, debida a actividades humanas. Puede afectar al suelo, al aire y al agua y se puede manifestar a escala local, regional o, incluso, a escala global.

Las emisiones de combustión están principalmente en fase gaseosa con pequeñas cantidades de materia particulada sólida en suspensión. Los constituyentes gaseosos son (1) gases inertes que han pasado por la cámara de combustión sin alterarse, (2) productos de la combustión y (3) combustible no quemado y/u oxidante. La materia particulada sólida proviene del combustible y consiste, por una parte, de compuestos metálicos y otros materiales inorgánicos que no pueden quemarse (cenizas volantes) y, por otra, de restos de hidrocarburos que no llegaron a quemarse completamente en la combustión (hollín).

A las temperaturas que se alcanzan en la mayoría de las llamas, la presencia del combustible y oxidante lleva inevitablemente a la formación de algunos contaminantes. En llamas de alta temperatura, por encima de 2000 K, se forman especies atómicas, radicales e iones, lo que puede resultar en una alta concentración de contaminantes. Estos altos niveles de contaminación se reducen por reacciones químicas posteriores, según la temperatura va disminuyendo, pero si el enfriamiento es muy rápido no hay tiempo suficiente para que se establezca el equilibrio y muchas especies intermedias se “congelan” produciendo altas tasas de emisiones.

Las principales clases de contaminantes emitidos en combustión son: partículas, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos, monóxido de carbono y óxidos de azufre. A estas cinco clases se le ha añadido recientemente el dióxido de carbono por sus implicaciones en el calentamiento global. Estos contaminantes y sus principales consecuencias se resumen en la Figura 8 del Capítulo 1.

5.2.1 Emisión de materia particulada

La materia particulada emitida por procesos de combustión tiene tres posibles orígenes: (1) materia que no era combustible; (2) materia que se podía quemar pero no se llegó a quemar; (3) material formado durante el proceso de combustión. Debido a las altas temperaturas de las cámaras de combustión toda la materia particulada emitida está en estado sólido (cualquier líquido estaría evaporado). La materia particulada puede depositarse en las paredes de la cámara de combustión o puede ser arrastrada por los mismos gases de combustión.

La mayoría de los combustibles fósiles contiene trazas de metales y otra materia sólida que no puede quemarse; pasando a través de la cámara de combustión y emitiéndose en forma de óxidos metálicos o sales. Este tipo de materia particulada se conoce con el nombre de *cenizas volantes*. Por otro lado, la materia particulada que pudiendo ser quemada, sin embargo se emite, consiste principalmente en hidrocarburos no quemados y recibe el nombre de *contaminantes orgánicos*.

Gran parte de la materia particulada emitida en procesos de combustión es carbono sólido. Las partículas de carbón sólido que se forman en las llamas reciben el nombre de *hollín*. Aunque el tamaño en que aparecen estas partículas puede variar típicamente entre 0,1 μm y varias micras, el mayor número de ellas suele encontrarse en el rango submicrométrico. Se ha determinado que este tamaño es el más perjudicial para la salud pues se encuentra en un tamaño intermedio entre las partículas relativamente grandes, que son retenidas en el tracto respiratorio por su propia inercia y las partículas nanométricas, cuyo carácter difusivo facilita su deposición en las paredes de los conductos bronquiales. Por el contrario, las partículas submicrométricas tienen el tamaño preciso para dificultar su retención por estos mecanismos y alcanzan con relativa facilidad los alvéolos pulmonares, donde se depositan y acentúan las afecciones pulmonares (ver Figura 5.2). El tráfico rodado, particularmente los vehículos con motores diésel, es el principal emisor de estas partículas de hollín, por lo que este tipo de contaminación afecta especialmente a los habitantes de las grandes ciudades.

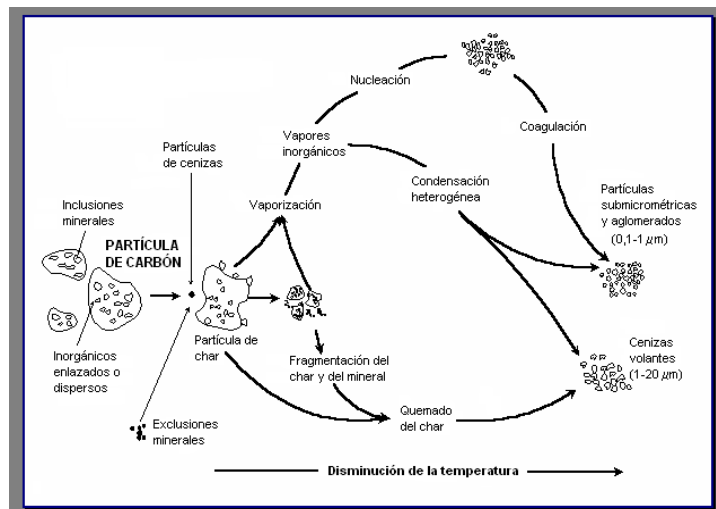


Figura 5.1 Mecanismos de formación de cenizas volantes con distribución bimodal de tamaños (mayores de la micra y submicrónicas).

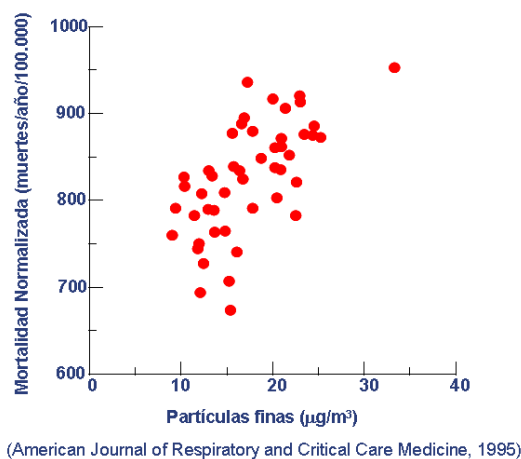


Figura 5.2 El incremento de mortalidad en grandes ciudades se correlaciona bien con la concentración de pequeñas partículas en suspensión.

5.2.2 Óxidos de nitrógeno

Los óxidos de nitrógeno se forman durante los procesos de combustión, principalmente como resultado de la reacción química entre los átomos de oxígeno y de nitrógeno. Los óxidos de nitrógeno se denotan genéricamente por NO_x y los que más se producen en combustión son el óxido nítrico, NO , y el dióxido de nitrógeno, NO_2 .

Los óxidos de nitrógeno son precursores de las reacciones atmosféricas que conducen a la aparición de la niebla fotoquímica (del inglés, *photochemical smog*). Las emisiones de NO_x de aviones supersónicos en la estratosfera pueden hacer disminuir los niveles de ozono, conduciendo a un aumento de penetración de la radiación ultravioleta con posibilidad de aumento de la incidencia de cáncer de piel.

El dióxido de nitrógeno es un gas tóxico típico de áreas industriales. Si se inhala en concentraciones suficientemente altas, produce edema pulmonar después de un periodo de latencia. El óxido nítrico es una molécula muy activa, capaz de reaccionar y formar compuestos con la hemoglobina, como hace el monóxido de carbono.

