



Escuela Técnica Superior de Ingeniería – ICAI

MODELO PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL COMBUSTIBLE NUCLEAR GASTADO

Autora: Laura Rodríguez Penalonga
Directora: B. Yolanda Moratilla Soria

MADRID | Diciembre 2019

AGRADECIMIENTOS

La tesis aquí presentada, fruto de extensas horas de trabajo prolongadas durante los últimos cuatro años, no hubiera sido posible sin el apoyo de un gran número de personas a las que quiero dedicar unas líneas para agradecer el inestimable sostén que han supuesto para mí.

En primer lugar, agradecer a la Universidad Pontificia Comillas, en concreto, a la Cátedra Rafael Mariño de Nuevas Tecnologías Energéticas, por ofrecerme la posibilidad de trabajar con ellos como Ayudante de Investigación y por concederme una beca para el doctorado.

Todo esto no hubiera sido posible de no ser por mi directora de tesis, directora de la Cátedra, y tutora, Yolanda Moratilla, quien me ofreció la posibilidad de realizar la tesis y de trabajar en la Cátedra, y a la que le estaré eternamente agradecida por las oportunidades que me ha dado a lo largo de los años, por su dedicación, por saber cómo animarme cuando atravesaba momentos difíciles, de estrés o de estancamiento, por saber dirigirme en el arduo camino de la tesis, por sus valiosos consejos, por su incondicional apoyo. No podría sentir mayor fortuna que la de haber tenido como directora de tesis a una persona tan valiosa, tanto profesional como personalmente.

Me gustaría dedicar también unas líneas para agradecer a aquellas personas de la universidad que me han ofrecido apoyo en diferentes áreas a lo largo de estos años:

- A Carlos Morales, por ayudarme siempre con las dudas que me surgían sobre la tesis y por sus consejos de doctorando veterano, actualmente ya doctor.
- A mis compañeros vecinos del IIT: Miguel, Antón, Fran, Salva, Celia y, aunque ya es excompañero, una mención especial a Santi, por su asistencia con las dudas de Matlab. A todos ellos, les doy las gracias por ayudarme y aconsejarme cuando lo he necesitado y por esas comidas semanales que ayudaban a salir de la monotonía de la tesis. Porque tener compañeros que entienden por lo que estás pasando a veces se hace indispensable. Y todo es más divertido con escapadas al cine, a Todopoderosos o a escalar.
- A Roberto Pérez, incondicional entrenador del “Grupo de Élite” de Comillas, por ofrecerme el mejor remedio anti-estrés para la tesis, por inculcarme la pasión por el deporte y la disciplina a través de sus duras, pero muy divertidas clases (o entrenamientos militares), por su incansable paciencia ante mis negativas y por ser un ejemplo al venir día tras día, durante años, con la mejor de las actitudes y una sonrisa en la cara.
- Agradecer también a todo el equipo de deportes y a los compañeros del grupo del gimnasio que han conseguido crear ese ambiente especial en nuestros entrenamientos y siempre aspirar a mejorar un poco más.
- A los profesores que me han animado y/o aconsejado durante estos años, como José Ignacio Linares, Alberto Carnicero, Jesús Jiménez, Luis Mochón o Alexis Cantizano.

Ya a un nivel más personal, quiero agradecer a mi familia y a mis amigos por haber sido mi sostén durante todos estos años a muchos niveles, pero, sobre todo, a nivel emocional:

- A mi madre, por estar incansablemente sirviendo de apoyo emocional y de consejera, con llamadas a cualquier hora del día, por siempre estar dispuesta a revisar el inglés de mis

artículos e, incluso, por ofrecerse a leer mi borrador de tesis, aún sin entender mucho, por si había alguna errata que se me hubiera pasado por alto.

- A mi padre, que, aunque más silencioso, su apoyo y sus consejos han sido también constantes, no dejándome olvidar nunca que podía lograr los objetivos que me propusiera y enviándome mensajes de ánimo o celebración siempre que hacían falta.
- A mis hermanos: Camilo, Mónica y Adriana. Todos ellos, y cada uno a su manera, han sido un gran soporte durante la tesis, siempre mostrando su alegría y orgullo, dándome palabras de aliento cuando era necesario y dispuestos a ayudarme en lo que necesitara.
- A mi abuela, mis sobrinos (Marta, Irene, Miguel y Gonzalo) y a todo el resto de mi familia, que han sido una fuente de felicidad y de apoyo en mi vida, pero el espacio no me da para nombrar a todos.
- A todos mis amigos. Ni la distancia ni el tiempo extra dedicado al trabajo o a la tesis han conseguido debilitar la amistad. Porque todo se reinicia cuando volvemos a vernos.
- A Marcos, por estar constantemente dándome ánimos y aguantando los peores días, siempre dispuesto a echar una mano con cualquier cosa que me hiciera falta. Por ayudarme a desconectar, por sacarme de casa y por entender cuándo necesitaba quedarme.

Por último, un agradecimiento especial a todas esas personas que me han ayudado con la tesis (Luis, Pablo, Santi...), a resolver problemas técnicos o a guiarme hacia nuevas direcciones, sin nunca pedir nada a cambio, o que me han ofrecido consejos de cómo enfrentarme a la tesis (Florian). Unas horas pueden parecer poco tiempo, pero a veces tienen un valor incalculable.

Muchas gracias a todos por ayudarme a hacer esto posible.

RESUMEN

Actualmente, la energía nuclear es de gran importancia para garantizar el suministro eléctrico a precios más bajos, para mantener la estabilidad y regulación de la red y ayudar a mitigar el cambio climático. No obstante, existe una oposición pública a este tipo de producción eléctrica que, en parte, es debida a la generación de diferentes tipos de residuos nucleares; en especial, el combustible nuclear gastado. Por tanto, una correcta gestión de este tipo de residuos es clave para una mejor aceptación de la energía nuclear.

Sin embargo, en España está habiendo retrasos significativos en la implementación de la estrategia para la gestión del combustible nuclear gastado: la construcción de un Almacén Temporal Centralizado (ATC) estaba planificada para 2010 y, a día de hoy, dicha construcción aún no ha comenzado. Estos retrasos están produciendo cambios notables en el contexto de gestión del combustible nuclear gastado con respecto al año en el que se planificó la estrategia actual.

Por tanto, la tesis aquí presentada surge a raíz de esta motivación, ya que la estrategia establecida para España en el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006 puede haberse quedado desactualizada y es importante volver a analizar, en el contexto actual, diferentes alternativas a la estrategia vigente para ayudar a determinar si ésta continúa siendo la más favorable económicamente o si, por el contrario, debido al cambio de contexto, existen alternativas que se ajustan mejor a la situación actual.

Para lograr este objetivo, se ha desarrollado un modelo económico que calcula, para varios escenarios determinados para España, en primer lugar, los flujos de materiales entre las instalaciones de gestión del combustible nuclear gastado y, en segundo lugar, los costes asociados para cada uno de los escenarios.

A través del modelo desarrollado, se han obtenido una serie de resultados. En primer lugar, los resultados del caso base, establecido a partir de los costes más razonables para el caso español y las fechas consideradas más apropiadas. En segundo lugar, se han variado los parámetros, tanto de costes como de fechas, para analizar los efectos en los costes de estas variaciones y observar si las conclusiones obtenidas para el caso base siguen siendo aplicables ante estas modificaciones, así como para obtener una imagen más clara del funcionamiento y de la validez de los escenarios estudiados.

Los resultados del modelo se han contrastado con los obtenidos en otros informes y estudios internacionales. Con esto, se ha podido determinar la validez del modelo. De esta manera, los resultados muestran que la estrategia actual no es la más favorable económicamente. Por el contrario, debido a la construcción de varios Almacenes Temporales Individualizados (ATIS) desde 2006, la estrategia cuyos costes son más bajos para todos los casos estudiados es un ciclo abierto sin construcción de un ATC, donde el almacenamiento temporal se realice en ATIS. Además, aunque con costes ligeramente más elevados que esta opción, un diseño alternativo para el ATC supondría también una reducción de los costes con respecto a la estrategia actual.

No obstante, si se continuara con esta estrategia, los resultados del modelo han señalado que, si la construcción del ATC se retrasara más allá de 2030, los costes comenzarían a incrementarse de manera que dicha construcción dejaría de ser económicamente rentable, debido a que, para entonces, ya se habrán construido ATIS para todas las centrales.

Por otro lado, se ha comprobado que el escenario actual de cierre de las centrales nucleares no es el más favorable económicamente para varias de las estrategias estudiadas, incluida la actual. Asimismo, la producción de electricidad extra al aumentar los años de vida operacional de las centrales compensa significativamente el incremento de costes que puede producirse, llegando a la situación en la que es económicamente más rentable vidas operacionales más largas para las centrales nucleares.

Finalmente, los resultados obtenidos del modelo muestran que, aunque una estrategia de reprocesado tal y como se ha planteado no es rentable económicamente en comparación con las demás estrategias, si ciertas condiciones fueran más favorables (reducción del coste del reprocesado, valor como materia prima del plutonio y/o retraso en la fecha de inicio del reprocesado), podría llegarse a costes razonablemente comparables a los de las demás estrategias, con los que se podría considerar esta opción como alternativa, al tenerse en cuenta los beneficios asociados al reprocesado.

ABSTRACT

Nowadays, nuclear power is very important not only to secure the electricity supply at low prices, but also to maintain stability and regulation in the electricity grid, and to help mitigate climate change. Nevertheless, there is a strong public opposition to this type of electricity production that is partially due to the generation of different types of nuclear waste; especially, spent nuclear fuel. Thus, a proper management strategy for this waste is key to a better acceptance of nuclear power.

However, the implementation of the selected spent nuclear fuel management strategy in Spain is suffering significant delays: the construction of a Centralised Interim Storage (CIS) facility was planned for 2010 and, currently, such construction has not started yet. These delays are significantly changing the spent nuclear fuel context from the year that the current strategy was planned.

Therefore, the thesis presented here originates as a result of this motivation, since the strategy established for Spain in the 6th General Radioactive Waste Plan of 2006 may be outdated, and it is important to analyse again, in the present context, different alternatives to the current strategy to help determine whether this is still the most economically favourable one or if, on the contrary, due to the change of context, there are alternative strategies that accommodate better to the current situation.

In order to achieve this purpose, an economic model has been designed, which calculates, for different scenarios established for Spain: firstly, the material flows between the spent nuclear fuel management facilities and, secondly, the associated costs for each scenario.

Using the model, a series of results were obtained. Firstly, the results of the base case, specified from the most reasonable costs for the Spanish case and the dates that were considered as more appropriate. Secondly, some parameters were modified, both the costs and the dates, in order to analyse the effects on the costs of these variations and to observe whether the conclusions obtained for the base case remain valid with these modifications, as well as to obtain a clearer image of the behaviour and validity of the scenarios studied.

The results of the model have been contrasted with the ones obtained in other international reports and studies. This has allowed determining the validity of the model. Thus, the results show that the current strategy is not the most economically favourable one. On the contrary, due to the construction of several Independent Spent Fuel Storage Installations (ISFSIs) since 2006, the strategy that has the lowest costs for all cases studied is a direct disposal without a CIS facility construction, where the interim storage is made in ISFSIs. Furthermore, although it has slightly higher costs than this option, an alternative design for the CIS facility would entail a cost reduction when compared to the current strategy.

Nonetheless, if the current strategy is still implemented, the results of the model show that, if the CIS facility construction is delayed beyond 2030, the costs would start to considerably increase, so the construction would not be economically reasonable, due to the fact that, by then, ISFSIs will have been constructed for all nuclear power plants.

On the other hand, the model has proved that the current scenario for the nuclear power plants shutdown is not the most economically favourable one for most of the strategies studied, including the current one. Additionally, the extra electricity that would be produced if the nuclear power plants lifetime was increased, would significantly compensate the cost increment that may occur

due to the greater amount of spent nuclear fuel, which results in a situation where it is more profitable for spent nuclear fuel management to have longer operational lifetimes.

Finally, the results of the model show that, although a reprocessing strategy as proposed in this study is not economically feasible compared to the other options, if certain conditions were to be more favourable (lower reprocessing cost, the use of plutonium as a raw material and/or delay on the reprocessing start date), the costs of this strategy could be reasonably comparable to the other ones, and this option could be considered as an alternative if the benefits of reprocessing were considered.

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA – ICAI



COMILLAS
UNIVERSIDAD PONTIFICIA

ICAI

ICADE

CIHS

MODELO PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL COMBUSTIBLE NUCLEAR GASTADO

Autora: Laura Rodríguez Penalonga

Directora: B. Yolanda Moratilla Soria

Madrid

Diciembre 2019

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	I
LISTA DE FIGURAS	V
LISTA DE TABLAS	IX
LISTA DE ECUACIONES	XI
LISTA DE ABREVIATURAS	XII
CAPÍTULO 1 : INTRODUCCIÓN	1
1.1. Motivación de la tesis	3
1.2. Objetivos de la tesis	7
CAPÍTULO 2 : ESTADO DEL ARTE	9
2.1. Estado actual del ciclo de combustible nuclear	11
2.1.1. Las estrategias para la gestión del combustible nuclear gastado en el mundo	11
2.1.1.1. La gestión del combustible nuclear gastado en España	12
2.1.2. Modelos internacionales para el estudio del ciclo de combustible nuclear	13
2.1.2.1. Modelos de equilibrio	13
2.1.2.2. Modelos dinámicos.....	14
2.1.2.3. Modelos deterministas.....	14
2.1.2.4. Modelos estocásticos	14
2.1.2.5. Alcance de los modelos internacionales	15
2.1.2.6. Técnicas para el cálculo de costes utilizadas internacionalmente.....	15
2.1.2.7. Tendencias en los modelos internacionales y resumen	16
2.1.3. Evolución de los costes del ciclo de combustible nuclear.....	17
2.1.4. Ciclos avanzados	19
2.1.4.1. Partición y transmutación	19
2.1.4.2. Ejemplos de ciclos avanzados	26
2.1.4.3. Beneficios de los ciclos avanzados.....	28
2.1.4.4. Inconvenientes de los ciclos avanzados.....	31
2.2. Almacenamiento temporal	33
2.2.1. Clasificación de los almacenes temporales	33
2.2.1.1. Almacenamiento húmedo	33
2.2.1.2. Almacenamiento en seco	35
2.2.2. Características de seguridad	38
2.2.3. Situación española.....	39
2.2.4. Coste del almacenamiento temporal en estudios internacionales.....	42
2.3. Reprocesado	43
2.3.1. Historia del reprocesado y actualidad	43
2.3.2. Reprocesado actual – PUREX.....	45
2.3.2.1. Vitricación de los residuos líquidos	46
2.3.2.2. Reciclado del combustible.....	46
2.3.3. Coste del reprocesado PUREX en estudios internacionales.....	47
2.3.4. Reprocesado avanzado	48
2.3.4.1. Reprocesado acuoso	49
2.3.4.2. Reprocesado no acuoso	50

2.4. Almacenamiento definitivo	53
2.4.1. Almacén Geológico Profundo.....	53
2.4.1.1. Diseño multi-barrera del AGP.....	53
2.4.1.2. Tipos de AGP	57
2.4.1.3. Avances más recientes en la construcción de un AGP	58
2.4.2. Costes del almacenamiento definitivo en estudios internacionales.....	60
2.4.3. Efectos de los ciclos avanzados en el almacenamiento definitivo	60
2.4.4. Alternativas al AGP	61
2.5. Aceptabilidad social.....	63
2.5.1. Opiniones del público respecto la energía nuclear	64
2.5.2. Factores que influyen a la aceptabilidad social	65
2.5.2.1. Riesgo y riesgo percibido	66
2.5.2.2. Otros factores analizados.....	67
2.5.3. Posibles medidas para mejorar la aceptabilidad social.....	69
CAPÍTULO 3 : METODOLOGÍA	71
3.1. Planteamiento de los escenarios.....	73
3.1.1. Escenario 1	73
3.1.2. Escenario 2	74
3.1.2.1. Escenario 2A	75
3.1.2.2. Escenario 2B	76
3.1.3. Escenario 3	77
3.1.4. Principales hitos y fechas de los escenarios	78
3.1.4.1. Fecha de cese de operación de las centrales	78
3.1.4.2. Otros hitos y fechas	79
3.2. Técnicas del modelo	81
3.2.1. Técnicas para el flujo de materiales	81
3.2.2. Técnicas para el cálculo de costes.....	84
3.2.3. Técnicas para el cálculo de la producción de electricidad	88
3.3. Obtención de las hipótesis de costes	93
3.3.1. Coste de los ATIS	93
3.3.2. Coste del ATC.....	94
3.3.3. Coste del AGP	96
3.3.4. Coste del ATC sin reencapsulado	98
3.3.5. Coste de los contenedores	99
3.3.6. Coste del transporte y carga de contenedores.....	99
3.3.7. Coste del reprocesado.....	100
3.3.8. Coste del ATC y AGP de vidrios	101
3.3.9. Resumen de las hipótesis de costes	101
3.4. Implementación del modelo en MATLAB.....	104
3.4.1. Función principal.....	104
3.4.2. Cálculo del inventario de combustible nuclear gastado	105
3.4.3. Cálculo de las recargas futuras.....	106
3.4.4. Cálculo del flujo de materiales.....	106
3.4.5. Cálculo de los costes	108
3.4.6. Cálculo del punto de equilibrio	109
3.4.7. Cálculo de los días de parada por recarga	110
3.4.8. Cálculo de la relación entre las paradas y el factor de carga.....	110
3.4.9. Cálculo de la electricidad	110

CAPÍTULO 4 : RESULTADOS.....	111
4.1. Resultados del caso base.....	113
4.1.1. Costes totales descontados	113
4.1.1.1. Análisis de la distribución de los costes por tipo.....	114
4.1.1.2. Punto de equilibrio del reprocesado	116
4.1.1.3. Análisis de la distribución de los costes por instalaciones	116
4.1.2. Costes normalizados.....	118
4.1.3. Análisis de la distribución de los costes anuales	121
4.1.4. Planteamiento de los parámetros a variar en los análisis	123
4.2. Análisis de la variación de la fecha de cese de las centrales nucleares.....	125
4.2.1. Escenario 1	128
4.2.1.1. Variación de los costes por tipo.....	128
4.2.1.2. Variación de los costes por instalación.....	129
4.2.2. Escenario 2A	131
4.2.2.1. Variación de los costes por tipo.....	131
4.2.2.2. Variación de los costes por instalación.....	133
4.2.3. Escenario 2B	134
4.2.3.1. Variación de los costes por tipo.....	134
4.2.3.2. Variación de los costes por instalación.....	136
4.2.4. Escenario 3	137
4.2.4.1. Variación de los costes por tipo.....	137
4.2.4.2. Variación de los costes por instalación.....	138
4.2.5. Variación del punto de equilibrio con el tiempo	139
4.2.6. Variación de los costes normalizados con el tiempo.....	140
4.3. Análisis de sensibilidad para los costes	144
4.3.1. Escenario 1	144
4.3.2. Escenario 2A	145
4.3.3. Escenario 2B	146
4.3.4. Escenario 3	147
4.3.5. Impacto sobre la viabilidad de los Escenarios.....	147
4.4. Análisis de la variación de la tasa.....	150
4.4.1. Impacto de la tasa en la distribución de los costes por tipo.....	151
4.4.2. Impacto de la tasa en la distribución de los costes por instalación	154
4.4.3. Impacto de la tasa sobre el punto de equilibrio	156
4.5. Análisis de la variación de la fecha del ATC	158
4.5.1. Variación de la distribución de los costes por tipo.....	159
4.5.2. Variación de la distribución de los costes por instalación.....	160
4.6. Análisis de la variación de la fecha de inicio del reprocesado	162
4.6.1. Variación de la distribución de los costes por tipo.....	163
4.6.2. Variación de la distribución de los costes por instalación.....	164
4.6.3. Variación del punto de equilibrio	165
4.7. Análisis de la variación del coste del plutonio.....	167
4.8. Análisis estocástico.....	168
CAPÍTULO 5 : CONCLUSIONES Y APORTACIONES DE LA TESIS..	173
5.1. Aportaciones de la tesis	175
5.2. Conclusiones de la tesis.....	176

5.2.1. Sobre el modelo.....	176
5.2.2. Sobre los escenarios	176
5.2.3. Sobre las fechas.....	177
5.2.4. Recomendación de estrategia española	177
5.2.5. Líneas de investigación futuras	178

ANEXO I : CONCEPTOS BÁSICOS Y FUNDAMENTOS DE LA ENERGÍA NUCLEAR..... 179

I.1. Radiactividad.....	181
I.1.1. El núcleo atómico y la estabilidad	181
I.1.2. Radiactividad y radiaciones ionizantes	182
I.2. Las reacciones nucleares.....	184
I.2.1. Defecto másico y energía de enlace.....	184
I.2.2. Tipos de reacciones neutrónicas	184
I.3. Las centrales nucleares	186
I.3.1. Componentes de un reactor nuclear.....	186
I.3.2. Clasificación de los reactores nucleares.....	187
I.3.3. Las centrales nucleares españolas	188
I.4. Residuos radiactivos.....	190
I.4.1. Clasificación de los residuos radiactivos	190
I.4.2. Origen y cantidades de residuos radiactivos	192
I.4.3. El combustible nuclear y el combustible nuclear gastado	194
I.4.4. Marco legal y normativas para la gestión de los residuos radiactivos y del combustible nuclear gastado	196
I.5. El ciclo del combustible nuclear.....	199
I.5.1. Fase inicial del ciclo de combustible nuclear o front-end.....	199
I.5.1.1. Minería y concentración del uranio.....	199
I.5.1.2. Purificación y conversión del uranio.....	200
I.5.1.3. Enriquecimiento	200
I.5.1.4. Fabricación de los elementos combustibles	201
I.5.2. Gestión del combustible nuclear gastado o back-end	201
I.5.2.1. Ciclo abierto.....	201
I.5.2.2. Ciclo cerrado	202
I.5.2.3. Ventajas e inconvenientes	204