La concentración de óxidos de nitrógeno en los gases de combustión de grandes hornos y calderas varía entre 100 y 1500 ppm. Las emisiones totales de óxidos de nitrógeno en todo el mundo son del orden de 20×10^6 Tm/año de fuentes estacionarias y otro tanto de vehículos. Como consecuencia de ello, la concentración de NO_x en atmósferas urbanas puede llegar a ser unas cien veces mayor que en atmósferas rurales.

La formación de óxido nítrico en procesos de combustión sigue una de las siguientes tres vías:

1. A las altas temperaturas que se alcanzan en las llamas, el grado de disociación de las moléculas de nitrógeno y de oxígeno es alto y reaccionan entre sí para formar el *NO térmico*.
2. Cuando el combustible contiene compuestos nitrogenados, las altas temperaturas liberan el nitrógeno y éste se combina con oxígeno, formando el llamado *NO de combustible*. Las temperaturas que se necesitan en este caso son comparativamente más bajas que en el anterior.
3. Se puede formar NO por otra vía distinta de las anteriores, que se conoce como *NO súbito* (del inglés, *prompt*). El NO súbito surge principalmente por reacciones de radicales del combustible con el nitrógeno atmosférico que, en última instancia, forman NO.

En la mayoría de las aplicaciones de combustión, el NO térmico es la fuente dominante de óxidos de nitrógeno. El crudo de petróleo y el carbón contienen a menudo cantidades significativas de compuestos orgánicos nitrogenados y este nitrógeno puede ser una fuente importante de NO.

El medio principal para reducir las emisiones de NO térmico es reducir los niveles de temperatura pico en las llamas. Esto se consigue realizando la combustión en condiciones no estequiométricas o por etapas. Otros métodos utilizados son la recirculación de los gases de combustión, la inyección de agua y la amortiguación de las oscilaciones de temperatura.

5.2.3 Contaminantes orgánicos

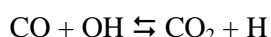
La consecuencia de la combustión incompleta de hidrocarburos del combustible genera contaminantes orgánicos. La causa más común de la combustión incompleta del combustible es el mezclado insuficiente de éste con el aire y los gases de combustión. Cuando esto ocurre es necesario utilizar aire en exceso (en proporción mayor a la estequiométrica). El exceso de aire reduce la eficiencia de la combustión debido a la disminución de las temperaturas y al aumento de las pérdidas térmicas por el calor que es convectado fuera del sistema de combustión, debido al aumento del flujo de gases de combustión. El objetivo global de minimizar las emisiones y maximizar la eficiencia de la combustión se consigue, en la práctica, aumentando la eficiencia del mezclado entre combustible, aire y productos de combustión, aumentando el tiempo de residencia y minimizando el exceso de aire usado.

5.2.4 Monóxido de carbono

El monóxido de carbono fue uno de los primeros contaminantes, reconocido como tal, de los productos de combustión. La mayoría de las plantas industriales están dotadas de sistemas de control y monitorización de las emisiones de CO. En los edificios pueden alcanzarse niveles peligrosos de CO, como consecuencia de calderas de combustión o chimeneas mal selladas de los sistemas de calefacción, pero las principales fuentes de monóxido de carbono son los vehículos a motor.

Por inhalación, el monóxido de carbono se combina con la hemoglobina de la sangre y produce una disminución en la capacidad de ésta para transportar oxígeno de los pulmones a los tejidos celulares.

Se piensa que todo el carbón presente en un combustible se oxida inicialmente formando monóxido de carbono, el cual constituye una especie intermedia en la oxidación total del combustible. La oxidación posterior de CO a CO_2 es casi exclusivamente debida a la reacción elemental



Por ello, todos los esfuerzos para controlar las emisiones de CO se concentran en conseguir la oxidación completa del CO formado inicialmente a CO_2 , más que en intentar inhibir su formación.

5.2.5 Óxidos de azufre

El azufre es una impureza que se encuentra en la mayoría de las variedades de carbón y petróleo. Durante los procesos de combustión, el azufre reacciona con oxígeno para formar, inicialmente, dióxido de azufre SO_2 y, en menor cantidad, trióxido de azufre, SO_3 . Estos óxidos de azufre salen de las cámaras de combustión formando parte de los gases de combustión y, a menos que sean retenidos, son emitidos a la atmósfera. En torno al 70% de las emisiones de óxidos de azufre se deben exclusivamente a las plantas de generación eléctrica con combustibles fósiles, principalmente con carbón.

Normalmente se asocia la corrosión de componentes metálicos de sistemas de combustión con la conversión de SO_2 a SO_3 , que se combina con vapor de agua y condensa en fase líquida como ácido sulfúrico sobre las superficies frías. Si se emite a la atmósfera, el dióxido de azufre se transforma en ácido sulfúrico y sulfatos en el aire, instantes después de su emisión. El ácido sulfúrico así formado es muy reactivo y produce la corrosión de estructuras metálicas y materiales de construcción. Es bien conocido que la acidez del agua de lluvia es superior en las grandes ciudades industriales, donde es típico un valor de pH en torno a 4, achacado directamente a las emisiones de óxidos de azufre.

5.2.6 Dióxido de carbono

Hasta muy recientemente, el CO_2 era calificado como un producto inocuo de la combustión. Su consideración como gas contaminante es algo que sólo ha ocurrido cuando se ha manifestado de forma patente su influencia directa en el fenómeno del calentamiento global del planeta, aumentando la intensidad del efecto invernadero. Durante las últimas décadas, se han venido acumulando evidencias de la relación directa entre la concentración de CO_2 en la atmósfera y la temperatura media del planeta, relación avalada por diferentes registros fósiles de ambas magnitudes, como el de la Figura 5.3.

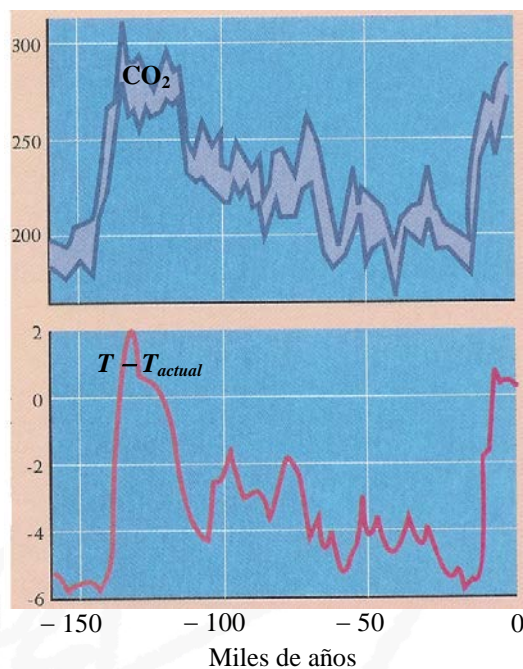


Figura 5.3 Registros históricos de CO_2 (ppm en volumen) y desviación de la temperatura respecto de la actual. Información obtenida del análisis de una muestra de hielo de la Antártida (Graedel & Crutzen, 1997).