ANEXO II : REFERENCIAS..... 207

ANEXO III : DIAGRAMAS DE BLOQUES..... 221

ANEXO IV : ARTÍCULOS PUBLICADOS..... 253

Lista de artículos	255
En revistas JCR	255
De congresos	255

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-1: Porcentaje de producción nuclear histórica sobre la producción eléctrica total.....	4
Figura 2-1: Costes del ciclo de combustible nuclear.....	17
Figura 2-2: Tendencia de los costes del AGP y del reprocesado	18
Figura 2-3: Potencia calorífica (W/MTHM) con el tiempo	20
Figura 2-4: Evolución de la radiactividad de los diferentes isótopos del CNG (PWR) a lo largo del tiempo.....	21
Figura 2-5: Reactor rápido refrigerado por gas	22
Figura 2-6: Reactor refrigerado por Pb ⁸	23
Figura 2-7: Reactor de sales fundidas ⁸	23
Figura 2-8: Reactor refrigerado por sodio ⁸	24
Figura 2-9: Reactor supercrítico refrigerado por agua ⁸	24
Figura 2-10: Reactor de muy alta temperatura ⁸	25
Figura 2-11: Ciclo DUPIC	26
Figura 2-12: Reciclado de Pu y Am en PWR ¹⁰	27
Figura 2-13: Ciclo cerrado con PWR y FR	27
Figura 2-14: Ciclo cerrado con PWR, FR y ADS ¹¹	27
Figura 2-15: Ciclo cerrado con solo FR ¹¹	28
Figura 2-16: Estrategias del ciclo de combustible nuclear	28
Figura 2-17: Potencial reducción de la radiotoxicidad (Sv/tHM) con el reprocesado avanzado	30
Figura 2-18: Evolución de la estimación de los costes de los ciclos avanzados	31
Figura 2-19: Piscina para el almacenamiento del combustible nuclear gastado	34
Figura 2-20: ATI Tipo edificio (Trillo).....	36
Figura 2-21: ATI Tipo losa	36
Figura 2-22: Dibujo esquemático de un contenedor HI-STORM 100	37
Figura 2-23: Proyecto del ATC español.....	40
Figura 2-24: Instalación principal del ATC	41
Figura 2-25: ATC tipo losa	41
Figura 2-26: Diseño de un AGP.....	54
Figura 2-27: AGP en granito	57
Figura 3-1: Escenario 1 - Ciclo abierto según VI Plan General de Residuos Radiactivos.....	74
Figura 3-2: Escenario 2A - Ciclo abierto sin ATC	75
Figura 3-3: Escenario 2B - Ciclo abierto con ATC sin reencapsulado	76
Figura 3-4: Escenario 3 - Reprocesado	77
Figura 3-5: Fechas de parada de las centrales nucleares españolas. Caso base.....	79
Figura 3-6: Relación entre el Factor de carga y las paradas del reactor.....	90
Figura 3-7: Correlación entre 1- factor de carga y los días de parada de recarga	91
Figura 3-8: Función de densidad de probabilidad triangular.....	94
Figura 4-1: Distribución de los costes por tipo - Escenario 1	114
Figura 4-2: Distribución de los costes por tipo – Escenario 2A.....	114
Figura 4-3: Distribución de los costes por tipo - Escenario 2B.....	115
Figura 4-4: Distribución de los costes por tipo - Escenario 3	115
Figura 4-5: Distribución de los costes totales por instalación.....	117

Figura 4-6: Distribución de los costes totales por instalación (en % del total de cada escenario)	117
Figura 4-7: Resultados de las 100 simulaciones para la estimación de la electricidad futura...	119
Figura 4-8: Datos históricos y producción eléctrica estimada.....	119
Figura 4-9: Costes anuales sin descontar - Escenario 1	121
Figura 4-10: Costes anuales sin descontar - Escenario 2A	122
Figura 4-11: Costes anuales sin descontar - Escenario 2B.....	122
Figura 4-12: Costes anuales sin descontar - Escenario 3	123
Figura 4-13: Variación de los costes con el tiempo - Escenario 1	126
Figura 4-14: Variación de los costes con el tiempo - Escenarios 2.....	126
Figura 4-15: Variación de los costes con el tiempo - Escenario 3	127
Figura 4-16: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 1 ..	129
Figura 4-17: Variación de la distribución de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 1.....	130
Figura 4-18: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo – Escenario 2A	132
Figura 4-19: Variación de la distribución de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2A.....	134
Figura 4-20: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 2B	135
Figura 4-21: Variación de la distribución de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2B.....	137
Figura 4-22: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 3 ..	138
Figura 4-23: Variación de la distribución de costes por instalación con el tiempo - Escenario 3	139
Figura 4-24: Producción eléctrica nuclear para los diferentes escenarios de cierre de las CCNN	141
Figura 4-25: Variación de los costes normalizados con el tiempo - Escenario 1	142
Figura 4-26: Variación de los costes normalizados con el tiempo - Escenarios 2	142
Figura 4-27: Variación de los costes normalizados con el tiempo - Escenario 3.....	143
Figura 4-28: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 1	144
Figura 4-29: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 2A	145
Figura 4-30: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 2B	146
Figura 4-31: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 3	147
Figura 4-32: Impacto en los costes totales para variaciones del -50%	148
Figura 4-33: Impacto en los costes totales para variaciones del +50%	148
Figura 4-34: Variación de los costes totales con la tasa de descuento	150
Figura 4-35: Variación de los costes relativos al caso base con la tasa	151
Figura 4-36: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 1	152
Figura 4-37: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 2A	152
Figura 4-38: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 2B	153
Figura 4-39: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 3	154
Figura 4-40: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 1	155

Figura 4-41: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 2 ^a	155
Figura 4-42: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 2B	156
Figura 4-43: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa – Escenario 3	156
Figura 4-44: Variación del punto de equilibrio con la tasa	157
Figura 4-45: Variación del coste total del Escenario 1 en función de la fecha del ATC	158
Figura 4-46: Variación de la distribución de los costes por tipo según la fecha del ATC	160
Figura 4-47: Variación de la distribución de los costes por instalación según la fecha del ATC	161
Figura 4-48: Variación del coste total del Escenario 3 en función del año de inicio del reprocesado	163
Figura 4-49: Variación de la distribución de los costes por tipo en función del año de reprocesado	164
Figura 4-50: Variación de la distribución de los costes por instalación en función del año de reprocesado	165
Figura 4-51: Variación del punto de equilibrio en función del año de reprocesado	166
Figura 4-52: Sensibilidad del coste total y del punto de equilibrio al Pu	167
Figura 4-53: Rango de costes y probabilidad de ocurrencia para todos los escenarios	168
Figura 4-54: Rango de costes y probabilidad de ocurrencia para los escenarios de ciclo abierto	168
Figura 4-55: Diagramas de cajas y bigotes. Todos los escenarios	169
Figura 4-56: Diagramas de cajas y bigotes. Escenarios de ciclo abierto	169
Figura 4-57: Rango de posibles costes y probabilidad acumulada para todos los escenarios	170
Figura 4-58: Rango de posibles costes y probabilidad acumulada para los escenarios de ciclo abierto	170
Figura I-1: Número de protones y de neutrones en el núcleo que garantiza estabilidad	181
Figura I-2: Decaimiento de la radiactividad con el tiempo	182
Figura I-3: Atenuación de la radiación al atravesar diferentes tipos de materia	183
Figura I-4: Dosis promedio recibida en un año por una persona en España según la fuente	183
Figura I-5: Componentes de un reactor nuclear	186
Figura I-6: Clasificación de los reactores nucleares	188
Figura I-7: Centrales nucleares españolas	189
Figura I-8: Actividad y periodo de semidesintegración según el tipo de residuo radiactivo	191
Figura I-9: Proporción de cada tipo de residuos radiactivos respecto al total ⁵⁹	193
Figura I-10: Estimación de los residuos radiactivos en España por tipo y origen	193
Figura I-11: Composición del combustible nuclear	194
Figura I-12: Elementos del combustible nuclear gastado	195
Figura I-13: Composición del combustible nuclear antes y después de la irradiación	196
Figura I-14: Esquema del ciclo abierto	202
Figura I-15: Esquema del ciclo cerrado	203
Figura III-1: Diagrama de bloques – Función principal	223
Figura III-2: Diagrama de bloques – Función Calcular Inventario	224
Figura III-3: Diagrama de bloques - Función Calcular Recargas	225
Figura III-4: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1	226
Figura III-5: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Descarga de combustible	227

Figura III-6: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Vaciado de la piscina. .	228
Figura III-7: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Vaciado del ATI.....	229
Figura III-8: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Tamaño y cese de los ATIS.	230
Figura III-9: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Transportes AGP.....	231
Figura III-10: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2A.	232
Figura III-11: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2A. Descarga de combustible.	232
Figura III-12: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2. Vaciado de la piscina.	233
Figura III-13: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2A. Tamaño y cese ATIS y transportes AGP.	234
Figura III-14: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3.	235
Figura III-15: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Vaciado Garoña.	236
Figura III-16: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Variación de inventario antes del reprocesado.	237
Figura III-17: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Vaciado del ATI.....	238
Figura III-18: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Vaciado de la piscina.	239
Figura III-19: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Tamaño y cese de los ATIS.	240
Figura III-20: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Transportes y fechas de cese del ATC y AGP.	241
Figura III-21: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes.....	242
Figura III-22: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Inversión.....	243
Figura III-23: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Operación y Mantenimiento (O&M).....	244
Figura III-24: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Contenedores, carga y transporte.	245
Figura III-25: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Desmantelamiento.....	246
Figura III-26: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Reprocesado.	247
Figura III-27: Diagrama de bloques - Función Calcular Equilibrio.	248
Figura III-28: Diagrama de bloques - Función Calcular Días Parada.	249
Figura III-29: Diagrama de bloques - Función Calcular Relación FC-Paradas	250
Figura III-30: Diagrama de bloques - Función Calcular Electricidad.....	251

LISTA DE TABLAS

Tabla 1-1: Instalaciones nucleares en España	5
Tabla 1-2: Combustible nuclear gastado almacenado en España entre 2006 y 2016.....	6
Tabla 2-1: Estrategias de gestión del combustible nuclear gastado en el mundo.....	11
Tabla 2-2: Resumen de los modelos internacionales	16
Tabla 2-3:Inventario de las instalaciones de almacenamiento a fecha de 31/12/2018.....	39
Tabla 2-4: Situación actual de los ATIS en España	39
Tabla 2-5: Hipótesis de costes del almacenamiento temporal en informes internacionales	42
Tabla 2-6: Hipótesis de costes del reprocesado en informes internacionales.....	48
Tabla 2-7: Hipótesis de costes del AGP en estudios internacionales	60
Tabla 2-8: Ejemplos de factores de percepción del riesgo	66
Tabla 2-9: Características de diseño que ayudan a maximizar el valor añadido a una comunidad por una instalación de gestión del CNG.....	70
Tabla 3-1: Fechas de construcción y operación de los ATIS (sin construir).....	80
Tabla 3-2: Hipótesis de partida (1).....	82
Tabla 3-3: Comparación de los resultados de las metodologías y las previsiones oficiales	82
Tabla 3-4: Resumen de las restricciones en los flujos de materiales	83
Tabla 3-5: Lista de variables e índices	87
Tabla 3-6: 1 – Factor de carga.....	88
Tabla 3-7: Días de parada de recarga	89
Tabla 3-8: Número de paradas programadas (sin contar recarga).....	89
Tabla 3-9: Número de paradas no programadas.....	90
Tabla 3-10: Probabilidad de paradas de reactor	92
Tabla 3-11: Potencia nominal de los reactores operativos	92
Tabla 3-12: Actualización y análisis de los costes del ATC	95
Tabla 3-13: Relación entre tU y contenedores por tipo de reactor.....	95
Tabla 3-14: Valores para la distribución de probabilidad del coste del ATC	96
Tabla 3-15: Actualización y análisis de los costes del AGP	97
Tabla 3-16: Valores para la distribución de probabilidad del coste del AGP	97
Tabla 3-17: Actualización y análisis de los costes del ATC sin reencapsulado.....	98
Tabla 3-18: Actualización y análisis de los costes del transporte	100
Tabla 3-19: Actualización y análisis de los costes del reprocesado.....	100
Tabla 3-20: Análisis de los costes del AGP para vidrios	101
Tabla 3-21: Hipótesis de partida (2).....	102
Tabla 3-22: Resumen de los valores para las funciones de densidad triangular de cada uno de los costes	102
Tabla 3-23: Inputs de la función <i>CalcularInventario.m</i>	105
Tabla 3-24: Datos y restricciones de las piscinas.....	107
Tabla 3-25: Datos y restricciones de los ATIS.....	107
Tabla 3-26: Otras restricciones para el cálculo del flujo de materiales.....	107
Tabla 3-27: Hipótesis de costes.....	108
Tabla 3-28: Datos de las instalaciones	109
Tabla 3-29: Otros datos.....	109
Tabla 4-1: Resultados del caso base – Costes por tipo.....	113
Tabla 4-2: Resultados del caso base - Costes por instalación	113

Tabla 4-3: Producción de electricidad nuclear histórica (millones de kWh o GWh).....	118
Tabla 4-4: Costes normalizados por instalación.....	120
Tabla 4-5: LCOE en informes internacionales para 60 años.....	120
Tabla 4-6: Fechas oficiales de cese de las CCNN españolas	125
Tabla 4-7: Comparación de resultados para los diferentes escenarios de cierre de las CCNN.	127
Tabla 4-8: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 1 (1)	128
Tabla 4-9: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 1 (2)	128
Tabla 4-10: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 1 (1)	130
Tabla 4-11: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 1 (2)	130
Tabla 4-12: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 2A (1).....	131
Tabla 4-13: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 2A (2).....	131
Tabla 4-14: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 2A (1) ...	133
Tabla 4-15: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 2A (2) ...	133
Tabla 4-16: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 2B (1).....	134
Tabla 4-17: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 2B (2).....	135
Tabla 4-18: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2B (1).....	136
Tabla 4-19: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2B (2).....	136
Tabla 4-20: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 3 (1).....	137
Tabla 4-21: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 3 (2).....	138
Tabla 4-22: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 3 (1)	138
Tabla 4-23: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 3 (2)	139
Tabla 4-24: Variación del punto de equilibrio con el tiempo.....	140
Tabla 4-25: Estimación promedio de la producción eléctrica futura para los diferentes años de operación de las CCNN.....	140
Tabla 4-26: Variación de los costes normalizados con el tiempo (mill/kWh)	141
Tabla 4-27: Variación del punto de equilibrio con la tasa	157
Tabla 4-28: Variación del coste total del Escenario 1 en función de la fecha del ATC.....	158
Tabla 4-29: Variación de los costes por tipo según la fecha de operación del ATC.....	159
Tabla 4-30: Variación de los costes por instalación según la fecha de operación del ATC.....	160
Tabla 4-31: Variación del coste total del Escenario 3 en función del año de reprocesado	162
Tabla 4-32: Costes por tipo en función del año de inicio de reprocesado (M€).....	163
Tabla 4-33: Costes por instalación en función del año de inicio de reprocesado (M€)	165
Tabla 4-34: Variación del punto de equilibrio en función del año de reprocesado.....	166
Tabla 4-35: Valor del coste total y del punto de equilibrio para diferentes costes del Pu	167
Tabla 4-36: Valores de los rangos para cada escenario.....	171
Tabla 4-37: Cálculo de las intersecciones de los posibles costes entre escenarios	171
Tabla I-1: Clasificación de los reactores comerciales	187
Tabla I-2: Centrales nucleares españolas	188
Tabla I-3: Cantidad de residuos radiactivos por tipo (m ³)	192

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 3-1: Producción de combustible nuclear gastado (CNG)	81
Ecuación 3-2: LCOE	84
Ecuación 3-3: Desglose del LCOE total	85
Ecuación 3-4: VAN	86
Ecuación 3-5: Coste de inversión	86
Ecuación 3-6: Coste de O&M	86
Ecuación 3-7: Coste de desmantelamiento	86
Ecuación 3-8: Coste de transporte	86
Ecuación 3-9: Coste de contenedores	86
Ecuación 3-10: Coste de carga de contenedores	86
Ecuación 3-11: Tasa de descuento	87
Ecuación 3-12: Factor de carga o de planta	89
Ecuación 3-13: Modelo de regresión lineal múltiple	91
Ecuación 3-14: Obtención del vector B de estimadores	91
Ecuación 3-15: Cálculo del factor de carga	92
Ecuación 3-16: Cálculo de la electricidad	92
Ecuación 3-17: Función de densidad de probabilidad triangular	93
Ecuación 3-18: Cálculo de la parte fija del coste de inversión del ATC	98
Ecuación I-1: Reacción de captura del U-238	184
Ecuación I-2: Reacción de captura del Th-232	184

LISTA DE ABREVIATURAS

ADS	Accelerator driven systems
AGP	Almacén Geológico Profundo
Am	Americio
ATC	Almacén Temporal Centralizado
ATI	Almacén Temporal Individualizado
Bq	Bequerel
BWR	Boiling Water Reactor (Reactor de agua en ebullición)
CANDU	Canada Deuterium Uranium
CNG	Combustible Nuclear Gastado
Ci	Curios
Cs	Cesio
CSN	Consejo de Seguridad Nuclear
EC	Elemento Combustible
ENRESA	Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A.
eV	Electronvoltio
FC	Factor de Carga
GWh	Gigavatio-hora
He	Helio
HM	Heavy Metal (metal pesado)
IAEA	Agencia Internacional de Energía Atómica
Kg	Kilogramo
KgHM	Kilogramo de metal pesado
kWh	Kilovatio-hora
LCOE	Levelized cost of electricity (coste normalizado de electricidad)
M€	Millones de euros
M\$	Millones de dólares
MA	Actínidos minoritarios
MeV	Mega electronvoltio
mill.	Milésima de euro

MIT	Massachusetts Institute of Technology
MOX	Mixed oxide (óxidos mixtos)
MTHM	Mega-tonelada de metal pesado (heavy metal)
MW	Megavatio
MWd	Megavatio-día
MWe	Megavatio eléctrico
NEA	Nuclear Energy Agency (Agencia de Energía Nuclear)
Np	Neptunio
O&M	Operación y Mantenimiento
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
OREOX	Oxidation and Reduction of Oxide Fuel (Oxidación y reducción de combustible óxido)
PF	Productos de fisión
PGRR	Plan General de Residuos Radiactivos
Pu	Plutonio
PUREX	Plutonium and Uranium Redox Extraction (Extracción Redox de Plutonio y Uranio)
PWR	Pressurized Water Reactor (Reactor de agua a presión)
RAA	Residuos de Alta Actividad
RBA	Residuos de Baja Actividad
REPUOX	Reprocessed Uranium Oxide (Óxidos de uranio reprocesado)
RMA	Residuos de Media Actividad
SFR	Sodium Fast Reactor (Reactor rápido refrigerado por sodio)
Sr	Estroncio
Sv	Sieverts
T	Toneladas
tHM	Tonelada de metal pesado (Heavy Metal)
tU	Toneladas de uranio
U	Uranio
U ₃ O ₈	Octaóxido de triuranio
UC	Universal Canister
UF ₆	Hexafluoruro de Uranio
UO ₂	Dióxido de uranio

UOX	Óxido de uranio
UREX	Uranium Extraction (Extracción de uranio)
VAN	Valor Actual Neto
Z	Número atómico

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1. Motivación de la tesis

En el último siglo, la electricidad se ha convertido en una de las necesidades básicas alrededor del mundo, lo que ha llevado a que las fuentes de energía y la seguridad de suministro tengan un gran valor. Cada país, dependiendo de factores como la geografía, geología, hidrología, clima o situación geopolítica, tiene acceso a una serie de fuentes energéticas en cantidades variables, lo que hace que la dependencia energética en cada uno de ellos sea diferente. Por ejemplo, países que cuentan con una rica hidrología pueden depender en gran medida de ella como una de sus principales fuentes energéticas, como es el caso de Suecia, cuya energía hidráulica cubre casi un 50% de su mix energético. Sin embargo, otros países carecen de una fuente energética tan abundante, y deben diversificar su mix energético y la situación geopolítica de dependencia energética para garantizar el suministro de las diversas fuentes energéticas (gas, petróleo, carbón, uranio).

En España no existe una fuente energética propia tan abundante. En primer lugar, la hidrología española no es muy rica: la energía hidráulica contribuyó un 12,6% a la producción total en 2018 [1]. En segundo lugar, aunque España cuenta con mucha irradiación solar, la energía fotovoltaica presenta bastantes limitaciones: aunque es predecible, no es gestionable; es discontinua; no provee estabilidad, inercia o regulación a la red eléctrica [2] y tiene una producción y un factor de carga muy bajos (con un 4,5% de la capacidad instalada, cubre alrededor del 2,9% de la demanda [1]). En tercer lugar, aunque la energía eólica sí contribuye significativamente a la producción eléctrica española, con alrededor de un 20% del total, la capacidad instalada es del 22,5%, lo que significa que tiene una densidad energética muy baja. Además, presenta las mismas restricciones a la red eléctrica que la energía fotovoltaica, lo cual limita la capacidad máxima instalada y la demanda que podría llegar a cubrir [2].

En este contexto, la energía nuclear juega un papel importante en el mix energético español por varias razones. En primer lugar, la dependencia energética con respecto a los combustibles fósiles es significativamente menor, ya que las fuentes de uranio están geográficamente más repartidas y en países geopolíticamente más estables que los combustibles fósiles [3], y porque el combustible nuclear tiene una densidad energética muy alta, lo que significa que unas reservas pequeñas de uranio pueden producir grandes cantidades de energía [4]. En segundo lugar, la energía nuclear provee inercia y estabilidad a la red eléctrica, así como seguridad de suministro, y ayuda a controlar los precios de la tarifa eléctrica. Por último, la energía nuclear no emite gases de efecto invernadero, y sus emisiones indirectas son de las más bajas, por lo que ayuda a combatir el cambio climático [5].

Estas razones convierten a la energía nuclear en un factor esencial para España en la transición energética y para la lucha contra el cambio climático. Mientras las fuentes de energía renovable no superen sus limitaciones con respecto a la red eléctrica y a su productividad, no se va a poder depender completamente de ellas para el suministro eléctrico: en el estudio de 2010 de Casajús y Martínez Vidal [2], se determinó que lo máximo que podrían aportar las energías renovables sin afectar a la estabilidad de la red eléctrica estaría entorno al 50-75%. Por tanto, se requiere una energía de base que aporte inercia y estabilidad a la red. La energía hidráulica cumple estos requisitos, sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, en España su producción está limitada a menos del 15%. De esta manera, existen dos opciones, no excluyentes: combustibles fósiles y energía nuclear, pero sólo la energía nuclear cumple los requisitos de emisiones de gases efecto invernadero.

La energía nuclear ha sido una de las principales fuentes energéticas en España en las últimas décadas, alcanzando un máximo histórico del 38% de la producción total en 1989 [6], y en la última década se ha mantenido alrededor del 20% de la demanda, con una capacidad instalada del

6,8% en 2018 [1]. La Figura 1-1 muestra la variación de la producción nuclear sobre el total a lo largo de los años hasta 2018.

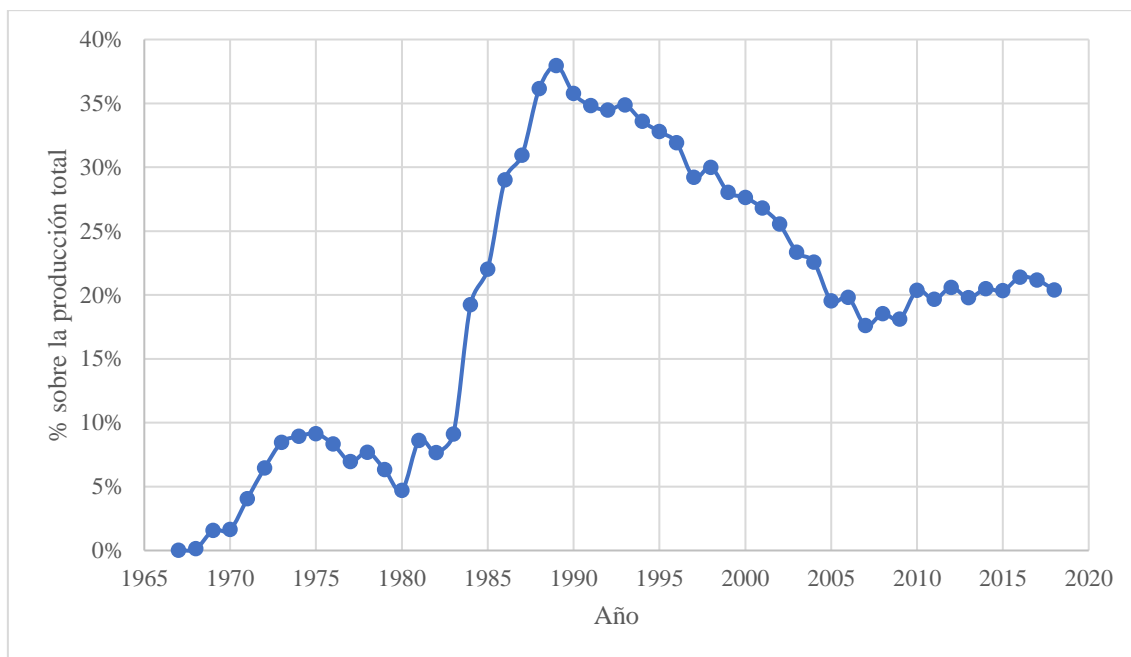


Figura 1-1: Porcentaje de producción nuclear histórica sobre la producción eléctrica total

Sin embargo, la energía nuclear tiene una fuerte oposición social, que ha llevado a un debate global sobre el futuro de la energía nuclear desde hace más de una década: estudios del MIT [7], [8], debates tras el accidente de Fukushima [9], así como el planteamiento de alternativas para el mix energético en el caso de una desnuclearización en varios países como Japón [10], Bélgica [11], en Reino Unido [12] y Francia [13]. Asimismo, en algunos países ya se está implementando la desnuclearización, como es el caso de Alemania [14], aunque países como China están aumentando la contribución nuclear en el mix [4].

En este contexto, la desnuclearización española requeriría la sustitución de un 20% de electricidad que aporta inercia y estabilidad a la red, sin emisiones de gases efecto invernadero, lo cual es un desafío, ya que, si se aumenta el porcentaje de combustibles fósiles, se mantendría la estabilidad, pero aumentarían significativamente las emisiones de CO₂ y la dependencia energética. Por otro lado, si se aumentara el porcentaje de renovables, se reduciría la estabilidad y, además, al requerirse un back-up (combustible fósil) por no ser energías gestionables y por ser discontinuas, aumentarían las emisiones de CO₂, aunque no tanto como en el caso anterior. Además, se ha comprobado que, actualmente, aumentaría el precio de la electricidad [15].

Por tanto, habiendo establecido la importancia de la energía nuclear en España, es esencial determinar los factores que llevan a esta fuerte oposición, que principalmente se resumen en tres puntos: i) miedo a un accidente, ii) el riesgo de proliferación de armas nucleares y iii) los residuos nucleares [16]. Este último factor es clave, ya que una gran parte de la población que está en contra de la energía nuclear cambiaría su opinión si se resolviera el tema de los residuos nucleares [17].

De esta manera, una buena gestión del combustible nuclear gastado es esencial para la mejora de la aceptabilidad social de la tecnología. No obstante, la toma de decisiones con respecto a los residuos peligrosos es impopular entre el público [17], lo cual ha llevado a que, en España, se hayan retrasado las decisiones que se debían tomar al respecto. En el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006 [18] se planificaba para 2010 la construcción de un Almacén

Temporal Centralizado (ATC) para el almacenamiento del combustible nuclear gastado (CNG) de las centrales nucleares españolas hasta la construcción de un almacén definitivo. Sin embargo, casi una década más tarde, esta construcción aún no se ha iniciado, a pesar de estar seleccionada la ubicación del sitio y de estar el proyecto completamente definido y autorizado por el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).

Este retraso ha resultado contraproducente por dos principales razones. En primer lugar, porque el público pierde la confianza en la capacidad de gestionar el combustible gastado [17]. Y, en segundo lugar, porque el contexto español ha cambiado significativamente desde la planificación realizada en 2006. Entonces, solo había un Almacén Temporal Individualizado (ATI) construido y operando, debido a la saturación de la piscina de la central nuclear de Trillo. Además, estaba planificada la construcción de un ATI para la central de José Cabrera (Zorita), debido al cese de su operación y al inminente desmantelamiento de la central, que requería el vaciado de la piscina. Así, debido a que la planificación estimaba que en 2010 el ATC estaría operando, no estaba programada la construcción de ningún ATI adicional a estos dos.

No obstante, esta situación cambió cuando, llegada la fecha, no se había iniciado la construcción del ATC y no había una fecha prevista para el inicio de su operación. Desde 2006 hasta 2016 se descargaron 11.621 tHM de los reactores, lo que ha llevado a que varias de las centrales nucleares hayan requerido la construcción de ATIS que no estaban inicialmente planificados: Ascó en 2011 debido a la saturación de sus piscinas; Santa M^a de Garoña en 2016, debido al cierre de la central y la necesidad de vaciar la piscina para su desmantelamiento, Almaraz en 2017 y Cofrentes en 2019, debido a la saturación de sus piscinas. Asimismo, está prevista la construcción de un ATI para Vandellós-II en los próximos años, también debido a la saturación de su piscina. La Tabla 1-1 resume la situación española actual y la Tabla 1-2 muestra la variación en la cantidad de combustible nuclear gastado almacenado en España entre 2006 y 2016.

Tabla 1-1: Instalaciones nucleares en España

	Instalación	Ubicación	Inicio	Fin	Estado actual	
Centrales nucleares	José Cabrera	Guadalajara	1968	2006	Desmantelamiento	
	Santa María de Garoña	Burgos	1971	2012	Desmantelamiento inminente	
	Almaraz	Reactor 1	Cáceres	1981	2021	Operando
		Reactor 2	Cáceres	1984	2023	Operando
	Ascó	Reactor 1	Tarragona	1984	2023	Operando
		Reactor 2	Tarragona	1986	2025	Operando
	Cofrentes		Valencia	1985	2024	Operando
	Vandellós	Reactor 1	Tarragona	1972	1989	Desmantelamiento
		Reactor 2	Tarragona	1988	2027	Operando
	Trillo		Guadalajara	1988	2028	Operando
ATIS	José Cabrera	Guadalajara	2006	-	Operando	
	Santa M ^a de Garoña	Burgos	2018	-	Operando	
	Almaraz	Cáceres	2018	-	Operando	
	Ascó	Tarragona	2011	-	Operando	
	Cofrentes	Valencia	2021	-	Operando	
	Vandellós	Tarragona	2024	-	Proyecto	
	Trillo	Guadalajara	2002	-	Operando	
Otros	Almacén Temporal Centralizado	Cuenca		-	Proyecto	
	Almacén Geológico Profundo	Desconocido	-	-	Proyecto futuro	

Tabla 1-2: Combustible nuclear gastado almacenado en España entre 2006 y 2016

Reactor	CNG almacenado al final del año (tU)	
	2006	2016
José Cabrera	100	100
Santa M. ^a de Garoña	311	440
Almaraz-I	496	672
Almaraz-II	463	664
Ascó-I	448	617
Ascó-II	408	607
Cofrentes	508	768
Vandellós-II	360	547
Trillo	367	557
Total	3.461	15.082

Por tanto, este cambio significativo de contexto requiere volver a analizar las opciones de gestión del combustible nuclear gastado en España, para determinar si la opción planteada en el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006 continúa siendo la mejor estrategia para España o si, por el contrario, debido al cambio de contexto desde 2006, existen otras alternativas que se adapten mejor a la situación actual.

Además, debería considerarse la posibilidad de mantener la producción de energía nuclear, por lo menos, en la etapa de transición energética. Por tanto, es necesario analizar cómo afecta a los costes de gestión del combustible nuclear gastado la variación en la vida operacional de las centrales, ayudando a determinar, así, si la continuidad de la energía nuclear beneficia o perjudica a los costes de gestión del CNG. Y, finalmente, también analizar los factores que afectan a la aceptabilidad social, para sentar las bases a una estrategia que tenga la menor oposición social.

1.2. Objetivos de la tesis

El objetivo principal de la tesis es el diseño de una estrategia para la gestión del combustible nuclear gastado en España, teniendo en cuenta el cambio de contexto que ha ocurrido desde la publicación del Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006. Con este objetivo, se van a analizar los costes de la gestión del combustible nuclear gastado en España en el contexto actual para varias alternativas tecnológicas, ayudando, así, a determinar si la estrategia en vigor de 2006 sigue siendo la mejor opción para España. Además de este objetivo principal, a continuación, se explican otros objetivos de la tesis.

En primer lugar, es objetivo de la tesis realizar un planteamiento de las diferentes estrategias de gestión del combustible nuclear gastado que podrían implantarse en España, teniendo en cuenta las particularidades del contexto actual español. Este planteamiento se basará en una previa revisión bibliográfica y del estado de la tecnología, para conocer alternativas tecnológicas existentes a nivel comercial actualmente y determinar las opciones más factibles para España.

En segundo lugar, se plantea como objetivo de la tesis analizar los datos, tanto los históricos de producción e inventario de las centrales nucleares españolas como los parámetros de costes utilizados en informes internacionales. Los primeros servirán para conocer el contexto español y establecer hipótesis precisas sobre el funcionamiento y los flujos de materiales de las centrales nucleares. Los segundos permitirán establecer las hipótesis de costes que va a utilizar el modelo, determinando el valor más probable de cada parámetro, así como su distribución de probabilidad.

En tercer lugar, es objetivo de la tesis diseñar un modelo económico que analice los costes de gestión del combustible nuclear gastado en el contexto actual español, considerando las particularidades que conlleva. Para ello, se habrán analizado previamente los modelos y técnicas más comunes utilizados internacionalmente, para establecer el tipo de modelo que se va a diseñar y las técnicas que se pueden aplicar para los diferentes cálculos del modelo, así como las posibles adaptaciones y desarrollos de técnicas particulares teniendo en cuenta el contexto español y los datos históricos concretos obtenidos previamente.

En cuarto lugar, la tesis tiene como objetivo realizar un amplio análisis de los resultados. Para ello, se van a variar los parámetros que se estimen más relevantes en el modelo en cuanto a fechas y se realizará un análisis de sensibilidad para las hipótesis de costes unitarios establecidas anteriormente. De esta manera, se podrá determinar qué factores afectan más a cada uno de los escenarios. Asimismo, se realizará un análisis de Monte Carlo para cada escenario, para obtener la distribución de probabilidad de los costes de cada escenario y así poder determinar las posibles variaciones totales de los escenarios y el cambio de preferencia de escenario bajo estas hipótesis.

Por último, el objetivo final de la tesis, una vez desarrollado el modelo de gestión español y habiendo estudiado las diferentes alternativas y las posibles variaciones de los casos estudiados, es recomendar el escenario o escenarios más sostenibles para España.

CAPÍTULO 2: ESTADO DEL ARTE

En el Capítulo 1 se ha explicado que el principal objetivo de la tesis es el diseño de una estrategia para la gestión del combustible nuclear gastado en España que se adapte al contexto actual, que ha cambiado significativamente desde la publicación del Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006. Para ello, es necesario conocer el estado actual de la tecnología y las tendencias en investigación alrededor del mundo.

Por tanto, en este Capítulo, se va a realizar un análisis del Estado del Arte en el ciclo del combustible nuclear y la gestión del combustible nuclear gastado. Así, en primer lugar, se van a analizar las tendencias en el ciclo de combustible nuclear alrededor del mundo: qué estrategias se están adoptando en los diferentes países, qué modelos se están utilizando para el análisis de los costes, cuáles son las tendencias en investigación, etc. A continuación, se van a analizar las diferentes etapas en la gestión del combustible nuclear gastado por separado: almacenamiento temporal, reprocesado y almacenamiento definitivo, explicando los conceptos fundamentales, las diferentes tecnologías utilizadas y las tendencias globales. Finalmente, se realizará un análisis de las investigaciones sobre la aceptabilidad social de la energía nuclear y de la gestión del combustible nuclear gastado.

Para conocer en más detalle los conceptos más importantes que se van a discutir en este Capítulo, el Anexo I resume los principales fundamentos y conceptos de energía nuclear y residuos radiactivos.

2.1. Estado actual del ciclo de combustible nuclear

En esta Sección, se va a analizar el ciclo de combustible nuclear alrededor del mundo. De esta manera, en primer lugar, se van a explicar qué estrategias se están adoptando en los diferentes países para la gestión del combustible nuclear gastado. En segundo lugar, se van a analizar los modelos económicos que se han desarrollado para el análisis de los costes del ciclo de combustible nuclear, para conocer qué es lo que se ha realizado hasta ahora, las técnicas utilizadas y, así, ayudar a determinar qué contribuciones puede aportar la tesis y qué técnicas se pueden utilizar. Asimismo, se van a analizar las tendencias en los costes del ciclo de combustible nuclear estudiadas en los diferentes modelos y, por último, las tendencias en investigación en el ciclo del combustible nuclear.

2.1.1. Las estrategias para la gestión del combustible nuclear gastado en el mundo

Alrededor del mundo hay 32 países que producen o han producido energía nuclear en algún momento. De todos ellos, 13 ya se han decantado por un ciclo abierto, 6 siguen la alternativa del reprocesado, otros han decidido exportarlo y los demás aún no se han decantado por una opción, como se muestra en la Tabla 2-1. No obstante, dentro de estas opciones hay muchas variaciones entre países, tanto en las tecnologías a utilizar como en el propio desarrollo del ciclo. [19]

Tabla 2-1: Estrategias de gestión del combustible nuclear gastado en el mundo

País	Ciclo abierto	Reprocesado	Exportación	Sin estrategia
Alemania	X			
Argentina				X
Armenia				X
Bélgica			X ¹	
Brasil				X
Bulgaria			X ²	
Canadá	X			
China		X		
Corea del Sur	X			
Eslovaquia	X			
Eslovenia	X			
España	X			
Estados Unidos	X			
Finlandia	X			
Francia		X		
Hungría	X			
India		X		
Italia			X ²	
Japón		X		
Lituania	X			
México				X
Países Bajos			X ²	
Pakistán				X
Reino Unido		X		
República Checa				X
Rumanía	X			
Rusia		X		
Sudáfrica				X
Suecia	X			
Suiza				X
Taiwán	X			
Ucrania			X ²	

¹ Con retorno de residuos

² Sin retorno de residuos

Existen diferentes razones para decantarse por un tipo de gestión u otra, derivados de las ventajas e inconvenientes de cada uno de los ciclos (que pueden verse en el Anexo I). De esta manera, generalmente los países que se han decantado por un ciclo abierto lo han hecho por una combinación de los siguientes factores: i) reducir el riesgo a la proliferación, ii) motivos económicos y iii) aceptabilidad social. Ejemplos claros de estas motivaciones son EEUU o Alemania, el primero por un conjunto de las tres motivaciones (en el estudio de Harvard [20], del BCG [21], de Schneider et al. [22] y de Recktenwald y Deinert [23] se realiza un análisis económico, aunque se mencionan otros factores, y en los informes del futuro de la energía nuclear del MIT se estudian todos [7]–[9]) y el segundo por una fuerte oposición pública a todo lo nuclear, que ha llevado al cierre de las centrales nucleares en este país, caso mencionado en el estudio del MIT de 2012 [9] y reevaluado por Fuersch et al. en [14].

Por otro lado, los motivos que suelen decantar por el ciclo cerrado son la búsqueda de una mayor sostenibilidad de la energía nuclear, tratando de reducir y aprovechar mejor el consumo del uranio. Suelen ser países que plantean la energía nuclear a largo plazo y que obtienen o van a obtener gran parte de su electricidad a través de esta fuente energética. Ejemplos claros de esta gestión son Francia, que obtiene $\frac{3}{4}$ partes de su electricidad con energía nuclear; India, que, por su escasez de uranio, busca optimizar el uso del uranio o la introducción del torio [24]–[26] y China, donde la contaminación es un grave problema y la demanda de electricidad es muy alta y creciente, por lo que la utilización de una fuente de electricidad de base, segura, sin emisiones de CO₂, etc. es especialmente importante, lo que ha llevado a la planificación y construcción de una gran flota nuclear, mencionada en estudios como el de Zhou de 2010 [4], Chen et al. [27], Zhou de 2011 [28] y Yue et al. [29].

No obstante, los progresos de los diferentes países en la implementación de los ciclos que han seleccionado son muy diversos. Entre los países que se han decantado por el ciclo abierto, Finlandia y Suecia son los más avanzados en la puesta en marcha de sus respectivos AGP [30]–[32], mientras que Alemania es el país que más experiencia acumula en la construcción de contenedores y diferentes tipos de almacenamiento en seco [33]–[35]. No obstante, en otros países que se han decantado por el ciclo abierto, su implementación está siendo mucho más lenta y laboriosa, con retrasos, cambios en la política de gestión, indecisiones, etc. generalmente ocasionadas por temas políticos y sociales. Ejemplos de este caso son EEUU, donde el repositorio de Yuca Mountain ha ido sufriendo retrasos y variaciones a lo largo del tiempo hasta su suspensión [36]–[38], o España, como se verá más adelante.

2.1.1.1. La gestión del combustible nuclear gastado en España

España se ha decantado por la implementación de un ciclo abierto para la gestión del combustible nuclear gastado. Sin embargo, la implementación de este ciclo no ha progresado como se estimaba. En el VI Plan General de Residuos Radiactivos de 2006, ENRESA estableció como estrategia para la implementación del ciclo abierto en España la construcción de un Almacén Temporal Centralizado (ATC), el cual albergaría todo el CNG de las diferentes centrales nucleares y estaría disponible para 2010.

No obstante, la puesta en marcha de este proyecto no ha estado exenta de dificultades. Si bien se llevó a cabo la selección del emplazamiento en Villar de Cañas (Cuenca), más adelante, por razones políticas y burocráticas, la construcción del ATC ha sufrido continuos retrasos, que, a día de hoy, suman una década, y aún sin haberse establecido de forma fehaciente la fecha real de inicio de la construcción y de operación.

De esta manera, las diferentes piscinas de las centrales nucleares se han ido llenando hasta llegar a saturarse varias de ellas. Se han realizado re-rackings para aumentar la capacidad disponible, pero eventualmente, debido a este retraso en la construcción del ATC, ha sido necesaria la

construcción de ATIS. El primero que se construyó fue entre 1999 y 2002 para la central de Trillo por falta de capacidad. A continuación, entre 2006 y 2008 se construyó otro para la central de José Cabrera, para poder vaciar la piscina por el desmantelamiento de la central. Estos ATIS hubieran sido necesarios independientemente de la construcción del ATC, pero a partir de 2010, fecha en la que estaba prevista la puesta en marcha del ATC, han comenzado a construirse ATIS que no estaban inicialmente planificados por falta de capacidad en las piscinas de las centrales: el ATI de Ascó en 2011, de Garoña en 2016 (por desmantelamiento), de Almaraz en 2017 y de Cofrentes en 2019. Asimismo, se estima que el ATI de Vandellós estará disponible en 2024. [39] [40] [18] Esto se encuentra resumido en la Tabla 1-1.

Por tanto, actualmente se cuenta con varios ATIS construidos que no estaban previstos en 2006. Puesto que estas instalaciones ya están construidas y se ha invertido en ellas, podrían utilizarse para el almacenamiento temporal del combustible nuclear gastado en lugar de la construcción del ATC, que aún no ha comenzado y no se tiene prevista una fecha fija. No obstante, para ello se deberían analizar los costes de las diferentes alternativas de gestión del combustible nuclear gastado en el contexto actual, para determinar qué estrategia tiene los costes más bajos.

Con este fin, será necesario conocer qué estudios se han realizado internacionalmente, en primer lugar, para determinar si esto se ha estudiado anteriormente y, en segundo lugar, para conocer las técnicas más utilizadas, cuál es el alcance de los estudios y cuáles son las tendencias en este tipo de modelos. De esta manera, se establecerán tanto las aportaciones originales de la tesis como las posibles técnicas a utilizar en el modelo que se desarrolle para el diseño de la estrategia española.

2.1.2. Modelos internacionales para el estudio del ciclo de combustible nuclear

A lo largo de los años, numerosos estudios, artículos e informes internacionales han analizado los costes del ciclo de combustible nuclear mediante el diseño de modelos económicos. Estos modelos pueden clasificarse en función de su comportamiento con respecto al flujo de materiales y con respecto a su comportamiento estadístico. De esta manera, según el flujo de materiales se pueden considerar: i) modelos de equilibrio, en los que se estudia una imagen fija, en un momento de equilibrio de los flujos de materiales; y ii) modelos dinámicos, en los que se consideran las variaciones del flujo de materiales y de los costes con el tiempo. Por otro lado, en función del comportamiento estadístico, se pueden encontrar: i) modelos deterministas, en los que se estiman los costes según su valor más probable, y ii) modelos estocásticos, en los que se considera la distribución probabilística de los diferentes costes.

2.1.2.1. Modelos de equilibrio

Los modelos de equilibrio, como se ha explicado, analizan una imagen fija del ciclo de combustible nuclear, en la que el flujo de materiales se encuentra en equilibrio. Estos modelos son menos precisos que los modelos dinámicos, pero también son más sencillos, por lo que dan una idea general de manera rápida sobre los costes de gestión del combustible nuclear gastado y la diferencia entre las diferentes estrategias, ayudando a determinar cuál es la más ventajosa en cuanto a costes.

Este tipo de modelo ha sido ampliamente utilizado internacionalmente, en estudios como el de Kim et al. [41], el de Krasnorutskyy y Kirsanova [42], Ganda et al. en [43], el estudio del BCG de 2006 [21], el estudio de la OCDE de 1994 [44] y de 2013 [3], el de Harvard de 2003 [20], el de Ramana y Suchitra [25], el de Park et al. [45], el de Recktenwald y Deinert [23], el de Ko y Gao [46], el de Charpin et al. [47], el de Kim et al. de 2017 [48], el de Zhang et al. de 2015 [49], Zhou et al. [50]. Yue et al. dan un enfoque diferente, realizando un modelo de optimización en [29].

2.1.2.2. Modelos dinámicos

La utilización de modelos dinámicos es una aportación relativamente más reciente que la de los modelos de equilibrio. Se introdujeron para añadir una mayor precisión a la estimación de los costes del ciclo de combustible nuclear para las diferentes estrategias, considerando las variaciones en el flujo de materiales a lo largo del tiempo, así como las posibles fluctuaciones de los costes. Estos modelos se utilizan cada vez con más frecuencia.

Brinton y Kazimi utilizan un modelo de sistemas dinámicos en [51], De Roo y Parsons calculan el coste con un sistema que varía el precio del uranio con el paso del tiempo en [52] y [53], al igual que sucede en el estudio de Kim et al. en [54]. También utilizan modelos dinámicos Kim et al. en [55], Pierpoint en [56], Gao et al. en [57] y en [58], Choi et al. en [59], donde se centran más en el aspecto de flujo de materiales que de costes, así como Chen et al. en [27] y Zhang et al. de 2016 [60].

2.1.2.3. Modelos deterministas

Los modelos deterministas pueden ser de equilibrio o dinámicos, y utilizan la mejor estimación, que puede ser subjetiva, para cada uno de los costes unitarios implicados en el ciclo de combustible nuclear. Estos modelos obtienen una imagen probable de los costes de diferentes estrategias, pero no consideran el efecto de la distribución de probabilidad. No obstante, generalmente, en este tipo de modelos, se suelen realizar análisis de sensibilidad de los parámetros utilizados para ver la influencia de las posibles variaciones en el coste final estimado.