Por otro lado, se ha observado que la concentración atmosférica de CO_2 ha aumentado continuamente desde que se tiene constancia y, como se observa en la Figura 5.4, este crecimiento no muestra ningún signo de saturación sino que, al contrario, se ha venido acelerando en los últimos años. Así pues, según estos datos y otras informaciones de que se dispone, es previsible que la temperatura media del planeta presente una curva ascendente siguiendo la concentración de CO_2 atmosférico.

Mientras que los demás contaminantes de la combustión han mostrado sus efectos a escala local o regional, el riesgo de los efectos de la contaminación por CO_2 sólo se ha percibido cuando los efectos han llegado a ser de carácter global. La tremenda inercia de cualquier cambio a escala planetaria es precisamente lo que vuelve particularmente grave este tipo de contaminación, pues sólo se podrá corregir si se toman medidas igualmente de carácter global y, además, continuadas durante un tiempo del orden de la inercia atmosférica. Cualquier otra medida que se adopte, de inferior escala espacial y/o temporal, será diluida por la propia atmósfera y no producirá cambios significativos.

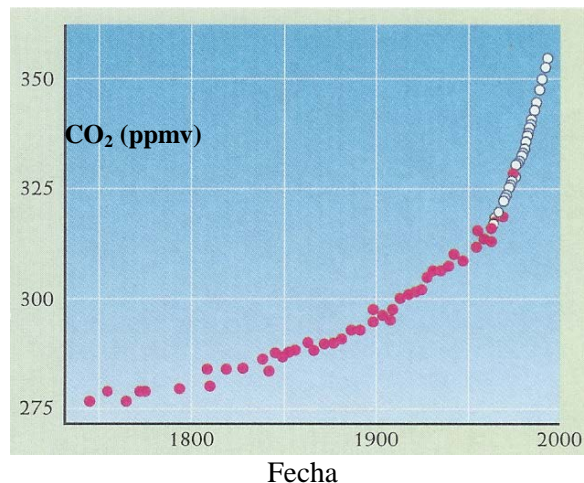


Figura 5.4 Concentración de dióxido de carbono medida en zonas remotas desde 1750 hasta 1989. Círculos rojos: datos de una muestra de hielo de la Antártida. Círculos blancos: datos obtenidos con técnicas analíticas modernas en Hawái, (Graedel & Crutzen, 1997).

No obstante, después de un obstinado esfuerzo de comunicación por algunos grupos dedicados a monitorizar y estudiar este fenómeno (en particular por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático, IPCC en siglas inglesas) la sociedad parece haber tomado conciencia de la gravedad de este asunto y hoy en día se están multiplicando los esfuerzos para buscar soluciones a este problema.

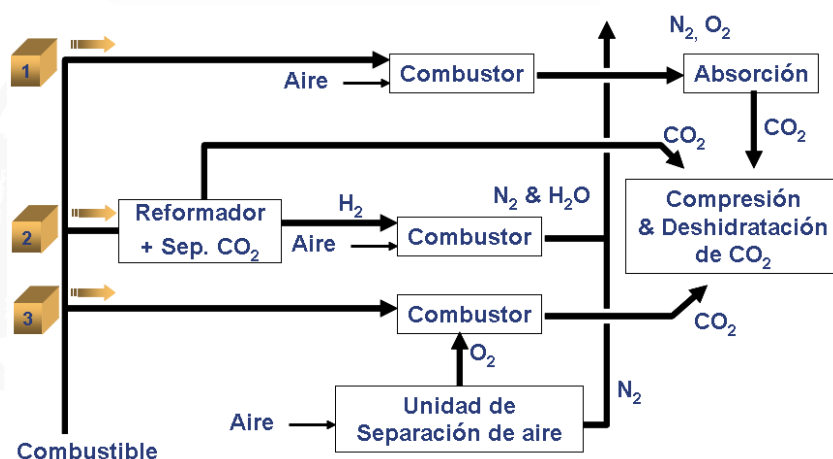


Figura 5.5 Tres diferentes formas de retener el CO_2 producido en plantas de generación eléctrica con combustibles fósiles.

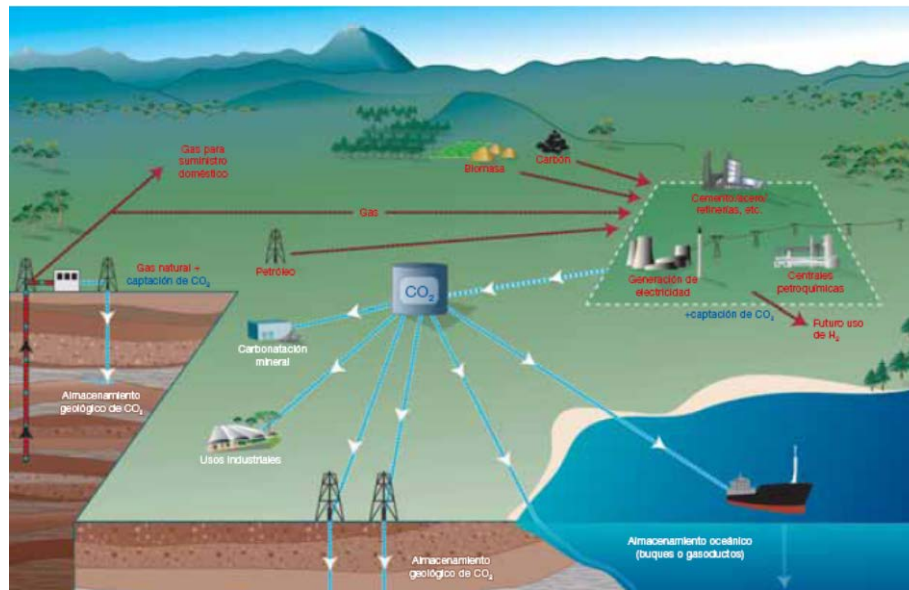


Figura 5.6 Visión de una estructura energética con retención y almacenamiento de CO₂.

Parece evidente que el tremendo aumento de la concentración atmosférica de CO₂ es consecuencia directa de la actividad humana, principalmente desde que se inició el desarrollo industrial, por el continuado uso de combustibles fósiles que ha ido devolviendo a la atmósfera grandes cantidades del carbono que había sido fijado en el subsuelo durante eras geológicas pasadas. La tasa de emisión resulta ser muy superior a la tasa actual de fijación natural (véase el ciclo del carbono en la Sección 2.1) con lo que la concentración de CO₂ en la atmósfera sigue aumentando. Basta un rápido vistazo al consumo histórico de energía según las diferentes fuentes (Figura 4 de la Sección 1.1) para constatar que, en las próximas décadas (y posiblemente durante todo el siglo que corre), el consumo de energía va a seguir basándose predominantemente en los combustibles fósiles, y ello por diferentes motivos de tipo objetivo, no ligados a actitudes personales o pretensiones políticas o sociales, sino simplemente al hecho de que no hay otra tecnología disponible a escala global que puede sustituir plenamente esta opción, ni siquiera la nuclear.

Es por ello que la única elección de que disponemos para detener las emisiones de CO₂, en un tiempo razonable, parece ser la de retener estas emisiones en los lugares de generación, por alguna de las vías esquematizadas en la Figura 5.5, y almacenarlo en repositorios seguros que impidan su liberación a la atmósfera. Siguiendo esta opción, cara pero viable, ya hay varias iniciativas para buscar repositorios adecuados en enterramientos geológicos o marinos y se está definiendo toda una estrategia a escala mundial siguiendo esta visión, bien representada en uno de los esquemas preparados por el IPCC, que puede verse en la Figura 5.6.

CAPÍTULO 5 IMPACTO AMBIENTAL DE LA ENERGÍA

5.3 ENERGÍA NUCLEAR Y GESTIÓN DE RESIDUOS RADIATIVOS

Nuestro medioambiente siempre ha estado sometido a radiaciones ionizantes naturales debidas, tanto a la radiación cósmica que bombardea de forma continua la Tierra proveniente del espacio exterior, como a la desintegración de núcleos de elementos radiactivos existentes en la propia Tierra. Esta radiación se presenta en forma corpuscular o de onda electromagnética y debido a su energía es capaz de ionizar la materia que atraviesa, por lo que recibe el nombre de radiación ionizante.

La radiación cósmica está compuesta por partículas subatómicas (protones, neutrones, electrones,...) muy energéticas producidas en las erupciones solares y en otros violentos sucesos estelares que ocurren en el cosmos, como las explosiones de supernovas. Esta radiación cósmica primaria interacciona con las moléculas de la atmósfera terrestre dando lugar a la denominada radiación cósmica secundaria, formada por los nucleidos y partículas resultantes de las reacciones nucleares que ocurren.

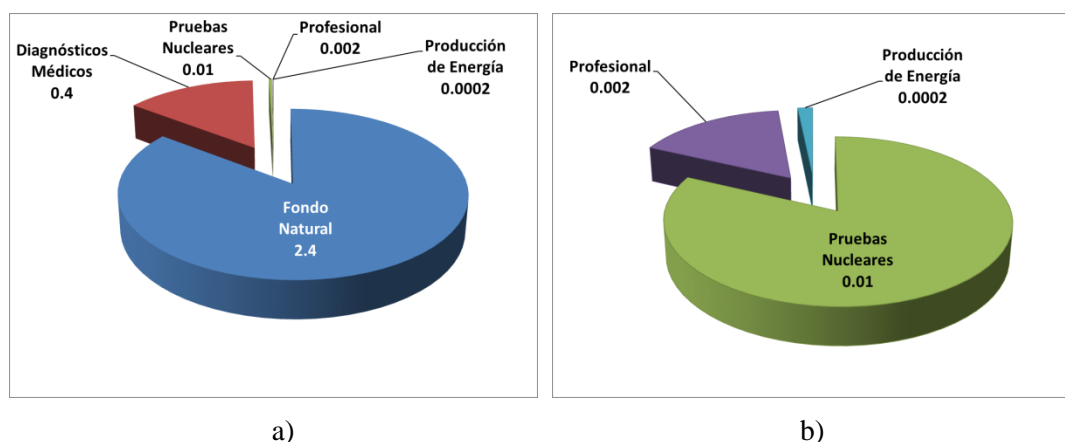


Figura 5.3.1 Exposición del público general a la radiación. Contribución de las distintas fuentes de radiación a la dosis anual media (en mSv por año). a) Dosis total, b) Contribuciones minoritarias.

La otra componente de la radiación natural proviene de las fuentes de radiación que existen en la corteza terrestre desde sus orígenes, debidas a las series radiactivas derivadas de la desintegración de los radionucleidos primordiales (uranio, radón, etc.).

Por otra parte, desde hace aproximadamente un siglo, se ha originado una radiactividad artificial como consecuencia de las actividades humanas relacionadas con la generación y utilización de compuestos radiactivos y radiación ionizante. Actualmente, la mayor contribución a esta radiación proviene de las aplicaciones médicas (radiodiagnóstico, medicina nuclear,...), mientras que otras contribuciones provienen de la actividad en torno a los reactores nucleares, aceleradores de partículas, explosiones nucleares, etc.

La dosis de radiación ionizante absorbida por un cuerpo se mide en función de la energía transportada por dicha radiación referida a la unidad de masa del cuerpo que la absorbe. En el sistema internacional, la unidad de medida es el Sievert ($1 \text{ Sv} = 1 \text{ julio/kg}$). Esta unidad resulta ser muy grande para las dosis admisibles y, por lo general, éstas se expresan en milisievert ($1 \text{ mSv} = 10^{-3} \text{ Sv}$) o en rem ($1 \text{ rem} = 10^{-2} \text{ Sv}$). En la Fig. 5.3.1 se ha representado un diagrama con las diferentes contribuciones a la dosis total que recibimos en promedio al año. Nótese que más de la mitad corresponde al fondo natural (y, de hecho, la mitad de éste es debido al gas radón) y que la contribución artificial es, sobre todo, debida a las aplicaciones médicas, mientras que la debida a la generación energética es comparativamente despreciable.

Para proteger al conjunto de la sociedad de los riesgos que se derivan de utilizar radiaciones, se han definido unas normas de Protección Radiológica, establecidas por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP: *International Commission for Radiological Protection*), en forma de recomendaciones generales para la utilización segura de las radiaciones ionizantes. La obligatoriedad del cumplimiento de estas normas viene controlada en cada país por un organismo regulador que, en el caso de España, corresponde al Consejo de

Seguridad Nuclear (CSN). Desde principios del siglo corriente, ha quedado establecido que la dosis máxima tolerable para trabajadores profesionalmente expuestos es 50 mSv/año, mientras que la dosis para el público en general no debe exceder 1 mSv/año, esto sin incluir las dosis debidas al fondo radiactivo natural, ni la exposición sufrida como consecuencia de tratamientos médicos.

5.3.1 Clasificación de los accidentes nucleares

La mayor cantidad de residuos radiactivos se genera por el uso continuado de las centrales nucleares y de su clausura programada. La gestión adecuada de estos residuos, como se detalla en epígrafes posteriores, y el funcionamiento bajo estrictas normas de seguridad de las centrales minimiza el posible impacto ambiental hasta los límites insignificantes que se aprecian en la Figura 5.3.1. Por ello, hoy en día, prácticamente descartadas las pruebas nucleares y sin contar con un conflicto nuclear bélico, el mayor riesgo de impacto ambiental proviene de los posibles accidentes derivados del funcionamiento de las centrales nucleares.