Algunos ejemplos de modelos deterministas son el de Brinton y Kazimi en [51], el de Krasnorutskyy y Kirsanova [42], el de Gao et al. en [58], el de De Roo y Parsons en [52] y en [53], el de Ramana y Suchitra [25], el de Park et al. [45], el de Gao et al. en [57], el de la OCDE de de 1994 [44] y de 2013 [3], el estudio del BCG de 2006 [21] y el de Harvard de 2003 [20], así como el de Charpin et al. [47], el de Kim et al. de 2017 [48] y el de Zhang et al. de 2016 [60],

2.1.2.4. Modelos estocásticos

Los costes de las diferentes instalaciones y procesos del ciclo de combustible nuclear pueden variar mucho de un estudio a otro debido a varias razones: i) una gran incertidumbre en el coste, debido a que se trata de una instalación nueva, cuya experiencia en su construcción, operación y/o desmantelamiento es escasa o nula; ii) existen datos, pero éstos son, en su mayoría, confidenciales, como ocurre con los costes del reprocesado; iii) desconocimiento y iv) los efectos de escala al comparar países con una gran cantidad de instalaciones nucleares con países con una flota pequeña, que ven reducido el efecto de escala en los costes asociados a su ciclo de combustible nuclear.

Por tanto, para considerar la incertidumbre que dichos datos generan, se estudian modelos estocásticos en los que los diferentes costes unitarios se estudian con distribuciones probabilísticas. Generalmente, para costes en los que se conoce el valor mínimo, el valor habitual y el valor máximo, se utiliza una distribución triangular. Para los costes en los que se conoce el valor mínimo y el máximo, pero no el valor habitual, se utiliza la distribución uniforme. También se puede utilizar una distribución normal para los costes.

Este tipo de modelo se ha utilizado por Kim et al. en [41], por Kim et al. en [55] para ciclos avanzados y en [54] para los precios del uranio, por Ganda et al. en [43], Rothwell et al. en [61],

Otros estudios combinan una parte determinista y otra estocástica, como el de Recktenwald y Deinert [23], al igual que el de Ko y Gao [46] o el de Zhang et al. de 2015 [49]

2.1.2.5. Alcance de los modelos internacionales

Generalmente, los estudios internacionales analizan los costes del ciclo del combustible nuclear desde el inicio de la construcción de una central nuclear nueva y, determinan, en dichas circunstancias, qué estrategia tiene los costes más bajos. Asimismo, en algún caso, también se estudian los inventarios finales de residuos, para considerar el impacto en el repositorio final, incluyendo, así, un aspecto medioambiental.

Por otro lado, los estudios internacionales pueden establecerse de manera genérica, adaptable a cualquier país, o determinar un contexto y condiciones más particulares, teniendo en cuenta, entre otros parámetros, los costes más probables para dicho contexto. La ventaja de los primeros es que se pueden utilizar para el cálculo de los costes en diferentes países. No obstante, los segundos aportan mayor precisión en los costes obtenidos para el contexto en el que se están calculando.

De esta manera, podemos encontrar estudios como el de la OCDE 2013 [3], donde se calculan los costes en función de la capacidad de la flota nuclear, por lo que las diferentes estimaciones se pueden aplicar a cualquier país utilizando el tamaño de su flota. Otros estudios se aplican a la construcción de una central nuclear nueva y los costes asociados al ciclo de combustible nuclear desde el inicio. En estos casos, también se pueden aplicar internacionalmente, aunque se suelen basar en un país de origen, generalmente Estados Unidos. Ejemplos de estos estudios son el de De Roo y Parsons de 2009 [52] (y, posteriormente, 2011 [53]), así como el de Rothwell et al. [61], Zhou et al. [50], el de Choi et al. [59], el del BCG de 2006 [21], el de Harvard de 2003 [20] o el del MIT de 2003 [7] y, posteriormente, de 2009 [8].

Por otro lado, otros estudios se centran en el contexto particular de un país. En la mayoría de los casos, el estudio puede ser aplicado internacionalmente, al tratarse de una central, pero los costes asociados y/o el flujo de materiales escogido se centra más en las necesidades específicas del país. Así, se pueden determinar diferentes países donde se están desarrollando este tipo de modelos.

En primer lugar, debido a la amplia ambición nuclear en China en los últimos años, se han analizado en varios estudios los costes del ciclo de combustible nuclear en este país, así como los flujos de materiales y los inventarios finales de los materiales y residuos. Ejemplos de este caso son: el estudio de Gao et al. de 2015 [57], Zhang et al. de 2016 [60], Yue et al. de 2018 [29], Zhang et al. de 2015 [49], Chen et al. de 2018 [27].

Asimismo, en Corea del Sur también se han analizado las alternativas de ciclo de combustible nuclear en estudios como el de Park et al. [45], el de Ko y Gao [46], el de Kim et al. de 2017 [48], en el que, se busca el coste de equilibrio entre nuevos reactores avanzados y los ciclos de combustible nuclear actuales. Otros ejemplos son el caso de India en el estudio de Ramana y Suchitra [25], que, considerando su contexto particular, los costes obtenidos son significativamente más bajos que para el resto de estudios internacionales, o Ucrania, que estudia sus opciones de gestión del CNG en [42]. También en Rusia se están haciendo estudios sobre posibles tecnologías de reprocesado [62], al igual que se han hecho en Estados Unidos [23], o en Francia [47].

2.1.2.6. Técnicas para el cálculo de costes utilizadas internacionalmente

Los modelos internacionales suelen decantarse por técnicas similares para el cálculo de los costes. De esta manera, se pueden distinguir dos principales técnicas: el cálculo de los costes totales descontados o los costes normalizados, con diversas variantes. Asimismo, es relativamente frecuente encontrar los costes presentados por tonelada o kg de metal pesado (tHM o kgHM).

En primer lugar, para los costes descontados generalmente se utiliza el valor actual neto (NPV en inglés). Estos ejemplos se pueden encontrar en estudios como el de Ramana y Suchitra [25], el de Recktenwald y Deinert [23], el estudio del BCG de 2006 [21], el de Rothwell et al. [61]. En ocasiones los costes no se descuentan, lo que implicaría una tasa de descuento del 0%, como en el estudio de Kim et al. [41]. También se utilizan variaciones, como el coste de inversión de capital en el estudio de Kim et al [48].

En segundo lugar, para los costes normalizados se encuentran diversas definiciones. Se puede encontrar la definición del LCOE para estudios como el de el del MIT de 2003 [7], el de Harvard de 2003 [20], el de De Roo y Parsons de 2009 [52] (y, posteriormente, 2011 [53]), el de la OCDE de 2013 [3], el de Gao et al. [57], Yue et al. [29] o Zhang et al. [60]. Además, en el de Ko y Gao [46] se define el coste normalizado del ciclo de combustible nuclear como la división del valor actual neto entre la electricidad producida. Esto se utiliza también en el estudio de la OCDE de 1994 [44], en el estudio de Zhou et al. [50], entre otros.

2.1.2.7. Tendencias en los modelos internacionales y resumen

En los últimos años, la tendencia de los modelos internacionales está dirigiéndose hacia el estudio de alternativas de ciclos avanzados, donde, frecuentemente, los estudios analizan los costes del reactor de sodio (SFR) con piro-reprocesado, como el de Kim et al. o el de Zu et al., que estiman los costes del híbrido de fusión-fisión. Cada vez son más frecuentes los estudios que analizan los posibles costes de diversas tecnologías de reactores o reprocesado avanzado. Por tanto, al final de esta Sección 2.1, en el Apartado 2.1.4 se van a exponer cuáles son las tendencias internacionales en este tipo de tecnologías, que están siendo el mayor foco de investigación en el tema de energía nuclear y del ciclo de combustible nuclear.

Tabla 2-2: Resumen de los modelos internacionales

Estudio	Flujo de materiales		Probabilidad		Alcance		Costes
	Equilibrio	Dinámico	Determ.	Estoc.	Gen.	Part.	
OCDE 1994 [44]	X		X		X		NPV/E
Charpin et al. [47]	X		X			Francia	NPV
Harvard 2003 [20]	X		X		X		LCOE
BCG 2006 [21]	X		X		X		NPV
Ramana y Suchitra [25]	X		X			India	NPV
De Roo y Parsons [52] [53]		X	X		X		LCOE
Park et al. [45]	X		X			Corea	N/A
Ko y Gao [46]	X		X	X		Corea	NPV/E
Recktenwald y Deinert [23]	X		X	X		EEUU	NPV
OCDE 2013 [3]	X		X		X		LCOE
Brinton y Kazimi [51]		X	X		X	EEUU	NPV
Zhou et al. [50]	X		X		X		NPV/E
Kim et al. [41]	X			X	X		NPV
Kim et al. [55]		X		X		Corea	LFCC
Gao et al. [57]		X	X			China	LCOE
Ganda et al. [43]	X			X	X		LCAE
Zhang et al. [49]	X		X	X		China	LCOE
Choi et al. [59]		X	X		X		N/A
Kim et al. [48]	X		X			Corea	CAP
Kim et al. [54]		X		X	X		N/A
Gao et al. [58]		X	X			China	LCOE
Zhang et al. [60]		X	X			China	LCOE
Yue et al. [29]	X		X			China	LCOE
Chen et al. [27]		X	X			China	N/A
Krasnorutskyy y Kirsanova [42]	X		X			Ucrania	LC

Finalmente, para obtener una visión global de las tendencias internacionales en los modelos, en la Tabla 2-2 se resumen las principales características de varios modelos internacionales. Como

se puede observar en dicha tabla, los estudios que se están realizando son genéricos y/o no aplican directamente al caso español. Además, generalmente se estudia una sola opción de ciclo abierto frente a una o varias opciones de reprocesado, incluyendo o no tecnologías de reactor y/o de reprocesado avanzado. Sin embargo, para el caso español, resulta más interesante estudiar varias opciones de ciclo abierto, al ser ésta la estrategia actualmente escogida, y no estudiar tecnologías en investigación que añadirían mucha incertidumbre al modelo. Así, se puede concluir que este tipo de estudio no se ha realizado con anterioridad y, debido al cambio de contexto desde el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006, puede resultar de gran importancia un análisis de los costes de las opciones existentes actualmente.

2.1.3. Evolución de los costes del ciclo de combustible nuclear

Los modelos internacionales explicados anteriormente estiman los costes del ciclo de combustible nuclear. En función del tipo de modelo estudiado y de las hipótesis utilizadas para los costes, la estimación de los costes y la diferencia entre el ciclo abierto y el ciclo cerrado varían. De esta manera, podemos encontrar que algunos estudios determinan la diferencia entre el coste del ciclo abierto y el coste del ciclo cerrado entre un 15 y un 25% (Gao et al. 2015 [57], Ko y Gao 2011 [46], de Roo y Parsons 2009 [52] y 2011 [53]), mientras que otros indican que esta diferencia se encuentra entre un 5 y un 15% aproximadamente (OCDE de 2013 [3], BCG de 2006 [21], OCDE de 1994 [44], Rodríguez-Penalonga et al. de 2016 [63] y Charpin et al. de 2000 [47]). En algún caso particular, el coste del ciclo cerrado ha resultado favorecido con un menor coste que el ciclo abierto. Asimismo, se han dado casos concretos en los que los costes del ciclo cerrado superan enormemente a los costes del ciclo abierto. No obstante, no abundan estos resultados particulares.

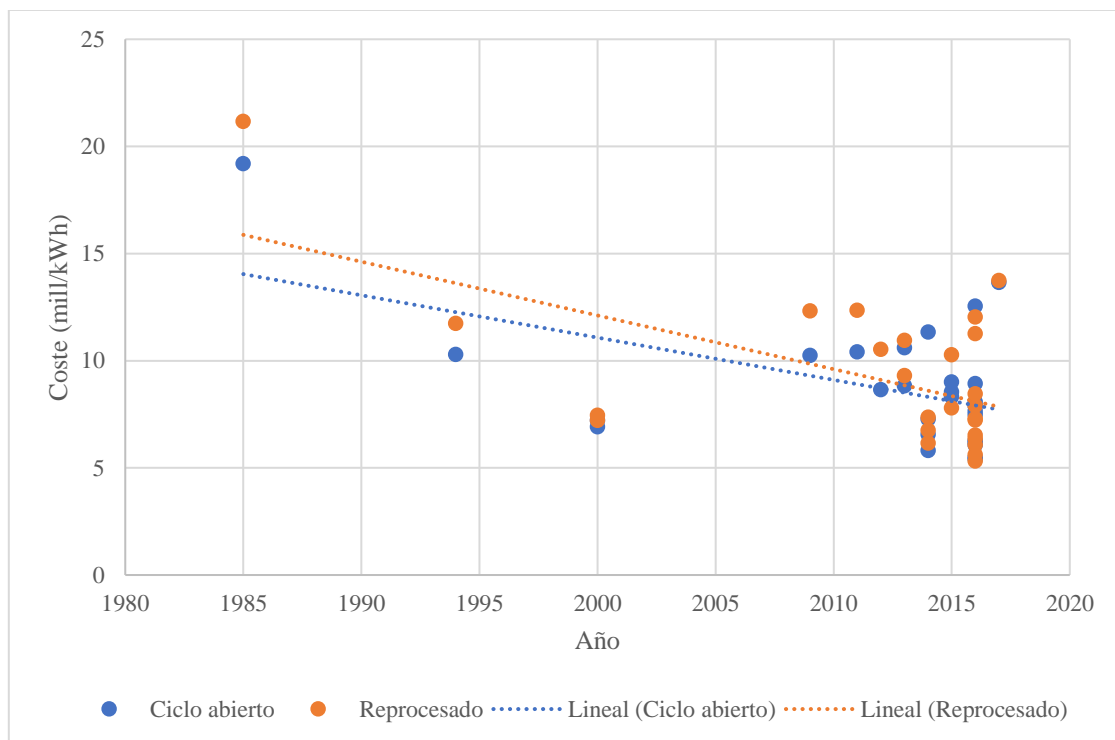


Figura 2-1: Costes del ciclo de combustible nuclear³

En base a los costes estimados por diversos estudios internacionales, se ha realizado un análisis de la evolución de los costes del ciclo de combustible nuclear en función de las diferentes

³ Fuente: elaboración propia [64]

estrategias, que se muestra en la Figura 2-1, donde los costes están actualizados a \$2019. Para el análisis, se han utilizado los estudios que muestran los costes normalizados en mill/kWh, para poder compararlos de manera directa: el estudio de la OCDE de 1985 [65], de 1994 [44] y de 2013 [3], el de De Roo y Parsons de 2009 [52] y de 2011 [53], Rodríguez-Penalonga et al. de 2016 [63], de Charpin et al. de 2000 [47], de Ko y Gao de 2012 [46], de Zhou et al. de 2014 [50], de Zhang et al. de 2016 [60], de Kim et al. de 2015 [41], el de Gao et al. de 2015 [57] y de 2017 [58] y el de Ganda et al. de 2016 [43].

La diferencia entre las pendientes de las curvas de tendencia de las gráficas viene explicada en la Figura 2-2, donde se muestran la tendencia de los costes del AGP y del reprocesado respectivamente. La relevancia de estas tendencias deriva del peso de estos costes sobre el coste de gestión del combustible nuclear gastado en ambas estrategias: el AGP conforma, generalmente, la mayor parte del coste de gestión del combustible nuclear gastado para el ciclo abierto, mientras que el coste del reprocesado es el que domina el coste de gestión para el ciclo cerrado.

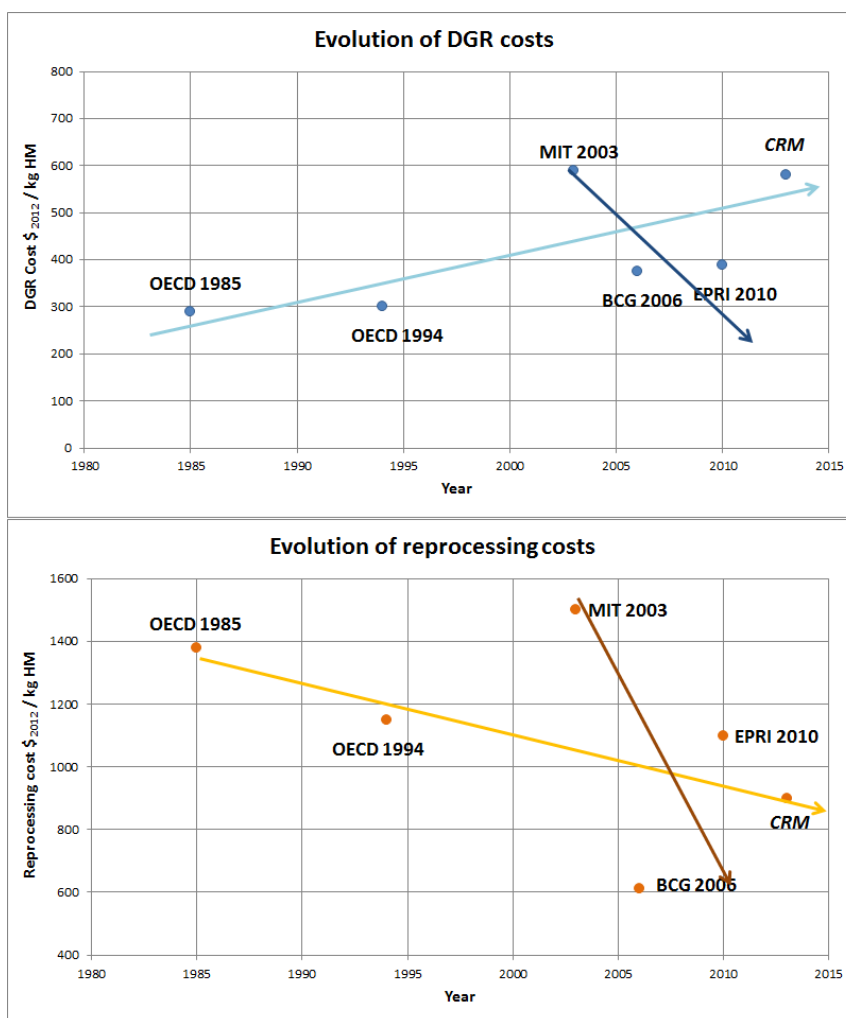


Figura 2-2: Tendencia de los costes del AGP y del reprocesado⁴

El coste de gestión del combustible nuclear gastado representa entre un 2-4% del coste de la energía nuclear, mientras que el coste de la parte inicial del ciclo se lleva entre un 7 y un 12% del peso total [3]. De esta manera, los costes de mayor peso dentro de la gestión del CNG no van a determinar la tendencia del coste del ciclo de combustible nuclear, pero sí pueden afectar.

⁴ Fuente: [66]

De esta manera, como se observa en la Figura 2-2, la tendencia del coste del AGP es creciente, mientras que la del coste del reprocesado es decreciente. Así, aunque esto no se traduce en que el coste del ciclo abierto tenga una tendencia creciente, sí resulta en una tendencia menos decreciente que en el ciclo cerrado, en donde el coste dominante tiene una tendencia decreciente.

No obstante, cuando se introduce la gestión del MOX irradiado en el coste, los costes de la estrategia pueden aumentar significativamente, ya que se estima que se requiere un mayor volumen del repositorio [52]. Por tanto, la opción más favorable para este escenario es el desarrollo de tecnologías avanzadas, tanto para reactores como para reprocesado, que puedan reprocesar y reciclar el MOX irradiado en nuevo combustible nuclear, aprovechando al máximo su potencial energético y reduciendo significativamente los residuos finales a gestionar, así como su radiactividad, emisión de calor y volumen. Las tendencias en investigación se explican en el siguiente Apartado.

2.1.4. Ciclos avanzados

En las últimas décadas ha ido aumentando la preocupación social por el cambio climático y por la sostenibilidad de la producción de energía eléctrica [5]. Esto, por un lado, ha llevado al desarrollo y la gran expansión de las energías renovables y, por otro lado, también ha fomentado la búsqueda de la sostenibilidad de la energía nuclear mediante ciclos de combustible nuclear avanzados, que resumen Silverio y Lamas en [68], o Andrianova et al. en [69]. Los objetivos de estos ciclos avanzados son los siguientes [70]:

- i) Mejor aprovechamiento de los recursos naturales, reduciendo el consumo de uranio natural y maximizando su potencial energético.
- ii) Disminución de la cantidad de residuos finales, tanto los de baja y media actividad, como los de alta actividad.
- iii) Reducción de la vida de los residuos finales, así como de su carga térmica y Radiotoxicidad.
- iv) Mantenimiento de la viabilidad económica.

En general, los estudios que se están realizando se centran en la separación y transmutación, donde se pueden distinguir dos partes complementarias en investigación: los nuevos tipos de reactores y las tecnologías de reprocesado avanzado. Éstas últimas se explicarán más en detalle en la Sección 2.3.

2.1.4.1. Partición y transmutación

La partición y transmutación (P&T en inglés – partitioning and transmutation) busca cumplir los objetivos anteriormente expuestos. Como su nombre indica, consiste en dos partes diferenciadas:

- i) La partición, o separación, que consiste en la extracción de determinados elementos del combustible nuclear gastado con el objetivo de reducir los residuos finales y utilizarlos de nuevo en reactores convencionales o avanzados, aprovechando el potencial energético. Como se puede observar, la partición consiste en tecnologías de reprocesado avanzado, que se verán en la Sección 2.3.
- ii) La transmutación, cuyo objetivo es transformar los isótopos de larga vida en isótopos estables de vida corta [40].

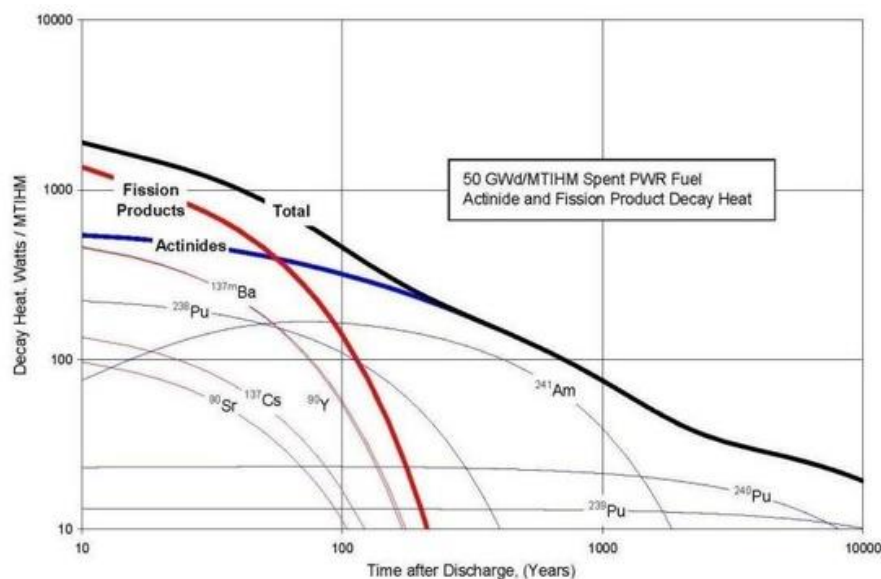


Figura 2-3: Potencia calorífica (W/MTHM) con el tiempo⁵

Como se puede observar en la Figura 2-4 y en la Figura 2-3, los diferentes isótopos que conforman el combustible nuclear gastado tienen comportamientos muy diferentes en cuanto a su radiactividad y potencia calorífica. Los productos de fisión más dominantes, como son el Cs y el Sr (en forma de ¹³⁷Cs y ⁹⁰Sr) son los responsables de la alta radiactividad y emisión de calor en el corto⁶ plazo. No obstante, tanto su actividad como su potencia calorífica decaen drásticamente a partir de los 100 años, llegando a niveles prácticamente nulos en pocos cientos de años.