En 1957 se creó el Organismo Internacional de la Energía Atómica (IAEA: *International Atomic Energy Agency*, <http://www.iaea.org/>) para fomentar la cooperación internacional en temas relativos al uso pacífico de la energía nuclear. Este organismo propuso un sistema de evaluación común, la Escala Internacional de Eventos Nucleares y Radiológicos (INES: *International Nuclear and Radiological Event Scale*), para graduar la gravedad de los accidentes nucleares. La intensidad de un accidente se ha graduado en 8 niveles, atendiendo al potencial de los eventos para causar daño a personas y bienes, según criterios preestablecidos, como la degradación de los elementos de contención y las consecuencias dentro y fuera del emplazamiento nuclear. Es una escala logarítmica análoga a la escala de Richter para los movimientos sísmicos, de modo que la severidad de los accidentes de cada nivel es unas diez veces mayor que la de los accidentes del nivel inmediatamente inferior.

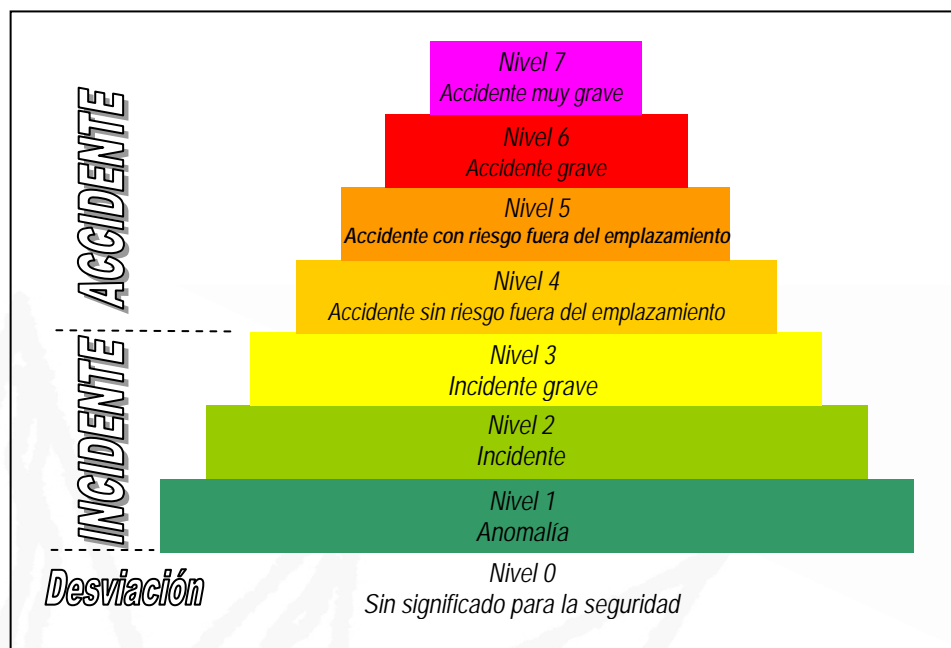


Figura 5.3.2 Escala internacional de eventos nucleares (INES).

La escala, representada esquemáticamente en la Figura 5.3.2, parte de la simple *Desviación*, considerada fuera de escala porque su impacto es insignificante. Los eventos de las categorías 1 a 3 se denominan genéricamente *Incidentes* y los de las categorías 4 a 7, *Accidentes*. La IAEA recomienda el uso internacional de esta escala como herramienta para comunicar al público de forma sencilla y consistente la gravedad de un evento nuclear. La escala se aplica a cualquier evento asociado con el transporte, almacenamiento y uso de fuentes y material radiactivos, ocurra o no en un emplazamiento nuclear. También se aplica a sucesos derivados de la pérdida o robo de fuentes radiactivas y al hallazgo de fuentes abandonadas. Sin embargo, la escala no es adecuada para evaluar las consecuencias efectivas o potenciales sufridas por pacientes expuestos por tratamientos médicos.

El evento de mayor peligrosidad ocurrido en una central nuclear española sucedió en 1989 en Vandellós I, cuando se produjo un incendio en la turbina que no provocó contaminación radiactiva. Fue calificado de Incidente Grave (categoría 3). El accidente ocurrido en la central nuclear de Chernobyl (antigua URSS) en 1986, junto con el ocurrido recientemente en la central de Fukushima (Japón) en 2011 son los dos accidentes de máxima categoría (nivel 7) que han ocurrido en el mundo hasta la fecha.

5.3.2 Residuos radiactivos

El uso de la tecnología nuclear en general y su uso para producir electricidad, en particular, conlleva la realización de una serie de operaciones con materiales radiactivos que finalmente dan lugar a la generación de productos de desecho, para los que no está previsto ningún uso o están contaminados con radionucleidos de altos niveles de actividad radiactiva y requieren ser tratados de forma especializada. La radiotoxicidad de un radionucleido es función de varios parámetros, como su periodo de semidesintegración y su actividad específica.

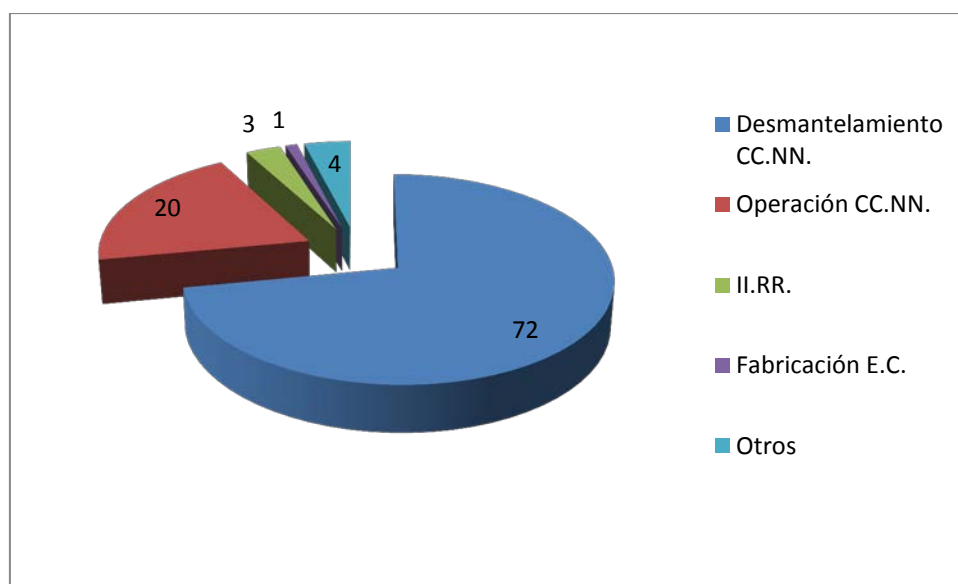


Figura 5.3.3 Proporción de las distintas procedencias de los RRMBA en España. CC.NN.: Centrales Nucleares, II.RR.: Instalaciones Radiactivas, E.C.: Elementos Combustibles.

El periodo de semidesintegración de un radionucleido es el tiempo que transcurre hasta que una cierta cantidad de este radionucleido queda reducida a la mitad debido a la desintegración radiactiva. El valor de este periodo condiciona el tiempo durante el cual el residuo presenta un riesgo potencial y, de acuerdo con esto, los residuos se clasifican en:

Residuos de vida muy corta: Son radionucleidos con período máximo de 90 días. Estos residuos decaen a niveles radiactivos no significativos, del orden de la radiación natural de fondo, al cabo de meses o pocos años.

Residuos de vida corta: Tienen períodos de unos 30 años. Estos residuos decaen a niveles radiactivos no significativos al cabo de unos 300 años.

Residuos de vida larga: Contienen cantidades significativas de radionucleidos con períodos superiores a 30 años y pueden tardar entre miles a millones de años en decaer a niveles radiactivos inocuos.

Por otra parte, la actividad específica (por unidad de masa o de volumen) de un residuo es el parámetro más importante desde el punto de vista de la radioprotección y el que determina que un residuo pueda ser desclasificado.

De acuerdo con su actividad, los residuos se clasifican en:

Residuos de baja actividad RRBA (LLW: Low-level waste): Son residuos radiactivos cuya dosis de contacto por unidad de tiempo es menor de 5 mSv/hora. Su producción y procesado requieren sólo unas mínimas medidas de apantallamiento, como es llevar vestimenta protectora, lo que generalmente incluye

indumentaria plastificada, guantes y, en ocasiones, mascarilla con filtro para asegurar la pureza del aire respirable.

Esta categoría de residuos proviene de la generación de electricidad mediante energía nuclear (de la operación de las plantas nucleares y producción de combustible nuclear no gastado), del uso de fuentes radiactivas en medicina y en la industria y, en particular, del desmantelamiento (decomisionado) de instalaciones nucleares.

Residuos de actividad media RRMA (MLW: Medium-level waste): Son residuos radiactivos cuya dosis de contacto por unidad de tiempo está entre 5 mSv/hora y 2 Sv/hora. Se han de procesar en un recinto cerrado y apantallado. Los trabajadores deben estar protegidos por paredes de hormigón y ventanas de vidrio blindado. Todas las operaciones se llevan a cabo con manipuladores manejados por control remoto.

La mayor parte de esta categoría de residuos proviene de la producción y reprocesado del combustible nuclear y de actividades de desmantelamiento.

Residuos de alta actividad RRAA (HLW: High-level waste): Son residuos radiactivos cuya dosis de contacto por unidad de tiempo es superior a los 2 Sv/hora. Estos residuos desprenden calor y es necesario procesarlos con precauciones parecidas a los residuos de actividad media. La única diferencia es el espesor del blindaje, que se debe calcular de modo que reduzca tanto como sea posible la cantidad de radiación a la que se exponen los operarios.

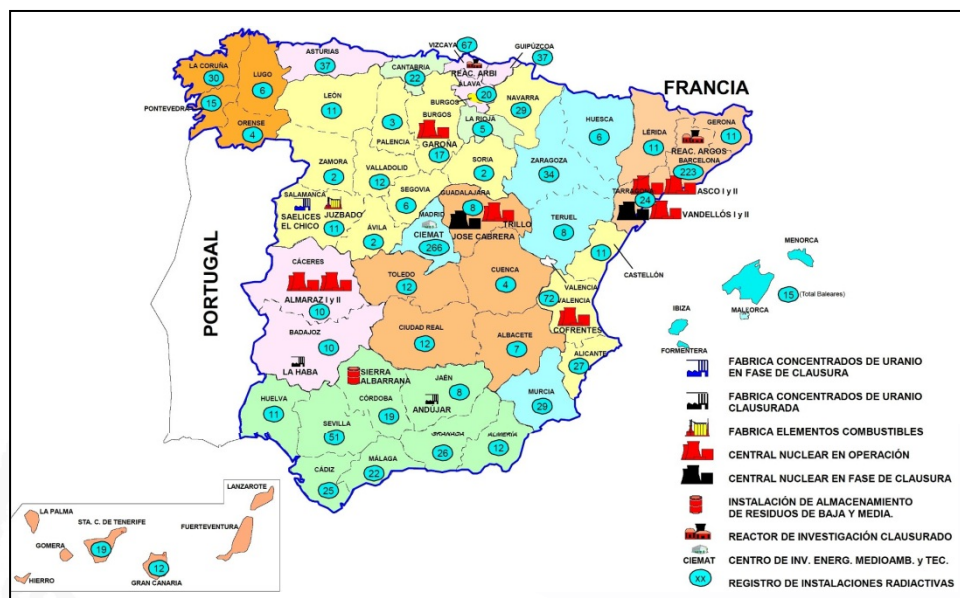


Figura 5.3.4 Instalaciones generadoras de residuos radiactivos en España. (6º Plan General de Residuos Radiactivos).

Este tipo de residuos consiste, en un 80 %, en productos de fisión originados en el reprocesado del combustible nuclear gastado y en el propio combustible gastado, si no ha sido reprocesado. El 20 % restante está constituido por otros excedentes de material fisionable.

En España hay 834 instalaciones que generan residuos radiactivos, distribuidas según se detalla en la Figura 5.3.4.

5.3.3 Tratamiento de los residuos radiactivos

La estrategia seguida para la gestión de los residuos radiactivos está en función de su clasificación. Los residuos de media y baja actividad se almacenan de forma definitiva directamente, utilizando tecnologías basadas en evitar la presencia de radionucleidos de periodo medio y largo (mayor de 30 años) y en construir barreras para su confinamiento que deberán permanecer estables durante unos 300 años.

En cuanto a la gestión del combustible gastado en las centrales nucleares, en una primera etapa de entre tres y cinco años de duración, los residuos se depositan en las piscinas de las mismas centrales que los han

producido, para que pierdan calor y decaiga su actividad. Posteriormente, este combustible puede ser reprocesado, siguiendo un ciclo de combustible cerrado, o bien, siguiendo un ciclo abierto, pasa a una segunda fase denominada almacenamiento temporal, en un ATC (Almacén Temporal Centralizado), que se prolongará el tiempo necesario hasta su tratamiento definitivo.

El tratamiento definitivo de los RRAA es un problema para el que no existe aún consenso internacional en cuanto a cual sería la solución más adecuada, habida cuenta de las distintas facetas que confluyen en el tema y que dificultan una toma de decisión. La opción que durante años se consideró como la solución definitiva consiste en el *Almacenamiento Geológico Profundo* (AGP), una vía hoy técnicamente posible y que en algunos países se está aplicando. Otra alternativa que ha despertado mucho interés es el desarrollo de tecnologías de *Separación y Transmutación* (S-T) de los radionucleidos más peligrosos contenidos en los RRAA, lo que permite reducir su radiotoxicidad al tiempo que se utiliza su potencial energético. De hecho, ambas vías no son excluyentes sino complementarias, pues la transmutación simplificaría el diseño del emplazamiento definitivo de los residuos pero no podría evitarlo completamente.