Sin embargo, los actínidos tienen un comportamiento diferente. Aunque algunos isótopos del Pu tienen comportamientos más similares a los PF, la mayoría de los actínidos se caracterizan por tener una actividad y emisión de calor más moderada al inicio, pero con una reducción de éstas mucho más lenta, llevando a dominar el comportamiento del CNG en el largo plazo. De esta manera, actínidos como el neptunio, el americio o el curio son los principales contribuidores de la radiotoxicidad a largo plazo [72].

Por tanto, el objetivo de la transmutación es convertir los actínidos en productos de fisión, que pueden ser estables o, como en el caso del ¹³⁷Cs y ⁹⁰Sr, tener una actividad y potencia calorífica elevada que se reduce en unos pocos cientos de años.

La transmutación se puede conseguir de dos maneras: i) mediante reacciones nucleares, explicadas en la Sección I.2 o, ii) mediante el decaimiento de la radiactividad [72]. Los ciclos abiertos se basan en la segunda opción, almacenando el combustible nuclear gastado en un AGP durante cientos de miles de años hasta que la actividad decaiga a niveles seguros. No obstante, los períodos de vigilancia del combustible nuclear gastado en el AGP son extremadamente altos, tal y como se puede deducir de la Figura 2-4, lo que lleva a la búsqueda de alternativas que permitan reducir tanto la cantidad de residuos finales como el tiempo que será necesario vigilarlos. Es aquí donde entran los ciclos cerrados y las tecnologías avanzadas.

⁵ Fuente: [71]

⁶ Entendiendo corto plazo en relación a los períodos de tiempo que se manejan para el CNG.

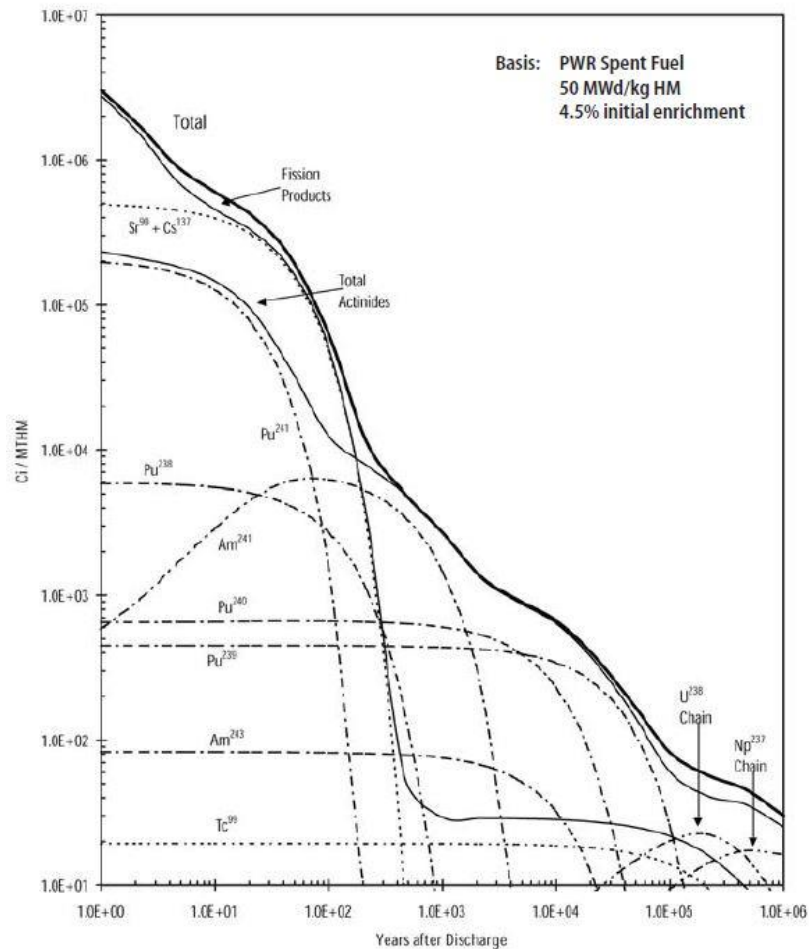


Figura 2-4: Evolución de la radiactividad de los diferentes isótopos del CNG (PWR) a lo largo del tiempo⁷

Las líneas de investigación actuales se centran en cuatro posibles tecnologías para realizar la transmutación: i) reactores térmicos actuales, especialmente PWR [72], [73] ii) reactores rápidos de IV Generación (mencionados y estudiados por la OCDE en 2006 [74] y 2011 [75], y diferentes estudios para tipos de reactores, que se explicarán más adelante, como el LFR de Nguyen et al. [76], SFR por Wallenius [77], Ernoult et al. [78] o Hu et al. [79] o el propuesto por Fujioka et al. [80]), iii) ADS (Accelerator driven systems), mencionado en los libros de “La Gestión del Combustible Nuclear Usado” de las Cortes Generales en 2011 [39] y 2015 [40], Silverio y Lamas [68], la OCDE [74] y Sahin et al. [81], entre otros; y iv) híbridos de fusión-fisión, estudiados por Sahin et al. [81], Hong y Kim [82], Kotschenreuther et al. [83], Salvatores [84], Velasquez et al. [85], Hong et al. [86], Velikhov et al. [87] o Plukiené et al. [88].

Transmutación en reactores térmicos actuales

La transmutación en los reactores térmicos actuales se lleva realizando ya varias décadas mediante la utilización de MOX como combustible. Esto forma parte del ciclo cerrado (o parcialmente cerrado) actual que se describió en la Sección I.5.2.2. No obstante, en el ciclo cerrado actual, solo se utilizan el U y el Pu, los cuales siguen teniendo un aprovechamiento bajo. Por tanto, el objetivo de estas nuevas líneas es la transmutación de los actínidos minoritarios en los reactores PWR actuales [72], tanto de Generación III (ejemplo: VVER-1000 [89]) como Generación III+ (ejemplo: y VVER-1200 [90]), utilizando tecnologías de reprocesado avanzadas que permitan mejor aprovechamiento del combustible.

⁷ Fuente: [7]

La motivación principal en la investigación de la transmutación en los reactores actuales es la disponibilidad y madurez de la tecnología, ya que las demás líneas de investigación cuentan con una escasa o nula experiencia a nivel industrial, siendo algunos de ellos aún diseños conceptuales. Algunos países estudian la utilización del MOX combinado con MA [73], mientras que otros se centran más en la utilización del torio (Th) para reducir la cantidad de uranio que se consume, debido a que cuentan con grandes suministros de este elemento, mientras que el U es más escaso y problemático [90].

Reactores rápidos de IV Generación

Los reactores rápidos son aquéllos cuyas reacciones de fisión ocurren con neutrones de alta energía. Éstos no son novedosos, ya que se llevan investigando varias décadas y sus inicios datan de los años 50-60 [39] [91], por lo que es una de las tecnologías más prometedoras para la transmutación. Actualmente, existe una gran variabilidad en la disponibilidad de la tecnología, ya que algunos reactores ya están disponibles comercialmente o a nivel de prototipo, como el BN-600, BN-800 en Rusia o el FBTR (Fast Breeder Test Reactor) en India, mientras que otros aún se están diseñando conceptualmente [88]. Otros países que también han construido y operado FBR son EEUU, Francia y Japón [88], [92].

En general, los reactores de IV Generación se definen como reproductores, es decir, que son capaces de producir más materiales físi­les de los que consumen. Además, estos reactores utilizan de forma completa el uranio, tanto el físi­l U-235 como el fértil U-238, y el plutonio, son capaces de extraer más energía del combustible y de transmutar los actínidos. Por todo esto, consiguen reducir notablemente el volumen de los residuos de alta actividad y su peligrosidad a medio plazo [39].

En el año 2000 se creó el Foro Internacional de VI Generación (GIF – Generation IV International Forum) [93], con el objetivo de coordinar el I+D en los reactores nucleares avanzados. Para ello, se seleccionaron seis tipos de reactores: reactores rápidos refrigerados por gas (GFR), reactores rápidos refrigerados con plomo (LFR), reactores rápidos de sales fundidas (MSR), reactores rápidos refrigerados por sodio (SFR), reactores rápidos supercríticos refrigerados por agua (SCWR) y reactores de muy alta temperatura (VHTR) [68], [88], [94].

Reactor refrigerado por gas (GFR)

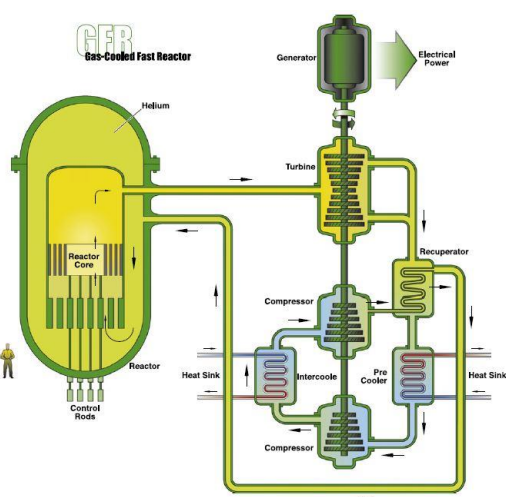


Figura 2-5: Reactor rápido refrigerado por gas⁸

El GFR es un reactor de alta temperatura refrigerado por helio con un ciclo de combustible cerrado. Las ventajas del refrigerante gaseoso son que es químicamente inerte y monofásico (elimina la ebullición), y tiene una baja moderación de neutrones. Los mayores desafíos vienen dados por la baja inercia térmica, que lleva a la pérdida de capacidad del refrigerante, acentuado por la baja densidad del gas, que impide la convección natural en el núcleo. [95] La Figura 2-5 muestra el diseño de este reactor.

⁸ Fuente: [68]

Reactor refrigerado por plomo (LFR)

Los LFR son reactores refrigerados por plomo (Pb) o un aleado de plomo y bismuto (Bi), de alta temperatura. Tanto el plomo como el aleado Pb-Bi son químicamente inertes y poseen propiedades atractivas. No obstante, tiene varios inconvenientes, como la necesidad de control químico del refrigerante para prevenir los efectos de erosión-corrosión, así como dificultades en la O&M por la opacidad y la alta temperatura del Pb. [95] La Figura 2-6 muestra el diseño de este reactor.

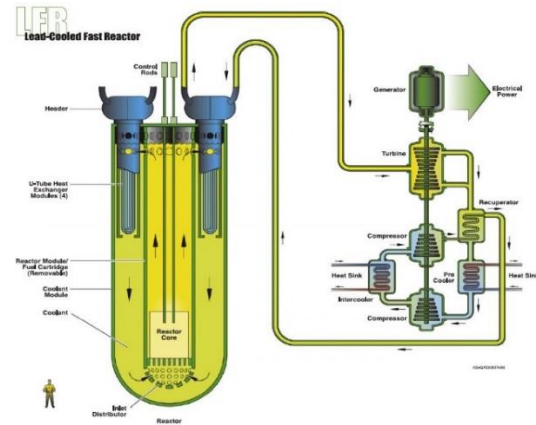


Figura 2-6: Reactor refrigerado por Pb⁸

Recientes investigaciones en reactores rápidos están viendo ventajas en el diseño de reactores LFR pequeños, con seguridad pasiva [77] y/o modulares con largos ciclos de combustible en el reactor [76]. Estas ventajas son: la posibilidad de utilizarlos en áreas pequeñas y fuera de la red, la resistencia a la proliferación al poder transportar el núcleo entero tras la irradiación y una mayor capacidad para transmutar los MA (hasta 40 veces más que un SFR de gran tamaño) [76], [77].

Reactor de sales fundidas (MSR)

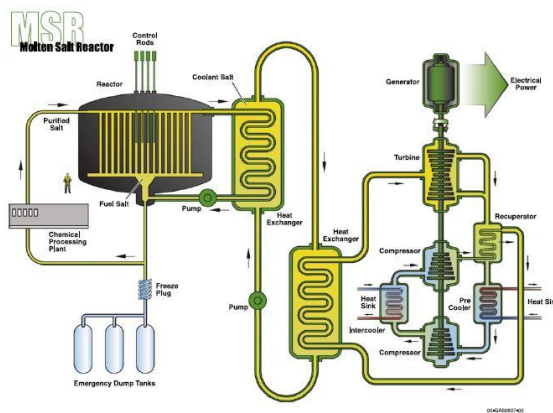


Figura 2-7: Reactor de sales fundidas⁸

Los reactores de sales fundidas se pueden dividir en dos subclases: i) aquéllos en los que el material fisible se disuelve en la sal fundida y ii) aquéllos en los que la sal fundida se utiliza como refrigerante. Para distinguirlos, los últimos suelen referirse como FHR (fluoride salt-cooled high-temperature reactor). [95]

Los MSR se iniciaron en la década de 1950 como reactores térmicos, pero desde 2005 las investigaciones se centran en el espectro

rápido (MSFR), utilizando las sales fundidas como combustible fluido y refrigerante.

Estos sistemas tienen características favorables, como su relativo bajo coste y tamaño compacto [88], pero aún se requiere investigación para vencer algunos obstáculos, como el análisis de la interacción del aire o el agua en caso de accidente severo, o tecnologías de prevención de liberación del tritio [95]. Es un reactor bastante investigado [88], [96]–[98].

Reactor refrigerado por sodio (SFR)

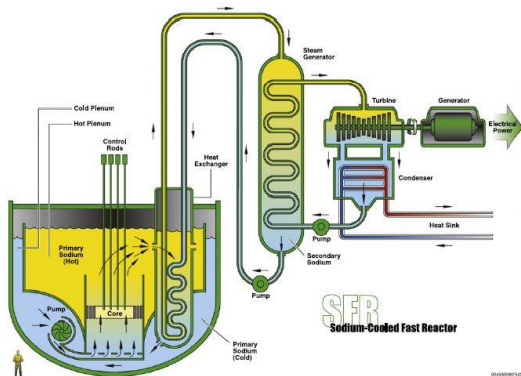


Figura 2-8: Reactor refrigerado por sodio⁸

Los SFR utilizan sodio líquido como refrigerante del reactor, lo que permite una baja presión en el sistema de refrigeración y una alta densidad de potencia con una baja fracción de volumen del refrigerante en el núcleo. Debido a las propiedades termoquímicas beneficiosas del sodio, el refrigerante principal tiene una inercia térmica significativa. Además, se consigue un amplio margen a la ebullición del refrigerante. [95]

No obstante, los mayores inconvenientes y objetivos en desarrollo son debidos a que el sodio reacciona con el agua, por lo que el refrigerante debe estar sellado, y al coeficiente de reactividad positivo, que puede causar un accidente de criticidad, por lo que se requiere desarrollar sistemas de seguridad pasivos. [94], [95]

Este tipo de reactor es el más desarrollado a nivel mundial (programas iniciados o en proceso en Francia, Rusia, Japón, China Corea...), por lo que la mayor parte de la tecnología básica ya está establecida [95]. Asimismo, es, probablemente, el reactor rápido con más investigación: Ko y Gao de 2012 [46], Park et al. de 2011 [45], OCDE de 2011 [75], Zhou de 2011 [28], Widder de 2010 [36], Fujioka et al. de 2019 [80], Ernoult et al. de 2019 [78], Hu et al. de 2019 [79], Buhmann y Kirchner de 2018 [94], You y Hong de 2017 [99] y Kooyman et al. de 2018 [100].

Reactor supercrítico refrigerado por agua (SCWR)

El SCWR es un reactor de agua ligera de alta temperatura y presión que opera por encima del punto crítico termodinámico del agua. Dependiendo del diseño puede ser térmico o rápido. Presenta ventajas con respecto a los actuales LWR, como aumento de la eficiencia térmica, reducción potencial de los costes de inversión por la reducción del tamaño de la turbina, mejor aprovechamiento del combustible. No obstante, cuenta con desafíos tecnológicos, como la necesidad de validar los modelos de transferencia de calor transitorios, la calificación de materiales y la demostración de los sistemas de seguridad pasiva.

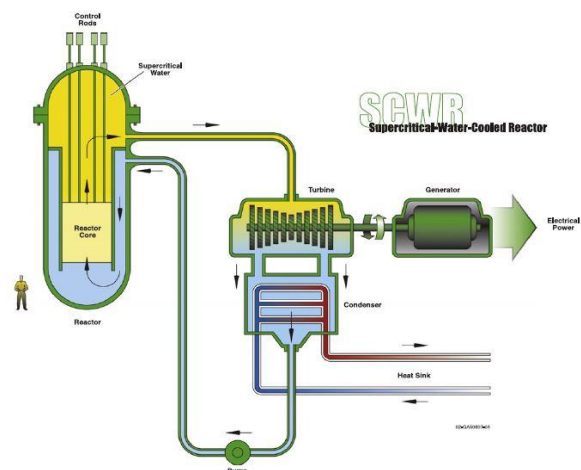
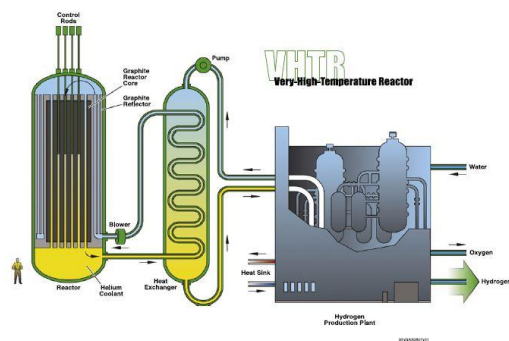


Figura 2-9: Reactor supercrítico refrigerado por agua⁸

Reactor de muy alta temperatura (VHTR)



El VHTR es el siguiente paso en el desarrollo de los reactores refrigerados por gas de alta temperatura. Es un reactor moderado con grafito, refrigerado por helio y un espectro térmico. Se puede utilizar para la producción de hidrógeno. No es reproductor y no se utiliza para reciclar, por lo que no se va a entrar en más detalle en sus características. [68], [95]

Figura 2-10: Reactor de muy alta temperatura⁸

Todos estos diseños tienen sus ventajas e inconvenientes. Sin embargo, a nivel mundial, las mayores preocupaciones alrededor de los reactores rápidos son la supercriticalidad, el coste económico, el tiempo necesario para que su desarrollo comercial sea efectivo y los posibles riesgos de proliferación derivados de la separación de actínidos y PF. [83], [94]

ADS

Los ADS están formados por un reactor subcrítico acoplado a un acelerador de partículas. Fueron inicialmente propuestos por C.D. Bowman en 1992 [101] y C. Rubbia en 1997 [102]. Son de gran interés internacional, ya que poseen una mayor flexibilidad y permiten incinerar plutonio, actínidos minoritarios e incluso productos de fisión, con un contenido prácticamente nulo de uranio, reduciendo la radiotoxicidad de los residuos nucleares en un factor de 100 [39], [68].

Además, también pueden ser utilizados como generadores de combustible (reactor reproductor), al igual que los reactores rápidos anteriormente explicados. Sin embargo, al tratarse de reactores subcríticos, esto se realiza de manera mucho más segura. Adicionalmente, los ADS poseen la ventaja de tener menos limitaciones en cuanto a la composición del combustible requerido, aceptando una fracción considerablemente más alta de Am que los reactores de IV Generación, y son más resistentes a las perturbaciones causadas, por ejemplo, por variaciones en la densidad del refrigerante. [40], [74], [82].

No obstante, los ADS sufren una significativa penalización en los costes debido al acelerador y a la estructura objetivo de espalación (producción de neutrones), y la experiencia en su operación es limitada a muy pocas instalaciones. Los principales proyectos de desarrollo en el mundo son en India, donde se centran en el uso del Th en ADS, el proyecto MYHRRRA, coordinado por el Centro de Investigación Nuclear de Bélgica, y existen proyectos y estudios en varios países, como en China. [77], [81], [88], [91]

Híbridos de fusión-fisión

Los híbridos de fusión-fisión empezaron a aparecer a mediados de la década de los 50, y nacieron a raíz de la fusión. La energía de fusión es significativamente más limpia que la de fisión, pero el desarrollo de la tecnología está aún en proceso y puede llevar algunas décadas hasta que los reactores de fusión pura estén disponibles y sean económicamente viables. Por tanto, el híbrido de fusión-fisión tiene como uno de sus principales objetivos el empezar a introducir la fusión de manera más factible. [81]

Así, los reactores híbridos de fusión-fisión consisten en una cámara de reacción de fusión cubierta por material fisionable. Los neutrones altamente energéticos producidos en la cámara de fusión pueden multiplicar la energía de fusión, producir combustible nuclear y transmutar los residuos nucleares de los reactores de fisión simultáneamente. Esto último evitaría la necesidad de

reprocesar el combustible gastado, con la consecuente reducción del riesgo de proliferación. [81], [83], [84]

Por esto, recientemente han vuelto a ser foco de atención en bastantes estudios, donde se analiza la viabilidad y el rendimiento de la transmutación [81], [88], la propuesta de ciclos en los que no se requiera reprocesado para un híbrido de fusión-fisión [82], [83], la comparación entre dos posibles sistemas de fusión-fisión [85], etc.

2.1.4.2. Ejemplos de ciclos avanzados

Diversos artículos e informes internacionales han estudiado la implantación de ciclos avanzados, con tecnologías diversas de reactores y reprocesado avanzado. En estos estudios, se suele incluir la comparación con el ciclo abierto y el ciclo *parcialmente* cerrado actual, o variaciones de éste. De esta manera, los ciclos que se suelen estudiar son:

- Ciclos tecnológicamente disponibles:
 - El ciclo abierto: visto en la Figura I-14, como referencia para la comparativa.
 - Ciclo *parcialmente* cerrado actual: visto en la Figura I-15, con el objetivo de analizar las ventajas de los ciclos avanzados en comparativa al ciclo actual.
 - Variación del ciclo *parcialmente* cerrado actual: el ciclo DUPIC⁹, que consiste en el uso directo del CNG de PWRs en reactores CANDU. En lugar de utilizar el reprocesado PUREX, separando el U y el Pu, se utiliza un proceso llamado OREOX (Oxidation and Reduction of PWR spent Oxide fuel), que es un proceso en seco que acondiciona y prepara el combustible para el uso en los reactores CANDU, del que se hablará más en detalle en la Sección 2.3.4 [29], [45], [46], [74]. La Figura 2-11 muestra el esquema del ciclo.