Desde el año 1984, la gestión de residuos radiactivos en España está encomendada a la empresa pública *ENRESA* (Empresa Nacional de Residuos Radiactivos S.A.) que se encarga de ejecutar el *Plan General de Residuos Radiactivos* (PGRR) que aprueba el gobierno. Desde la creación de *ENRESA* se han sucedido seis Planes Generales de Residuos Radiactivos que han servido para marcar las líneas de actuación y los objetivos del sistema de gestión integral de los residuos radiactivos en España.

En España existe un único almacén de residuos de media y baja intensidad, El Cabril, situado en la Sierra Albarrana en la localidad de Hornachuelos (Córdoba), cuyas instalaciones fueron inauguradas en 1992 y está gestionado por *ENRESA*. Por otro lado, muy recientemente, en 2011 se ha aprobado la construcción de un ATC en la localidad de Villar de Cañas (Cuenca).

5.3.3.1 Almacenamiento geológico profundo

La tecnología del AGP se basa en la creación de barreras en torno a los residuos que dificulten su dispersión en el medioambiente. Dados los largos periodos de desintegración de los RRAA, la interposición de barreras de ingeniería no se estima suficientemente segura y se refuerza con la utilización de barreras geológicas.

La idea deriva del análogo natural de los yacimientos de uranio que han mostrado permanecer estables durante millones de años. Se trata pues de disponer los residuos en un repositorio subterráneo, adecuadamente escogido por su estabilidad geológica, y diseñar las medidas adicionales de aislamiento para garantizar que, una vez sellado, el almacenamiento pueda abandonarse sin necesidad de emprender trabajos posteriores de mantenimiento o vigilancia, ni acciones preventivas o correctoras. Actualmente, se está introduciendo en el concepto la posibilidad de recuperar los residuos, dentro de un tiempo razonable, puesto que sin duda pueden adquirir un valor estratégico importante.

El diseño conceptual está representado en el esquema de la Figura 5.3.5. Típicamente, el combustible gastado se deposita horizontalmente en galerías paralelas, de 2,5 m de diámetro, excavadas en la roca a unos 500 m de profundidad. Los elementos combustibles, en grupos de cuatro, se encierran en contenedores de acero al carbono de unos 5 m de longitud y 1 m de diámetro. Estas cápsulas se acomodan en el centro de las galerías con una separación de un par de metros y el espacio anular, entre los contenedores y la pared de las galerías, se rellena completamente con una corona de arcilla expansiva compactada, por ejemplo con bentonita. Al sellarse las galerías comienza a evolucionar en el tiempo todo el conjunto. Las galerías van tomando agua de las rocas circundantes y evacuando el calor generado por la desintegración de los residuos. Con la humedad, las arcillas se expanden, sellando los posibles huecos que hubieran podido quedar, alcanzando la saturación en centenares de años. A partir de ahí, comienza la corrosión de los contenedores, cuya vida útil estimada es muy superior a los mil años según los numerosos estudios que se han realizado. Una vez que el contenedor se hubiera perforado, se iniciaría el escape de radionucleidos, por difusión a través de las arcillas saturadas. Las medidas de los coeficientes de difusión efectivos de los radionucleidos de mayor impacto radiológico, como el cesio (Cs), apuntan a valores del orden de $10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$, lo que da un tiempo de difusión del orden de varios cientos de miles de años para que los radionucleidos lleguen a alcanzar los muros de las galerías. Por otra parte, dada la profundidad a la que éstas se encuentran, este resultado asegura la operatividad del AGP hasta tiempos del orden del millón de años.

En España, se dispone desde hace años de los parámetros de diseño idóneos para la construcción de un AGP pero no se ha elegido ningún emplazamiento concreto. Aunque se han encontrado abundantes formaciones

geológicas que cumplen con las condiciones para albergar un AGP, la decisión sobre su construcción se ha ido retrasando. La estrategia definida en el 6º Plan General de Residuos Radiactivos (2006) se centró en disponer de un ATC a corto plazo, con un periodo operativo de unos 60 años, para dar tiempo a la puesta en marcha de una instalación de almacenamiento definitivo.

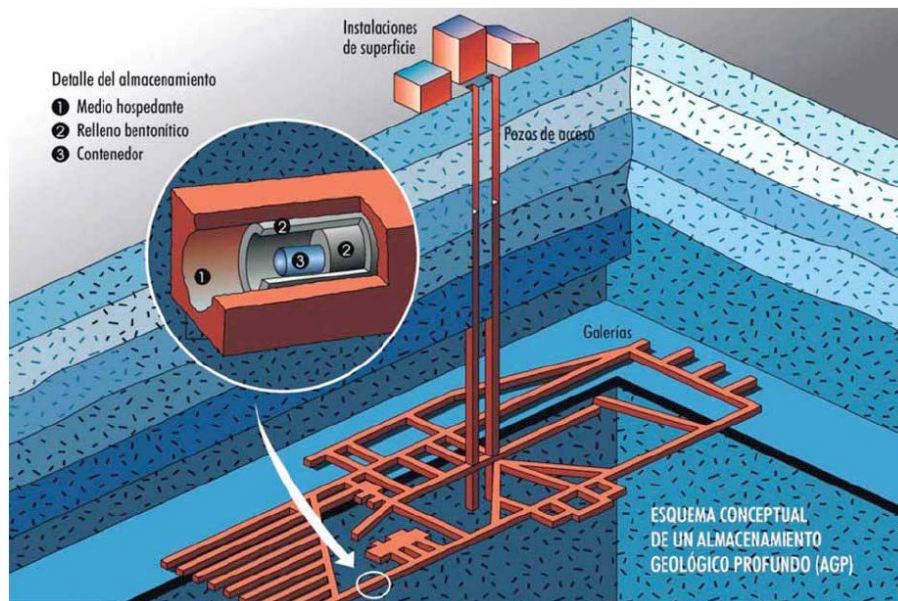


Figura 5.3.5 Concepto de AGP.

5.3.3.2 Separación y transmutación

Algunos países de Europa, España entre ellos, así como Estados Unidos y Japón han emprendido proyectos de investigación para desarrollar la separación y transmutación de algunos radionucleidos de vida larga presentes en los combustibles irradiados. La finalidad de estos proyectos es disminuir el inventario radiotóxico a largo plazo de los residuos radiactivos de alta actividad. Esta línea de actuación conduciría al *ciclo cerrado avanzado del combustible*, en el que la pervivencia en el tiempo de los residuos será mucho menor.

Las tres distintas opciones para el ciclo del combustible están esquematizadas en la Figura 5.3.6. La línea roja representa la opción más simple de ciclo abierto en el que el combustible gastado es directamente almacenado como residuo. La línea discontinua azul indica el reprocesado clásico de combustible conocido como ciclo cerrado. El combustible irradiado de las centrales está compuesto en su mayor parte (un 66 % de su masa) en uranio, en forma de óxido, con una composición isotópica que le invalida para ser usado como combustible en los reactores nucleares actuales. Sin embargo, todavía contiene un gran potencial de energía que puede ser utilizado si se reprocesa (o se usa como combustible en reactores avanzados). En cuanto al resto del combustible irradiado, en torno al 1 % de su masa está compuesto por materiales fisionables, que incluyen plutonio (Pu), neptunio (Np), americio (Am) y curio (Cm), con un gran poder energético y que constituyen la componente fundamental de la radiotoxicidad que es necesario minimizar para reducir sustancialmente los riesgos asociados a los RRAA. De todos estos elementos, la mayor parte resulta ser plutonio, el 85 % aproximadamente, siendo el más fácilmente utilizable para generar electricidad. Debido a este hecho, desde los inicios de la utilización comercial de la energía nuclear se consideró la opción de reutilizar el plutonio generado para producir más energía, aprovechando este recurso y reduciendo los residuos generados por unidad de energía producida, dando lugar al ciclo cerrado de combustible. Esto exigía desarrollar procesos de separación que permitieran recuperar el uranio y el plutonio de los combustibles gastados. El proceso industrial más ampliamente utilizado es el proceso PUREX (Plutonium and Uranium Recovery by Extraction). Los nuevos combustibles fabricados con el uranio y el plutonio reprocesados se utilizan para alimentar reactores rápidos. Hay que señalar que este tipo de reactores todavía está en un estadio experimental.

La tercera vía, representada en la Figura 5.3.6 con una línea discontinua verde, recoge un concepto distinto de ciclo cerrado avanzado, en el que además de separar y reprocesar el plutonio del combustible gastado, se reducen sustancialmente las cantidades de Am, Cm y Np. Para ello la primera etapa es la separación de estos

radionucleidos desarrollando procesos PUREX avanzados para después reprocesarlos como nuevos elementos combustibles de reactores rápidos o de reactores subcríticos. Esta última opción es la que está recibiendo más atención debido al difícil control de las inestabilidades que han surgido durante la operación de los reactores rápidos.

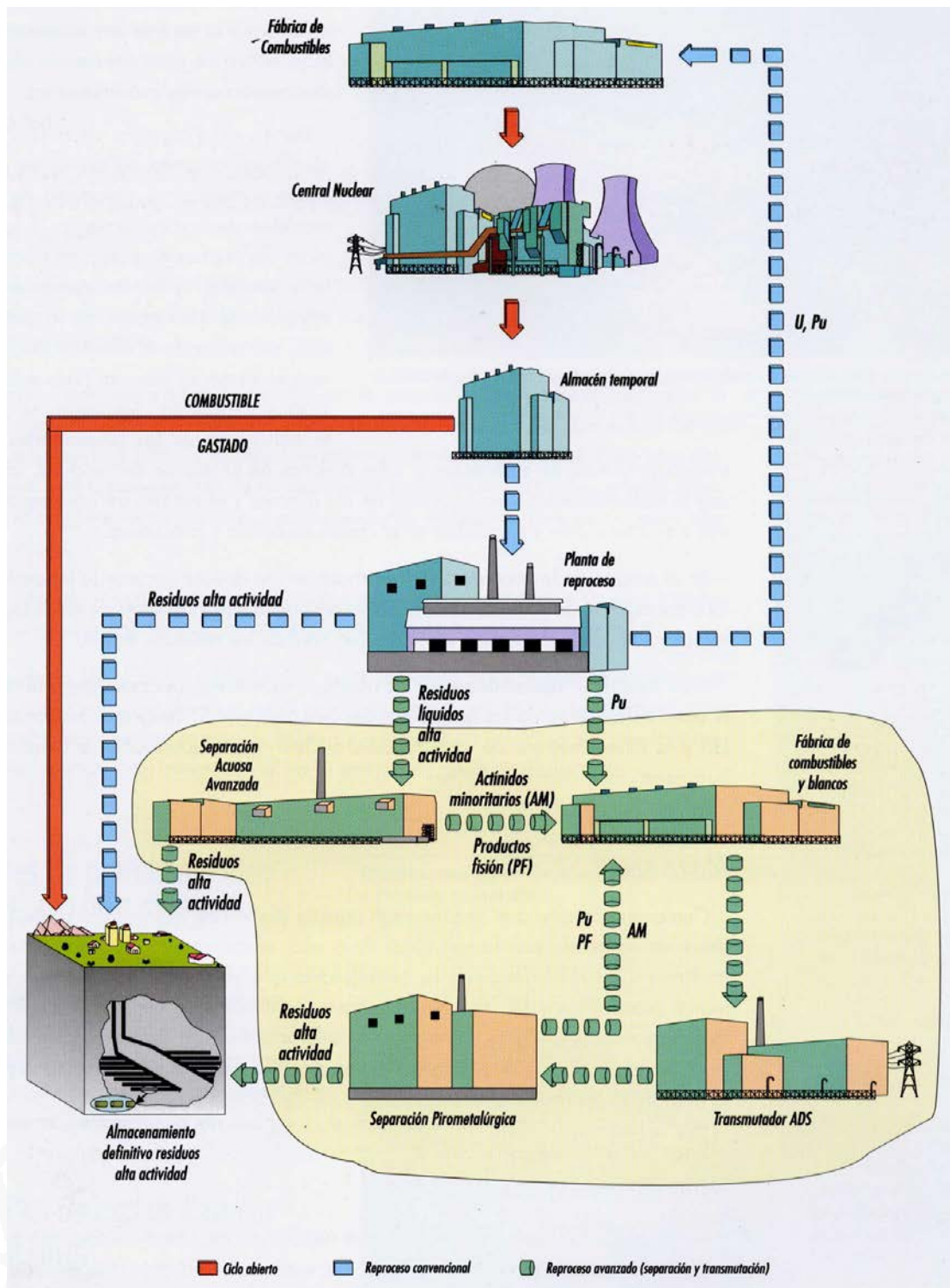


Figura 5.3.6 Ciclo cerrado avanzado del combustible junto con los actuales ciclos abierto y cerrado.

Estas dificultades podrían subsanarse si se utilizara como reactor un ADSS (Accelerator Driven Subcritical System). Este tipo de reactor, al funcionar en condiciones subcríticas, es incapaz de mantener una reacción de fisión por sí mismo. La reacción se mantiene gracias al aporte externo de neutrones que se consiguen gracias a

un acelerador. El acelerador genera un haz de protones que incide sobre un blanco de expalación, dando lugar a reacciones nucleares en las que se desprende un gran número de neutrones. Estos neutrones entran en el combustible nuclear e inician cadenas de fisión nucleares, transmutando los radionucleidos del combustible en otros de menor periodo de semidesintegración. El combustible se reprocesa tantas veces como sea necesario, hasta conseguir el grado de transmutación deseado. Finalmente, cuando el combustible se deshecha como RRAA, éstos tienen una radiotoxicidad muy inferior a la de los residuos iniciales.

No obstante, todo este complicado proceso requiere aún de una profunda fase de desarrollo tecnológico antes de que se pueda pensar en él como una opción viable del tratamiento de los RRAA.