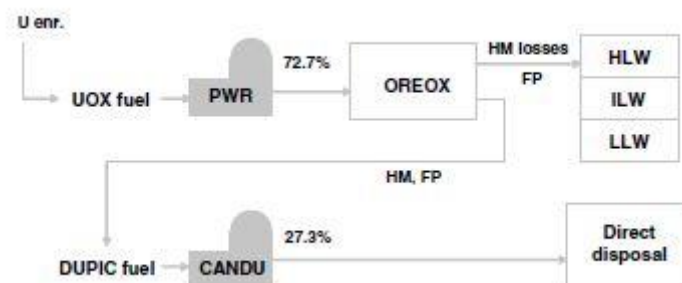


Figura 2-11: Ciclo DUPIC¹⁰

- Ciclos parcialmente cerrados: utilizan una combinación de tecnologías actualmente disponibles con otras que están en desarrollo para procurar reciclar algunos actínidos, como el Pu, el Am o el Cm. La OCDE presentó en su informe de 2006 varios ciclos, como el mostrado en la Figura 2-12. También se han visto opciones de reciclar actínidos en reactores PWR en estudios como [72], [73].

⁹ Del inglés: Direct Use of spent PWR fuel In CANDU reactors.

¹⁰ Fuente: [74]

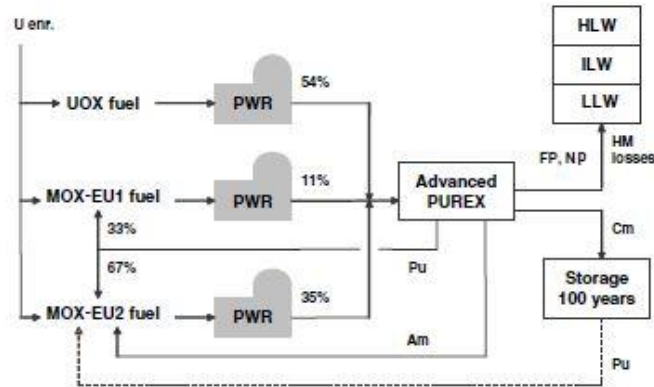


Figura 2-12: Reciclado de Pu y Am en PWR¹⁰

- Ciclos completamente cerrados: utilizan tecnologías de reprocesado avanzado junto con reactores rápidos o ADS. Debido a que estas tecnologías aún están en desarrollo, las incertidumbres suelen ser altas, y la mayoría de los estudios se centran en el funcionamiento y rendimiento de ciertas tecnologías concretas, como tipos de reactores o reprocesado, más que en el ciclo completo del combustible. No obstante, algunos estudios, como el de la OCDE o algunos artículos científicos, han estudiado el ciclo completo (Gao et al. 2015 [57], Ko y Gao 2012 [46], Park et al. 2011 [45], Yue et al. 2018 [29] y la OCDE en 2006 [74]). Ejemplos de estos ciclos se pueden sacar del estudio de la OCDE, que se presentan en la Figura 2-13, en la Figura 2-14 y en la Figura 2-15.

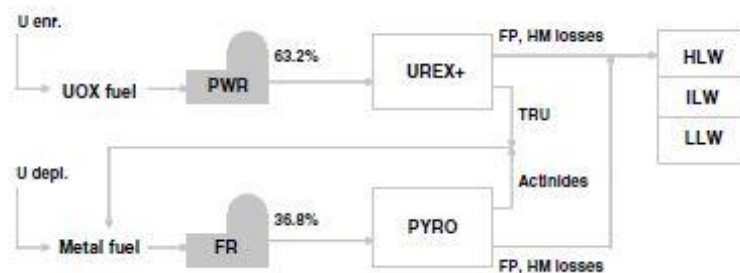


Figura 2-13: Ciclo cerrado con PWR y FR¹¹

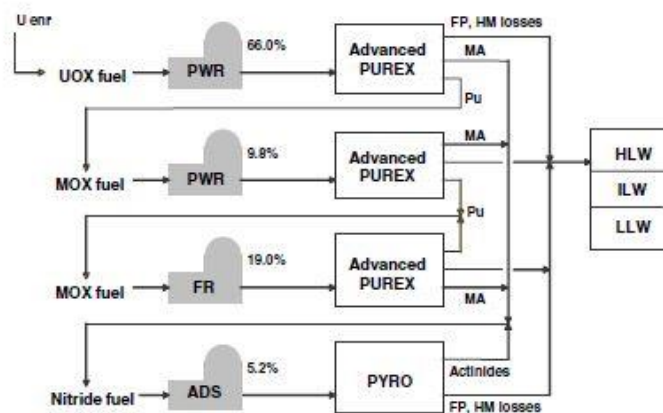


Figura 2-14: Ciclo cerrado con PWR, FR y ADS¹¹

¹¹ Fuente: [74]



Figura 2-15: Ciclo cerrado con solo FR¹¹

Todos estos ciclos están basados en tres posibles opciones: i) reciclado del U y Pu, con las tecnologías disponibles actualmente; ii) reciclado heterogéneo, para reducir la carga térmica de los residuos finales; y iii) reciclado homogéneo, con la extracción y reciclado conjunto de actínidos para reducir el riesgo de proliferación. La Figura 2-16 muestra estas opciones. [71]

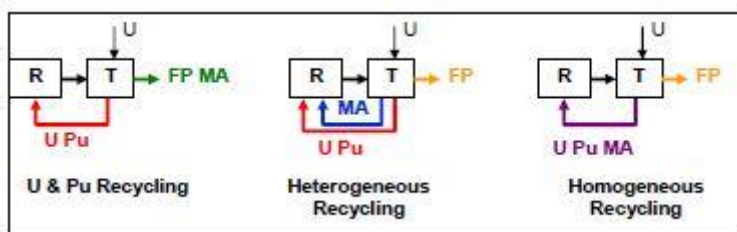


Figura 2-16: Estrategias del ciclo de combustible nuclear¹²

2.1.4.3. Beneficios de los ciclos avanzados

Como se ha visto en la sección anterior, la OCDE ha estudiado distintos ciclos avanzados, teniendo en cuenta la masa de metales pesados y la cantidad de transuránicos en los residuos finales, la potencia calorífica del combustible gastado y los RAA vitrificados, las necesidades de uranio natural, la evolución de la actividad de los residuos con el tiempo, la generación de residuos radiactivos y químicos, la gestión de los productos de fisión y de los residuos y, por último, las consecuencias económicas.

Los resultados obtenidos son de gran interés para continuar la investigación en los distintos ciclos avanzados, ya que, como se ha visto anteriormente, el objetivo final es la sostenibilidad de la energía nuclear. Por tanto, a continuación, se van a detallar las conclusiones más importantes de dichos estudios.

Efectos en los flujos de material

- Metales pesados: los ciclos avanzados pueden reducir el contenido de metales pesados en los residuos finales más de 3 órdenes de magnitud. Sin embargo, el volumen lo dominan los productos de fisión, por lo que sólo se verá afectado si se gestionan o reducen éstos.
- Productos de fisión: utilizando una estrategia donde todos los reactores son rápidos se consigue una reducción de la masa de los productos de fisión y, por tanto, del volumen, de un 30%.
- Transuránicos: los ciclos completamente cerrados pueden alcanzar una reducción de los elementos transuránicos del orden de 100 veces, que es el objetivo de las estrategias de separación y transmutación. No obstante, los ciclos parcialmente cerrados son más fáciles de implementar, aunque no llegan a esta cifra.

¹² Fuente: [71]

- Plutonio: según la estrategia del ciclo avanzado que se siga, se pueden eliminar por completo o reducir considerablemente los flujos de Pu separado, pero reciclándolo igualmente, reduciendo de esta manera el riesgo de proliferación.
- Uranio natural: la reducción de la demanda de uranio natural se ha estimado desde un 10% para estrategias avanzadas usando PWR, hasta dos órdenes de magnitud para estrategias que utilizan sólo reactores rápidos.

Efectos en la potencia calorífica

El efecto a largo plazo del cierre del ciclo de combustible nuclear es la reducción de la potencia calorífica de los residuos finales. Los mayores contribuidores a la carga térmica de los residuos son el Pu, el Am, el Cs y el Sr, siendo los dos primeros actínidos, cuya potencia calorífica se mantiene alta durante períodos de tiempo largos, y los segundos productos de fisión, cuya potencia calorífica se reduce drásticamente en los 100 primeros años, tal y como se podía observar en la Figura 2-3, donde se muestra la evolución de la potencia calorífica de los diferentes subproductos del CNG a lo largo de los años.

De esta manera, el reciclaje y la gestión de estos elementos pueden reducir la potencia calorífica final de los residuos:

- Actínidos: el reciclaje de Np y Pu en reactores térmicos de agua ligera aumenta la emisión de calor de los actínidos, pero, en sistemas de espectro rápido, los ciclos cerrados pueden alcanzar una reducción de la potencia calorífica de varias órdenes de magnitud. Sin embargo, no se puede aprovechar el potencial de reducción de grandes cantidades de calor si no se mitiga el calor producido por los productos de fisión en paralelo.
- Productos de fisión: aumentando el período de enfriamiento de los productos de fisión de 50 a 200 años se puede alcanzar una reducción de la potencia calorífica de los RAA desde 17 hasta 30 veces comparado con las tecnologías actuales.

Efectos en el número de contenedores

La separación y almacenamiento temporal del Cs y el Sr puede reducir el número de contenedores de RAA vitrificados de un 25 a un 40%. Este número puede ser reducido en mayor medida optimizando la gestión de todos los productos de fisión.

Efectos en el volumen del repositorio

El tamaño del repositorio final está ampliamente ligado a la carga térmica de los residuos finales. Por tanto, al reducir la potencia calorífica, el tamaño del repositorio se va a ver reducido considerablemente. Otros factores que pueden afectar son el número de contenedores y el volumen de estos residuos, aunque tienen un efecto bastante mayor. De esta manera, en [79] se estima que el tamaño del repositorio se puede reducir desde un 81% a un 86,5% al implementar un ciclo cerrado con reactores rápidos, en concreto SFR.

Efectos en la radiotoxicidad y la vida media de los residuos

Al eliminar gran parte de los isótopos altamente radiactivos y de larga vida, como son los del uranio, el plutonio, americio, curio o neptunio, los ciclos avanzados consiguen reducir significativamente la radiotoxicidad y la vida media de los residuos finales, lo cual es fundamental para su gestión segura.

En la Figura 2-4 se mostraba el desglose de la radiactividad en Curios (Ci) a lo largo del tiempo para diversos isótopos que conforman el combustible irradiado de un PWR. Como se puede comprobar, los productos de fisión dominantes tienen una mayor radiactividad inicialmente, pero ésta decrece muy rápidamente a partir de los 100 años. Sin embargo, en el caso de los actínidos

sucede lo contrario: aunque comienzan con menor radiactividad, ésta tarda más tiempo en reducirse. Por tanto, productos de fisión como el Sr y el Cs aportan una gran radiactividad inicialmente, que se reduce en su práctica totalidad en períodos de tiempo mucho más cortos que otros isótopos. De esta manera, se encuentran claras ventajas en su gestión por separado, ya que la radiactividad y la carga térmica inicial del CNG será menor, reduciendo así el tamaño del AGP, y, además, la gestión de estos productos de fisión podría realizarse en almacenes diseñados para vidas de 300 años, en lugar de guardarlos en un AGP durante un millón de años.

- Radiotoxicidad: las estimaciones para diversos estudios sobre ciclos avanzados, incluyendo reactores rápidos (como el refrigerado por sodio), señalan que la radiotoxicidad puede reducirse a un 18% de la original, o incluso a un 13% cuando se reciclan transuránicos [79].
- Vida media: se ha determinado que esta reducción puede ser de varios órdenes de magnitud, pasando de unos períodos de tiempo de gestión desde los cientos de miles de años originales del CNG a miles de años (OCDE de 2006 [70] y 2011 [75], Widder 2010 [36]).

La Figura 2-17 muestra el potencial de reducción de la radiotoxicidad en sieverts (Sv) por tHM y de la vida media de los residuos con el uso de ciclos avanzados y el reprocesado avanzado. Se puede comprobar cómo la vida media de los residuos se puede llegar a reducir muy drásticamente y la radiactividad alcanzar los niveles del uranio natural en unos cientos de años, en lugar de cientos de miles de años.

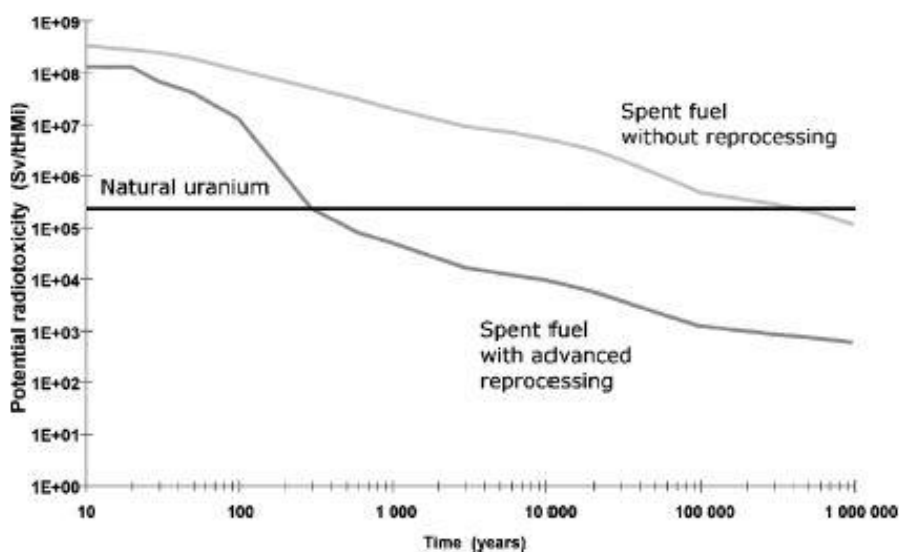


Figura 2-17: Potencial reducción de la radiotoxicidad (Sv/tHM) con el reprocesado avanzado¹³

Efectos económicos

El estudio de la OCDE de 2006 sacó las siguientes conclusiones con respecto a los efectos económicos de los ciclos avanzados estudiados:

- Los costes totales están dominados por los costes de inversión del reactor.
- Los costes del ciclo del combustible pueden variar por un factor de 2.
- El precio del uranio natural es importante para el ciclo abierto, pero para las tecnologías con reprocesado y reciclado, su impacto es moderado.

¹³ Fuente: [36]

- El coste de la gestión del combustible nuclear gastado representa un porcentaje tan pequeño que las incertidumbres no tienen un impacto significativo en el coste total.
- Los costes adicionales de separación y almacenamiento temporal de los productos de fisión (como el Cs y el Sr) resultan en un aumento del 5 – 10% de los costes totales.
- Las simulaciones de Monte Carlo muestran que, eventualmente, los ciclos avanzados pueden resultar económicamente más viables que el ciclo abierto.

Para estimar la tendencia de los costes de los ciclos avanzados, se ha realizado un análisis igual al realizado para el ciclo abierto y el ciclo cerrado en la Sección I.5.2.3. De esta manera, la Figura 2-18 muestra la evolución de los costes actualizados a 2019 de diversos estudios que han estimado los costes de los ciclos avanzados: OCDE de 2013 [3], el de De Roo y Parsons de 2009 [52] y de 2011 [53], Rodríguez-Penalonga et al. de 2016 [63], de Ko y Gao de 2012 [46], de Zhou et al. de 2014 [50], de Zhang et al. de 2016 [60], de Kim et al. de 2015 [41], el de Gao et al. de 2015 [57] y de 2017 [58] y el de Ganda et al. de 2016 [43].

Como existe una alta incertidumbre en los costes de los ciclos avanzados, debido a que las tecnologías están en desarrollo o no se han aplicado aún a nivel comercial, en los estudios que estiman sus costes, éstos suelen ser más elevados que los ciclos convencionales, y como toda tecnología emergente, la tendencia de los costes puede ser ascendente. No obstante, como se ha observado en el caso de los costes del reprocesado en la Figura 2-2, la madurez de las tecnologías se suele traducir en una drástica reducción de sus costes. Por tanto, tal y como concluía el estudio de la OCDE, los ciclos avanzados pueden llegar a ser más viables que los convencionales.

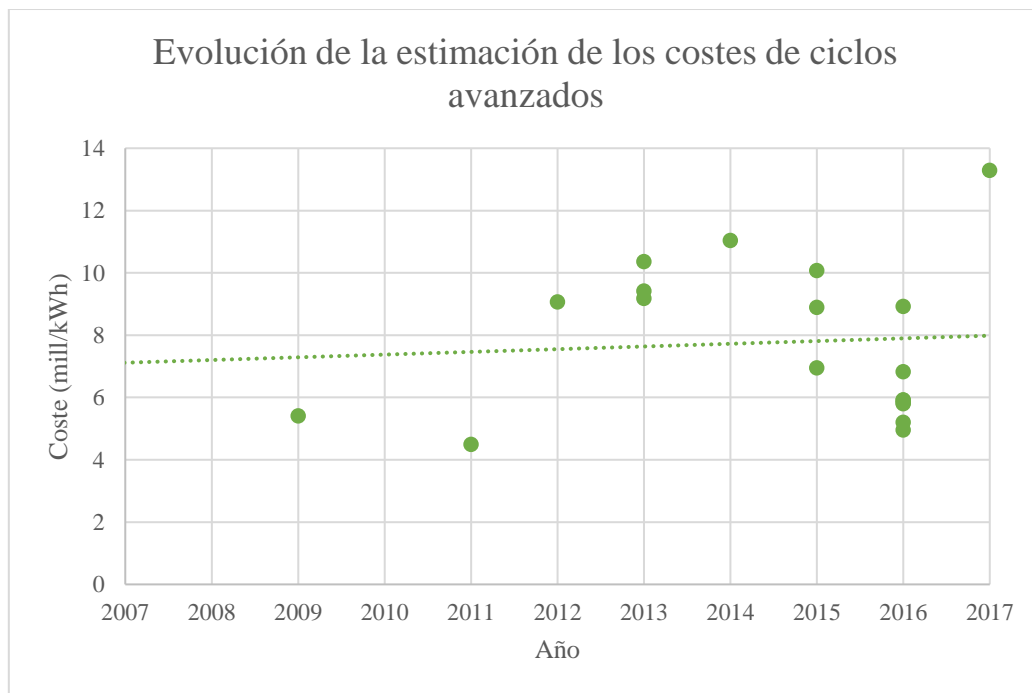


Figura 2-18: Evolución de la estimación de los costes de los ciclos avanzados¹⁴

2.1.4.4. Inconvenientes de los ciclos avanzados

Los ciclos avanzados se presentan con una serie importante de ventajas con respecto a los ciclos convencionales, tal y como se ha visto anteriormente. No obstante, y, en gran medida, debido a que aún están en fase de desarrollo, presentan una serie de inconvenientes.

¹⁴ Fuente: elaboración propia en [64]

En primer lugar, tal y como se ha visto, el tema de la viabilidad económica de los ciclos avanzados es un tema de alto interés, y esa incertidumbre se presenta como uno de sus mayores inconvenientes. En [103] se plantea una metodología para realizar la estimación de cuándo los reactores rápidos serán competitivos con los LWR. Asimismo, el tiempo de implantación de los ciclos avanzados, en forma de reactores o de reprocesado avanzado, también son de alto interés y preocupación.

En segundo lugar, un tema ampliamente discutido a nivel internacional, ya comentado en la Sección I.5.2.3, es el riesgo de la proliferación. De esta manera, algunos ciclos avanzados implican la separación de algunos actínidos como el Pu o el Np, que son susceptibles de ser utilizados para la proliferación de armas nucleares [94]. También se está estudiando la posibilidad de no separar estos actínidos, pero se ha visto que el reciclado de alguno de ellos (como el Am) es más eficiente de forma heterogénea que homogénea [100].

Por tanto, los ciclos avanzados siguen siendo un tema en estudio donde se está valorando, por un lado, la maximización del aprovechamiento de los recursos energéticos y de la reducción del volumen, radiotoxicidad y vida de los residuos finales; y, por otro lado, la reducción del riesgo de proliferación.

Asimismo, en relación con el riesgo de proliferación, otra de las preocupaciones de los ciclos avanzados es el tiempo que puede llevar deshacerse de todos los actínidos separados, en especial el Pu, aunque se implementen ciclos avanzados. Se estima que pueden tardar de 100 a 150 años en desaparecer los stocks de Pu [27], [94].

2.2. Almacenamiento temporal

El almacenamiento temporal es la etapa intermedia que precede a la disposición final del combustible nuclear gastado o los residuos vitrificados de alta actividad procedentes del reprocesado. Su objetivo principal es mantener los residuos de forma segura y monitorizada mientras permiten un decaimiento de su actividad y se refrigeran para la disipación de calor necesaria para el almacenamiento definitivo y a la espera de su disposición final.

2.2.1. Clasificación de los almacenes temporales

Los almacenes temporales pueden estar ubicados dentro del propio emplazamiento de la central o fuera de éste. En primer lugar, los almacenes que se encuentran en el emplazamiento de una central se conocen como Almacén Temporal Individualizado (ATI). Éstos están diseñados para albergar el combustible extraído de los reactores de la propia central, y se distinguen dos posibilidades de localización: dentro del edificio del reactor o fuera de éste. No obstante, generalmente, al almacenamiento dentro del edificio del reactor se le conoce directamente como *piscinas* y los almacenes localizados fuera del reactor se nombran directamente como *ATI*.

En segundo lugar, los almacenes que se encuentran ubicados fuera de las centrales nucleares se conocen como Almacén Temporal Centralizado (ATC) y están diseñados para albergar el combustible irradiado de varias centrales nucleares y monitorizarlos de manera conjunta. Por tanto, son almacenes de mucha mayor capacidad que los ATIS. A día de hoy, existen tres grandes proyectos de construcción de ATC en el mundo: Japón, Rusia y España, siendo el de Rusia el almacén en seco más grande que se haya construido [35]. Sin embargo, el proyecto de ATC en España está paralizado y se desconoce si finalmente se llevará a cabo.

De esta manera, existen tres tipos principales de almacenamiento temporal: las piscinas, los ATIS y el ATC. Las piscinas son lo que se conoce como *almacenamiento húmedo* y los ATIS y el ATC son tipos de *almacenamiento en seco*. A continuación, se van a explicar cada una de las tecnologías.

2.2.1.1. Almacenamiento húmedo

Las piscinas de la central están situadas en el edificio del reactor y es donde se descarga el combustible nuclear irradiado tras ser extraído del reactor. Independientemente de la estrategia de gestión que se vaya a llevar a cabo, el almacenamiento temporal en piscinas es ineludible, ya que es necesario para la disipación de calor suficiente para poder manejar o almacenar en seco el CNG.

El agua de las piscinas tiene la doble función de disipar el calor y de actuar como blindaje, por lo que la actividad permanece encapsulada mientras el combustible permanezca intacto [104]. Sin embargo, el agua también tiene inconvenientes, ya que al ser un excelente moderador, existe la posibilidad de criticidad [105].

La estructura de las piscinas de almacenamiento de combustible nuclear gastado es de hormigón con revestimiento de acero inoxidable. Típicamente, el sistema de almacenamiento consta de varios módulos de bastidores (racks) que están sumergidos bajo el agua. Cada módulo contiene celdas de almacenamiento colocadas en una estructura de rejilla soldada. Los módulos se instalan lo más cerca posible los unos de los otros y de la pared de hormigón, para maximizar la capacidad de almacenamiento. Asimismo, los módulos suelen estar situados en posiciones independientes, para reducir los efectos del estrés térmico causados por la diferencia de temperaturas y las condiciones límite.

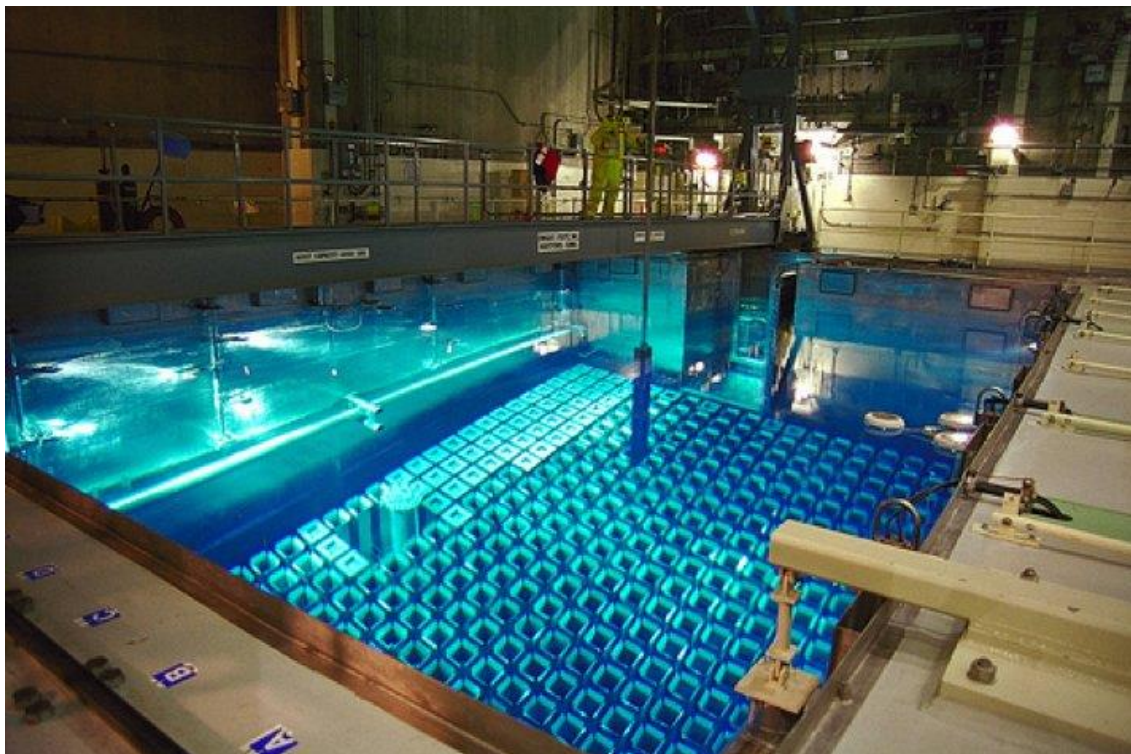


Figura 2-19: Piscina para el almacenamiento del combustible nuclear gastado

En cuanto a los sistemas de refrigeración convencionales en las piscinas, éstos son sistemas activos, es decir, que requieren alimentación eléctrica continua para mantener la temperatura por debajo de 50°C. En caso de un apagón, las centrales cuentan con sistemas redundantes para garantizar la refrigeración del combustible. No obstante, en el evento de que estos sistemas fallen también, la temperatura de la piscina comenzaría a elevarse hasta llegar al punto de ebullición, causando la exposición de las barras de combustible al aire. Esta exposición, junto con el sobrecalentamiento del combustible, dañaría los componentes de las barras, llevando a fugas de radionucleidos al medio ambiente. [106]

Esto fue lo que sucedió en el accidente de Fukushima. Debido a la combinación de los desastres naturales ocurridos, hubo un apagón en la central y los sistemas de generación eléctrica redundantes fallaron, por lo que el calor residual generado por el combustible nuclear gastado no pudo ser debidamente refrigerado, causando la fusión de parte del combustible [107]. Asimismo, la fusión del recubrimiento de Zircaloy causó una explosión de hidrógeno [108].

A raíz de estos acontecimientos, se han implementado medidas de seguridad adicionales en las piscinas que aseguren que la temperatura del combustible irradiado nunca supere el rango máximo de 50 a 90°C que garantiza su integridad. Actualmente, se están realizando estudios en diferentes condiciones (normales, anormales y accidentes) [109] y se están analizando diversas medidas para garantizar la correcta refrigeración del combustible ante diversos eventos. La mayoría de los estudios, se basan en sistemas de refrigeración pasivos. De la Rosa et al. estudian el impacto de la posición de los elementos combustibles ante la pérdida de refrigerante de la piscina [110], y Chen y Yuann exponen en [111] el caso del diseño de la piscina superior del Mark-III para garantizar la integridad del combustible ante pérdidas del refrigerante a causa de un accidente. Lai et al. [106] y Kusuma et al. [107], entre otros, han estudiado diseños de tubos de calor, asistidos por gravedad en [106], un diseño vertical en [107], para la refrigeración pasiva de la piscina. Ambos muestran resultados prometedores. Huang et al. han considerado la importancia de obtener una evaluación de desempeño más realista, por lo que en [112] han llevado a cabo un cálculo integrado de los tubos de calor en forma de termosifón.

Asimismo, en lo que respecta al diseño de la piscina, diversos estudios están investigando variaciones en la estructura para eventos que ocurran por encima de las condiciones de diseño, como fue en el caso del terremoto en Fukushima. Los módulos de la piscina, en este evento, pueden sufrir deslizamientos, vuelcos y colisiones, pudiendo dañar la integridad estructural de los racks y el combustible. De esta manera, González Merino et. al han estudiado la respuesta sísmica de los racks de manera experimental mediante tests de vibración [113], mientras que Oh et al. proponen un diseño con doble estructura para evitar los deslizamientos y vuelcos y garantizar la refrigeración natural de la piscina. [108]

No obstante, estos estudios aún no se han llevado a la práctica a nivel industrial. Por otro lado, los almacenes de este tipo requieren operación continua para la refrigeración, filtración, limpieza y sistemas de muestreo, lo cual resulta en que los costes de operación y mantenimiento sean mucho mayores que los del almacenamiento en seco [105]. Por tanto, la tendencia desde hace varios años, que se ha visto incrementada por el accidente de Fukushima, es el traslado del combustible nuclear irradiado desde las piscinas de la central a un almacén en seco (individualizado o centralizado), lo que reduce drásticamente la posibilidad de un incendio en las piscinas en caso de que se produzca pérdida de refrigerante, tal y como se temió que ocurriese en Japón tras el accidente [114].

2.2.1.2. Almacenamiento en seco

Originalmente, el almacenamiento en seco estaba asociado con la investigación del combustible del reactor, como es el caso de Canadá en 1960. Más adelante, en 1970, se construyó el primer almacén en seco para combustible gastado en el Reino Unido. Sin embargo, el interés decayó y no fue hasta 1987 cuando se construyeron las primeras instalaciones de almacenamiento de mayor tamaño [35] [105].

Con los años, en diversos países se fueron desarrollando diferentes tecnologías de almacenamiento en seco. Al principio, estos sistemas tenían un único objetivo: el almacenamiento del combustible hasta la siguiente etapa del ciclo de combustible nuclear. Sin embargo, más adelante se desarrollaron los sistemas de doble propósito: almacenamiento y transporte, y sistemas multipropósito, que, además, permiten el almacenamiento definitivo. [35]

A nivel internacional, las tendencias para adoptar una u otra tecnología de almacenamiento en seco varían de un país a otro. Canadá, como se ha visto, fue uno de los pioneros del almacenamiento en seco [35] [105]. Sin embargo, desde que Alemania decidió dejar de reprocesar y, fundamentalmente, desde que decidió abandonar la energía nuclear en 2011, planificaron la construcción de 800 contenedores de doble propósito en los siguientes 15 años, convirtiéndose en uno de los países líderes en esta tecnología [33], con contenedores como el CASTOR (doble propósito) [115] o CONSTOR (multipropósito).

De esta manera, las tecnologías de almacenamiento en seco se han ido extendiendo a nivel global y, actualmente, un 73% de las instalaciones de almacenamiento del CNG en operación son de tipo seco. Tal y como se ha explicado anteriormente, estas instalaciones pueden estar ubicadas dentro de la propia central (ATI) o en una localización exterior centralizada, común para varias centrales (ATC).

Tecnologías de almacenamiento en seco

Hoy en día, las instalaciones de almacenamiento en seco pueden ser clasificadas en dos tipos: almacenamiento en edificios (o sistemas de bóvedas), mostrado en la Figura 2-20, y almacenamiento en losa (o sistemas de contenedores), mostrado en la Figura 2-21. [35], [116] Las instalaciones en edificios, al ser cerradas, no requieren un control de las temperaturas externas y pueden tener un sistema central de refrigeración. No obstante, también se ha demostrado que, en

los almacenamientos en losa, abiertos a la atmósfera, las fluctuaciones en la temperatura atmosférica tienen un efecto despreciable sobre el CNG. [116]

Standring et al. describen en [35] las características de cada tipo de almacenamiento en seco:

- Almacenamiento en edificio (Sistemas de bóvedas): “conjunto de espacios de almacenamiento en el interior de un edificio de hormigón armado, que proporciona el blindaje. La evacuación del calor se alcanza por convección natural de gas inerte o aire, que se descarga a la atmósfera o se transfiere a través de un sistema de eliminación de calor secundario.”



Figura 2-20: ATI Tipo edificio (Trillo)

- Almacenamiento en losa (sistemas de contenedores):



Figura 2-21: ATI Tipo losa¹⁵

- “Silos: son estructuras de hormigón armado modulares o monolíticas. El hormigón proporciona blindaje y la contención se consigue mediante: i) una vasija metálica interna integral (revestimiento), que puede sellarse después de la carga del combustible, o ii) una cápsula separada de metal sellada. La evacuación del calor en un sistema sellado se consigue mediante conducción a través de las paredes de hormigón. En un sistema ventilado, se consigue mediante convección natural. El CNG puede almacenarse tanto vertical como horizontalmente. La carga de combustible en los silos siempre se lleva a cabo en el lugar de almacenamiento.”
- “Contenedores metálicos: pueden utilizarse para transporte, almacenamiento y, potencialmente, la eliminación final del CNG. Se fabrican de acero forjado, hierro fundido nodular o una estructura de sándwich de acero / plomo. En el interior contienen una cesta interna o una cápsula metálica sellada para alojar los elementos combustibles. Los contenedores metálicos generalmente tienen un sistema de cierre de doble tapa que puede atornillarse o sellarse y se puede monitorizar para controlar la temperatura y la estanqueidad. Algunos de estos contenedores tienen licencias tanto para almacenamiento como para el transporte.”

¹⁵ Fuente: [117]

- “Contenedores de hormigón:
 - Sistema similar al contenedor metálico, excepto que el blindaje lo aporta el hormigón (por tanto, se reducen los costes) y suelen estar soldados. Estos sistemas están capacitados para el almacenamiento y el transporte.
 - Estructuras grandes de hormigón móviles con una única cavidad de almacenamiento. Generalmente se utiliza una cápsula soldada para la contención del combustible, que se carga en el reactor y después se traslada a la estructura de hormigón. Estos sistemas son solo de almacenamiento, pero la cápsula interna es transportable utilizando un contenedor de transporte. La cápsula metálica se suele refrigerar mediante la convección natural del aire atmosférico.”

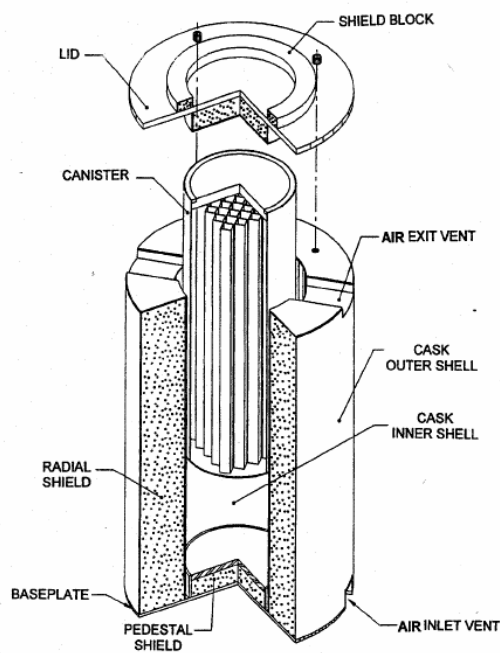


Figura 2-22: Dibujo esquemático de un contenedor HI-STORM 100¹⁶

La tendencia actual, por la eficiencia del sistema y la reducción de los costes, es la utilización de contenedores de hormigón (uno de los más utilizados es el HI-STORM-100, que se puede ver en la Figura 2-22) con cápsula multipropósito para el almacenamiento, transporte y almacenamiento definitivo. Este sistema es el que utilizan Wu et al. en [119], Sichani et al. en [120], Alyokhina en [117], etc.

Dependiendo del país, el almacenamiento temporal en seco estaba inicialmente pensado para 20 [120] o 40 años [34]. No obstante, debido a los retrasos en la construcción de almacenes definitivos o del consenso respecto a la estrategia para la gestión final del CNG, se está teniendo que prolongar el almacenamiento temporal en un rango de 60 a 100 años [34]. Si bien, tal y como señala Spykman en [34], exceder los 40 años fijados en la licencia no implica que el período técnico de almacenamiento se haya excedido.

Sin embargo, debido al prolongamiento del almacenamiento temporal, se hace más necesaria la realización de diferentes tipos de análisis para mantener la seguridad y la integridad del CNG. De esta manera, se está estudiando el efecto del almacenamiento prolongado en los contenedores, analizando el daño por corrosión, la integridad del revestimiento [34], la integridad del CNG y de las cápsulas en caso de que se vuelque algún contenedor (por fenómenos naturales como terremotos, huracanes, etc. [120] o accidental [121]), o los efectos de un accidente extremo, como el choque de un avión [122]. También, en otros estudios, como [123], se está modelando la extracción de calor de los residuos almacenados en los contenedores sin ventilación (en diversas condiciones) para almacenamientos en losa hasta un período de 300 años de almacenamiento temporal.

Asimismo, se ha comprobado que en condiciones de no accidente, la carga térmica de los residuos se reduce significativamente los primeros 50 años, para luego reducirse más gradualmente y que

¹⁶ Fuente: [118]

la temperatura máxima de las barras de combustible no excede en ningún caso el límite establecido. Sin embargo, algunos estudios están analizando el efecto de diversos diseños, tales como añadir ondulaciones en la pared o aletas semicirculares [124], para mejorar la capacidad de refrigeración pasiva. Adicionalmente, es de alta importancia analizar la capacidad de refrigeración de los contenedores en caso de accidente y/o bloqueo de los canales de ventilación [117], así como diferentes métodos para monitorizar los contenedores sin que haya riesgo de fugas (se propone un sistema wireless en [119], y se estudian varios, como por termografía o acústicos en [125]) y de examinar el contenido de los contenedores para garantizar su integridad y que no se ha dañado o degradado el combustible [126], tema también destacado por el CIEMAT en [127]. También se han analizado las dosis de radiación en los contenedores en función de diferentes geometrías [128].

Finalmente, debido a la tendencia global hacia el almacenamiento en seco, se están realizando estudios para determinar el tiempo óptimo que debe mantenerse el combustible en la piscina antes de trasladarlo al almacenamiento en seco teniendo en cuenta diferentes consideraciones, como las paradas programadas de recarga de combustible, las concentraciones isotópicas del CNG, los costes de almacenamiento, las características del CNG (enriquecimiento inicial, grado de quemado, tiempo de enfriamiento en la piscina...), etc. Al Saadi et al. estudian los costes de diferentes estrategias respecto al tiempo de almacenamiento temporal en piscinas y en seco en [129] y en [130], Gomes et al. desarrollan en [131] una metodología para optimizar el almacenamiento temporal teniendo en cuenta diferentes variables.

Ventajas e inconvenientes del ATI y del ATC

La localización de los distintos tipos de almacenes de combustible nuclear gastado presenta algunas ventajas e inconvenientes, que, según la tendencia política y social de cada país, así como el tamaño de su industria nuclear, lo hará decantarse por un tipo de estrategia u otra [35]. Por tanto, las principales ventajas del ATI frente al ATC son:

- Ahorro de transportes de combustible nuclear irradiado desde la central hasta la instalación de almacenamiento centralizado, con los riesgos que ello conlleva y la posible oposición social.
- Cuando no se tiene experiencia previa en construcción de grandes almacenamientos temporales, puede ser más competitivo en costes.

Asimismo, el ATC posee ciertas ventajas frente al ATI:

- Al estar situados todos los residuos bajo un mismo almacenamiento, la monitorización y control de los aspectos de seguridad es mucho más sencilla.
- Para países con experiencia previa, suele resultar más ventajoso económicamente.
- El desmantelamiento es más sencillo, al tratarse de una única instalación.

2.2.2. Características de seguridad

En España, la gestión del combustible nuclear gastado recae en ENRESA, mientras que el Consejo de Seguridad Nuclear tiene la misión de “proteger a los trabajadores, la población y el medio ambiente [...], consiguiendo que las instalaciones nucleares y radiactivas sean operadas [...] de forma segura, y estableciendo las medidas de prevención y corrección frente a emergencias radiológicas [...]” [132].

El CSN debe realizar análisis de seguridad de las instalaciones, para evitar la ocurrencia de accidentes con consecuencias radiológicas o que éstas se encuentren dentro de los límites establecidos. Para definirlos, el CSN tiene establecidos una serie de Códigos, Normas y Estándares, basados en la normativa internacional.

De esta manera, la normativa se divide en tres grupos: i) Normativa Legal, de obligado cumplimiento, ii) Reglamento de Instalaciones Nucleares y Radiactivas (aspectos de seguridad de las instalaciones, grado de autorizaciones para la operación segura...) y iii) Instrucciones del CSN, con detalles técnicos que han de analizarse en las instalaciones nucleares.

Para la gestión segura del CNG (y de residuos radiactivos), hay dos instrucciones fundamentalmente: la IS-20, con los requisitos de los contenedores de CNG para el almacenamiento en seco; y la IS-29, para las instalaciones de almacenamiento temporal. Así, los objetivos y funciones de seguridad que se han de cumplir son los siguientes [39], [40]:

- Garantizar la subcriticidad. Es decir, evitar que se produzca una reacción en cadena.
- Confinamiento: controlar, limitar y minimizar la exposición a la radiación del medio ambiente y las personas. La protección contra la radiación se consigue mediante el blindaje adecuado.
- Limitar la probabilidad de sucesos, para lo cual, la evacuación del calor residual es esencial, para evitar poner en peligro la integridad de las barreras de seguridad.
- Mitigar las consecuencias de los sucesos.
- Minimizar la generación de residuos radiactivos y la posibilidad de recuperación de los mismos, ya que la gestión del CNG no finaliza en el almacenamiento temporal.

2.2.3. Situación española

Tabla 2-3: Inventario de las instalaciones de almacenamiento a fecha de 31/12/2018¹⁷

Central nuclear	Instalación	Capacidad máxima (EC)	Inventario		
			EC	tU	% Ocupación
Almaraz	Piscina Unidad 1	1.804	1.544	674	86%
	Piscina Unidad 2	1.804	1.504	656	83%
	ATI	640	32	14	5%
Ascó	Piscina Unidad 1	1.421	1.160	499	82%
	Piscina Unidad 2	1.421	1.104	476	78%
	ATI	1024	608	269	59%
Cofrentes	Piscina	5.404	4.484	766	83%
Vandellós II	Piscina	1.594	1.268	543	80%
Trillo	Piscina	805	516	228	64%
	ATI	2.208	736	328	33%
Santa María de Garoña	Piscina	2.609	2.505	420	96%
	ATI	520	0	0	0%
José Cabrera	ATI	377	377	100	100%

Tabla 2-4: Situación actual de los ATIS en España¹⁸

Instalación	Tipo	Construcción	Operación	Contenedores ¹⁹	Capacidad
Jose Cabrera	Losa	2006	2008	Hormigón y MPC	12
Santa M de Garoña	Losa	2016	2018	Hormigón y DPT	54
Almaraz	Losa	2017	2018	Hormigón y DPT	20
Asco	Losa	2011	2013	Hormigón y MPC	32
Cofrentes	Losa	2019	2021	-	24
Vandellós	Losa	2024	2025	-	20
Trillo	Edificio	1999	2002	Metálicos DPT	80

¹⁷ Fuente: [1] y [133]

¹⁸ Fuentes: varias (Foro nuclear, CSN, Ensa...)

¹⁹ MPC: cápsula multipropósito, DPT: doble propósito.

A lo largo de este documento, se ha resumido la situación española en la gestión del combustible nuclear gastado: la mayor parte de las piscinas han llegado al punto de saturación y han requerido o requieren la construcción de un ATI para almacenar el CNG de las piscinas. La Tabla 2-3 resume el estado de los almacenes a fecha del 31/12/2017 y la Tabla 2-4 resume la situación de los ATIS en España, donde se muestra el tipo de ATI, la fecha de construcción, la fecha de inicio de operación, el tipo de contenedores utilizados y el número de EC que alberga cada contenedor.

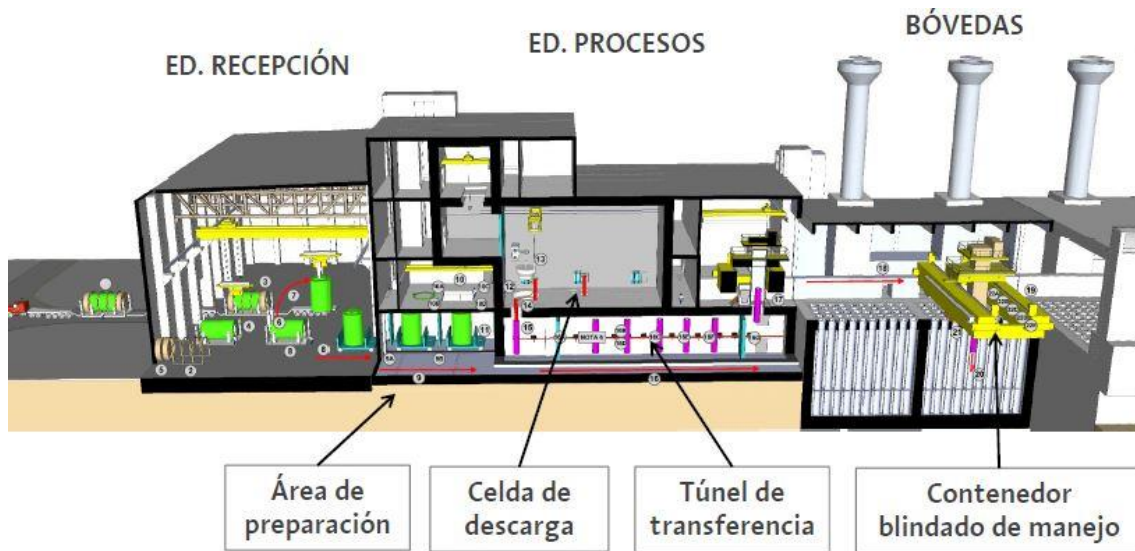
Con respecto al ATC, tal y como se ha comentado, su construcción ha ido sufriendo una serie de retrasos, pero el proyecto sigue en vigor. La instalación se trata de un almacén en seco tipo sistema de bóvedas (edificio), que consta de diversas sub-instalaciones [134]:

- Instalaciones dentro del área protegida:
 - Edificio de recepción: donde se reciben los vehículos de transporte de contenedores
 - Edificio de procesos: preparación y descarga de contenedores y encapsulado del combustible gastado en la celda en caliente.
 - Bóvedas de almacenamiento: 12 en total.
 - Módulo de Almacenamiento de Residuos Especiales
 - Almacén de espera de contenedores: alberga los contenedores antes de su envío al área de proceso, para incrementar la capacidad interna de gestión del ATC.
 - Taller de mantenimiento de contenedores
 - Laboratorio de combustible gastado y residuos radiactivos
 - Instalaciones de apoyo
 - Edificio de servicios auxiliares
 - Edificio de servicios generales
 - Edificio de servicios técnicos
 - Edificio de control de acceso y de seguridad física
- Instalaciones fuera del área protegida:
 - Centro Tecnológico Asociado: I+D de Enresa.
 - Laboratorio de caracterización de procesos y medio ambiente
 - Laboratorio de materiales
 - Laboratorio de prototipos industriales
 - Otras instalaciones del proyecto: infraestructuras para el asentamiento de empresas.

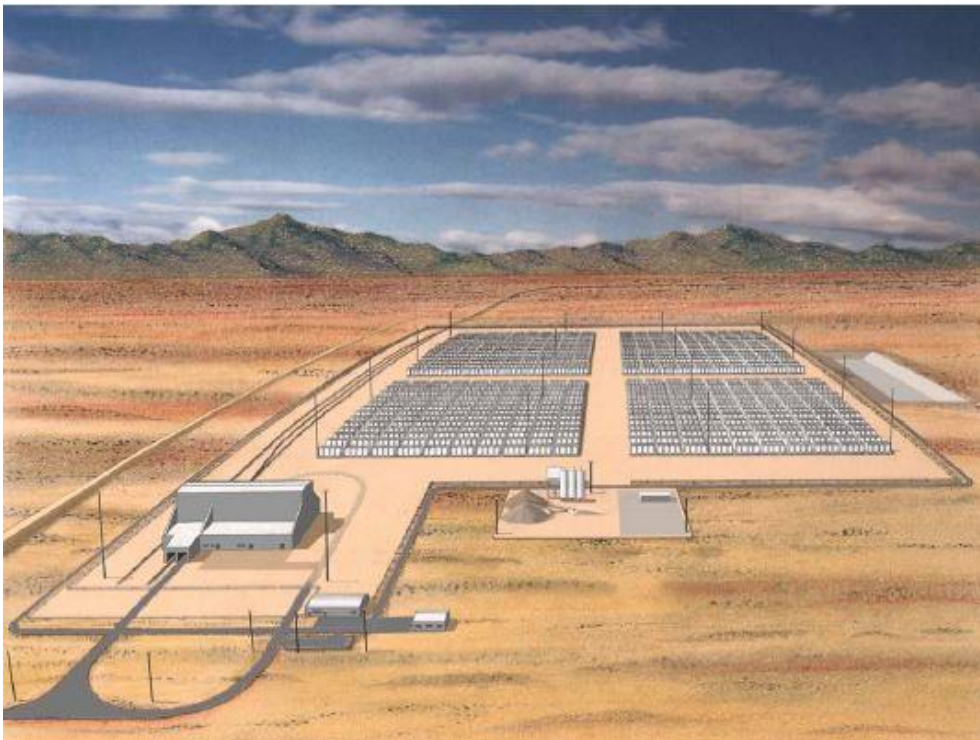


Figura 2-23: Proyecto del ATC español²⁰

²⁰ Fuente: [135]

Figura 2-24: Instalación principal del ATC²¹

Como se explicó en el Subapartado 2.2.1.2, los almacenes en seco pueden ser sistemas de bóvedas (tipo edificio) o sistemas de contenedores (tipo losa). Si bien esto se ha visto ejemplificado en los ATIS, también se puede comprobar esta diferenciación en los ATC. Como se acaba de explicar, el diseño del ATC español es un sistema de bóvedas. No obstante, también existen diseños alrededor del mundo donde el ATC tiene un diseño tipo losa, cuyo ejemplo se puede ver en la Figura 2-25, diseño presentado por Petroski en [118] para EEUU.

Figura 2-25: ATC tipo losa²²

²¹ Fuente: [136]

²² Fuente: [118]

2.2.4. Coste del almacenamiento temporal en estudios internacionales

Como se vio en la Sección 2.1, Apartado 2.1.2, numerosos estudios internacionales han analizado los costes del ciclo de combustible nuclear. Para ello, se utilizan datos o hipótesis sobre los costes de cada una de las instalaciones o procesos implicados en el ciclo. Por tanto, a continuación, se resumen las principales hipótesis de los costes del almacenamiento temporal utilizadas en los diferentes estudios internacionales en la Tabla 2-5.

Tabla 2-5: Hipótesis de costes del almacenamiento temporal en informes internacionales

Estudio	Año de referencia	Tipo de coste	Coste del almacenamiento temporal	
			Valor	Unidad
Ramana, Suchitra [25]	2004	Total	8400	\$/tHM
De Roo, Parsons 2009 [52]	2007	Total	200	\$/kgiHM
De Roo, Parsons 2011 [53]	2007	Total	200	\$/kgiHM
Schneider et al. [22]	2008	Total	0,174	mill/kWh
Zhou [28]	2008	Total	120	\$/kgHM
OCDE de 1994 [44]	1991	Total	230	\$/kgU
Harvard de 2003 [20]	2003	Total	200	\$/kgHM
BCG de 2006 [21]	2005	Descontado	125	\$/kgHM
	2005	Sin descontar	150	\$/kgHM
	2005	O&M (Fijo)	114	M\$
	2005	O&M (total)	70	\$/kg
OCDE de 2013 [3]	2010	Inversión (fijo)	355	M\$
	2010	Inversión (variable)	0,1295	M\$/tHM
	2010	O&M (fijo)	11,94	M\$/año
	2010	O&M (variable)	0,00058	M\$/tHM·año
Brinton, Kazimi [51]	2013	Total	102.600	\$/MtHM
Kim et al. [41]	2015	Total	100-120-300	\$/kgHM
Krasnorutsky y Kirsanova [42]	2019	Total	230	\$/kgHM
Kim et al. [55]	2015	Total	100-120-300	\$/kgHM
Gao et al. [58]	2017	Total	100-120-300	\$/kgHM
Zhou et al. [50]	2014	Total	100-200-300	\$/kgHM
Zu et al. [137]	2014	Total	125	\$/kgHM
2005 Petroski [118]	2005	O&M	3	M\$/año
	2005	O&M	4	M\$/año
	2005	Aceptar CNG	0,85	M\$/MTU
	2005	Aceptar CNG	1,2	M\$/MTU
2015 Rosner [138]	2014	Inversión	10	M\$
	2014	Inversión	20	M\$
	2014	O&M	5	M\$/año
	2014	O&M	7	M\$/año
2015 Rosner (2) [139]	2014	Inversión	341	M\$
	2014	O&M	20	M\$/año
2016 Jarrell [140]	2015	Inversión	344,2	M\$
	2015	Inversión	1000	M\$

2.3. Reprocesado

El reprocesado consiste en la separación química de los materiales que componen el combustible nuclear gastado [68]. Hoy en día, se separan el plutonio y el uranio del resto de materiales, pero la tendencia futura es a separar también actínidos minoritarios y algunos productos de fisión, para su quemado en reactores avanzados o su almacenamiento por separado del resto de residuos.

El combustible nuclear gastado está compuesto por un 96-97% de materiales reutilizables, por lo que se mantiene, en gran medida, el potencial energético del combustible inicial. Esta característica enfatiza la importancia y el potencial de llevar a cabo la separación de estos elementos del combustible irradiado, así como el actual interés y los esfuerzos de investigación en nuevas tecnologías de reprocesado avanzado, que permitirán que la energía nuclear sea más sostenible.

Además de la composición del combustible nuclear gastado, hay otras características importantes tales como la potencia calorífica, que depende del grado de quemado y el enfriamiento inicial, o su estado físico, que determinan si existe la necesidad de acondicionamiento inicial del combustible irradiado. Estas características son fundamentales en los ciclos avanzados, ya que, tanto el estado físico como la potencia calorífica limitan las tecnologías que se pueden utilizar para el reprocesado, pudiendo hacerse necesaria la introducción de nuevas técnicas que soporten mejor las altas temperaturas. Además, con estas complicaciones, se suele encarecer el proceso, haciéndolo menos atractivo económicamente.

2.3.1. Historia del reprocesado y actualidad

Originalmente, el reprocesado surgió con fines militares, con el objetivo de recuperar el plutonio que se genera en las reacciones de fisión para crear armas nucleares, lo cual se remonta a la década de 1940, durante la II Guerra Mundial [26], [68]. Para ello, las primeras tecnologías que se utilizaron fueron procesos piroquímicos y de precipitación, pero acabaron reemplazándose por técnicas de extracción solvente (hidrometalurgia), donde el proceso PUREX empezó a ganar popularidad y a ser utilizado en lugar de otras técnicas. [3], [26]

A pesar del inicio enfocado en los avances militares, con el tiempo se empezó a llevar a cabo el reprocesado con el objetivo de ahorrar uranio natural y reducir los residuos finales, lo cual se vio acentuado en la década de 1970, cuando el precio del uranio subió hasta unos valores sin precedentes [3].

Hoy en día, los países que cuentan con instalaciones de reprocesado construidas son los siguientes [68]:

- Francia: siendo el país que más porcentaje de nuclear tiene en su mix energético, sigue una estrategia de reprocesado. Hasta 1997 operó una planta de reprocesado en Marcoule de 400t/año y, desde 1976, opera dos plantas en La Hague con una capacidad total de 1700 t/año.
- Reino Unido: otro país que decidió reprocesar desde muy pronto, ha ido evolucionando en sus plantas de reprocesado y a lo largo de su historia ha tenido varias. A día de hoy cuenta con dos plantas en Sellafield, Magnox, con una capacidad de 1500t/año y, THORP (Thermal Oxide Reprocessing Plant), de 900 t/año²³. Está planificado en los próximos años terminar las operaciones de reprocesado en Reino Unido. [3], [19]
- Japón: debido a su situación geográfica y su alta densidad de población, se decantó por seguir una estrategia de reprocesado enviando el combustible gastado a reprocesar a

²³ La capacidad de diseño es de 200 tHM/año.

Europa. No obstante, desde hace dos décadas, ha planificado la construcción de una planta de reprocesado doméstica, que por varias razones, se fue retrasando, pero finalmente se ha construido en Rokkasho con una capacidad de 800t/año e iniciará su operación en 2018 [141] (mencionado por Katsuta de 2016 [142], Rothwell de 2009 [143]).

- India: inició las operaciones de reprocesado en Trombay con una planta de 30 t/año, que posteriormente se incrementó a 50t/año. En 1982, comenzó a operar la instalación de reprocesado en Tarapur, de capacidad 100t/año. Finalmente, en 1998 se comisionó la planta de Kalpakkam, de 100 t/año [25]. A día de hoy es el principal país interesado en el ciclo del torio, y se ha ganado experiencia en la aplicación del ciclo THOREX y en la recuperación del ^{233}U [26].
- Rusia: también siguiendo una estrategia de reprocesado, cuenta con una instalación de 400t/año en Ozersk. Antes de esto, en 1977 se había puesto en operación la primera planta de reprocesado en Rusia y, paralelamente, se diseñó una segunda planta, pero en la década de 1990 estos trabajos se pararon prácticamente por completo [62].
- Estados Unidos: aunque se ha decantado por un ciclo abierto, este país cuenta con tres instalaciones de reprocesado construidas. La primera en West Valley, Nueva York, de 300 t/año inició su operación en 1966 y operó aproximadamente 7 años, fue cerrada por ser considerada no rentable. La segunda, en Morris, Illinois, de 300t/año, fue declarada inoperable en 1974. Por último, en Barnwell, Carolina del Sur, de 1500t/año, cuya puesta en marcha fue abortada por un cambio en la política de gobierno. [62]

Otros países que han llevado a cabo el reprocesado de todo o parte de su combustible nuclear gastado lo han realizado, al igual que Japón hasta la actualidad, enviándolo a países que disponen de dichas instalaciones y recibiendo de vuelta los residuos vitrificados junto con el uranio y el plutonio separados. Tal es el caso de España, que envió a reprocesar parte de su combustible nuclear irradiado con anterioridad al año 1983 tanto a Reino Unido, el procedente de la central de Santa María de Garoña, como a Francia, el procedente de la central de Vandellós I [18].

Alemania contó con un intento fallido de construir una instalación de reprocesado doméstica [19] [20], por lo que durante varios años llevó a cabo la estrategia de reprocesar su combustible irradiado en Francia y Reino Unido [144], [67], pero debido a la fuerte oposición del pueblo y de los grandes grupos anti-nucleares, que llevaron a bloqueos en las vías de transporte, en 2005 se prohibió esta estrategia [19], [67] y, finalmente, en 2011, a raíz del accidente de Fukushima, se decidió abandonar definitivamente la energía nuclear [9], [14], lo cual venía gestionándose y planteándose desde hacía casi una década [7].

Bélgica y Suiza son otros dos países que, al igual que Alemania, durante varios años reprocesaron su combustible nuclear usado en Francia, pero finalmente decidieron abandonarlo. Bélgica canceló sus contratos de reprocesado con Francia en 1998, recibiendo en 2006 las últimas unidades de residuos vitrificados de La Hague [3], [47], [105]. Suiza abandonó el reprocesado en Francia en 2006 y recientemente ha decidido abandonar también la energía nuclear, continuando la operación de sus centrales nucleares hasta el fin de su vida útil y no renovándolas. [9] [7]

Sin embargo, sigue habiendo países que mantienen la estrategia de exportar el combustible gastado para su reprocesado en el extranjero: los Países Bajos llevan a reprocesar sus residuos tanto a Francia como Reino Unido; Italia ha continuado enviando sus residuos a reprocesar a Francia incluso después de abandonar por completo la energía nuclear, para recibir, dentro de unos años, los residuos vitrificados a cambio.

Por último, cabe mencionar el caso de China, cuyos planes de crecimiento con respecto a la energía nuclear son muy ambiciosos, por los problemas medioambientales que están surgiendo debido al uso masivo del carbón [28] [4]. Este país ha mostrado interés en seguir una estrategia de reprocesado y en la construcción de una planta propia [19], habiendo finalizado la construcción de una planta a escala piloto en 2005 [57].

2.3.2. Reprocesado actual – PUREX

Tal y como se comentó en la sección anterior, a lo largo de los años se han desarrollado muchos procesos de extracción solvente, pero únicamente el proceso PUREX (Plutonium-Uranium Extraction) se ha mantenido a lo largo del tiempo [25]. Este proceso fue desarrollado en los años 60, por lo que se considera una tecnología madura, y su objetivo es la completa recuperación, separación y purificación del uranio y del plutonio del combustible nuclear gastado. [26], [68], [74]

El proceso PUREX consiste en la disolución del combustible gastado en ácido nítrico, tras lo cual se somete a un proceso de extracción de solventes utilizando fosfato de tributilo (TBP), con lo que consigue la separación del uranio y el plutonio de los productos de fisión y los actínidos minoritarios, que se mantienen en la solución ácida. [26], [68], [74] Para llevar esto a cabo, el proceso conlleva una serie de etapas [26]:

- i) Eliminación del revestimiento: el combustible suele estar revestido con diferentes metales para evitar su contacto con el refrigerante. Por tanto, el primer paso para el reprocesado es la eliminación del revestimiento para exponer el CNG al ácido nítrico. Esto se puede realizar mediante un proceso de disolución química, el cual deja el CNG intacto, y la solución se trata como residuo líquido, o mediante un proceso mecánico, en el que los elementos combustibles se cortan en pequeñas piezas y en la fase de disolución, el revestimiento queda sin disolver.
- ii) Disolución: como se ha comentado, el CNG se disuelve en ácido nítrico y convierte los elementos en sus respectivos nitratos. El grado de disolución depende de varios factores, como la temperatura, porosidad o concentración de Pu. En el proceso se producen gases que son óxidos de nitrógeno y PF volátiles, que deben ser tratados antes de liberarlos a la atmósfera.
- iii) Preparación para la extracción: la disolución se filtra con filtros de bolsa o centrífugos y se ajusta primero la acidez de la disolución mediante dilución y después los estados de oxidación del U y el Pu a VI y IV respectivamente, para garantizar la máxima extracción.
- iv) Extracción conjunta: es el primer paso en la extracción, donde se extraen el U y el Pu de los PF y los MA.
- v) Separación: una vez separados de los PF, se trata el extracto de U y Pu con una solución acuosa para separarlos uno del otro.
- vi) Purificación del Pu: se purifica el Pu con una o más extracciones solventes utilizando TBP.
- vii) Purificación del U: se concentra el producto acuoso de U mediante evaporación. Puede someterse a procesos de extracción solvente adicionales.
- viii) Reconversión del U y del Pu: el Pu se trata con ácido oxálico para obtener su oxalato y se filtra, seca y calcina para obtener polvo de PuO_2 , que se empaqueta y envía a la planta de fabricación de combustible. El U se concentra y precipita, se filtra, se seca y se calcina para obtener UO_3 para la fabricación de combustible.

- ix) Procesos auxiliares: estos procesos ayudan a reducir la cantidad de residuos generados, tales como la purificación del solvente.
- x) Vitrificación: los PF y MA que quedaron en forma de RAA líquidos, se vitrifican. Este paso se explicará en más detalle a continuación.

Hoy en día, con el reprocesado PUREX, en los procesos de extracción multietapa y la purificación se consigue una separación del 99,9% del U y el Pu. En el reprocesado del CNG es altamente importante monitorizar la recuperación completa de los productos de valor y su grado de descontaminación de PF y otros materiales, y los avances tecnológicos buscan reducir aún más las pérdidas para disminuir la radiotoxicidad del residuo remanente. [74], [145]

En los últimos años, se han realizado modificaciones al proceso PUREX para mejorar su rendimiento, reducir la cantidad de residuos secundarios que surgen en el proceso, etc [3], [146]. En Japón, por ejemplo, para reducir el riesgo de proliferación en la extracción de plutonio puro, éste se ha co-precipitado junto con el uranio, para luego reciclarlo conjuntamente en combustible MOX (Mixed-oxide; óxidos mixtos de U y Pu). [68] Estos avances se verán en más detalle en la Sección 2.3.4.

2.3.2.1. Vitrificación de los residuos líquidos

Los RAA líquidos que surgen del reprocesado contienen los PF y los MA, y aunque constituyen un 3% del volumen total, contienen un 95% de la radiactividad total. Debido a que algunos de estos elementos tienen una radiactividad de larga vida, los residuos no pueden mantenerse en forma líquida. Por tanto, se deben inmovilizar o solidificar. [24]

Actualmente, alrededor del mundo se utilizan formulaciones de vidrio en base al borosilicato de sodio para inmovilizar la matriz de residuos líquidos, que es el proceso que se conoce como *vitrificación*. [24] No obstante, también se está estudiando inmovilizar los residuos en vidrios a base de fosfato [147] y opciones para vitrificar los residuos procedentes del reprocesado avanzado [148].

Existen una serie de razones por las que se ha seleccionado el vidrio como la forma de conservar los residuos: i) es el único material hecho por el hombre que tiene una integridad a largo plazo establecida en un rango superior a 5000 años, ii) el vidrio acepta un amplio rango de composiciones, iii) la estructura de los vidrios es menos susceptible a los efectos del daño por radiación que los materiales cristalinos y iv) es una más que adecuada barrera para la emisión de radiación. [24]

Los residuos vitrificados se deben almacenar temporalmente durante períodos de unos 30-40 años, no solo por los altos niveles de radiactividad, sino por la elevada potencia calorífica, por lo que debe asegurarse la disipación de calor mediante refrigeración pasiva por aire. No obstante, en este período de tiempo, la potencia calorífica se reduce drásticamente. [24]

2.3.2.2. Reciclado del combustible

El uranio y el plutonio extraídos del combustible nuclear gastado pueden ser reutilizados en nuevo combustible nuclear. En la actualidad, la forma más común de reciclado es el MOX (Mixed Oxide – óxidos mixtos), que combina el plutonio con uranio, pero también se puede reutilizar el uranio, como sucede en Rusia [3].

MOX

Los isótopos Pu-239 y Pu-241 son físiiles, por lo que pueden ser utilizados como combustible en un reactor térmico en lugar del U-235 [46]. De esta manera, el MOX se forma a partir del plutonio extraído del reprocesado con uranio, donde el contenido de plutonio puede variar desde un 3%

[149] hasta un 5 u 8% [20], y el uranio puede ser natural sin enriquecer, uranio empobrecido procedente de las plantas de enriquecimiento [53] o, incluso, el separado tras el reprocesado, dependiendo de la estrategia, el coste, etc. [68], [74]

Hoy en día, el 10% de los reactores nucleares mundiales (unas 40 centrales nucleares alrededor del mundo) están autorizados para utilizar combustible MOX, pero donde más ampliamente está extendido este uso es en Francia, donde se están llevando a cabo los programas más avanzados de reciclaje MOX. Por toda la experiencia acumulada y su utilización a nivel comercial desde hace varias décadas, el MOX puede considerarse una tecnología madura. [3]

El MOX gastado puede volver a ser reprocesado y el plutonio extraído puede reciclarse de nuevo. Sin embargo, las tecnologías actuales limitan el número de veces que se puede realizar este proceso a dos o tres. Estas limitaciones son debidas, por un lado, a la generación de isótopos no físi les, que dificultan el sostener una reacción en cadena en un reactor de agua ligera, y, por otro lado, a la incrementada dificultad de reprocesar el combustible debido a la mayor radiotoxicidad y emisión de calor de este tipo de combustible irradiado, lo cual, a su vez, incrementa el coste. [3]

La principal motivación para la utilización de MOX es la reducción de las necesidades de uranio natural y del volumen final de los residuos. Las prácticas actuales se estima que consiguen reducir desde un 8-12% [3], [74] hasta un 20-25% las necesidades de uranio natural [21], [36], aunque las tecnologías en investigación buscan reducirlas significativamente más, desde un 40% utilizando reactores térmicos hasta dos órdenes de magnitud utilizando una estrategia donde sólo se utilicen reactores rápidos [74].

Otra motivación para el reciclado en forma de MOX es la reducción del inventario de plutonio puro separado, ya que la posesión de cantidades significativas de este material es uno de los argumentos en contra del reprocesado debido al aumento del riesgo de proliferación [19], [80], [94]. A su vez, el MOX irradiado sirve como reserva de plutonio para usos futuros con tecnologías más avanzadas, pero sin el almacenamiento de Pu separado. [3]

Uranio reprocesado

El uranio recuperado se puede reciclar en nuevo combustible después de re-enriquecerlo, lo que se conoce como REPUOX (Reprocessed Uranium Oxide – óxidos de uranio reprocesado) o ERU (Enriched Reprocessed Uranium – uranio reprocesado enriquecido) [150]. Sin embargo, esta técnica se utiliza en una escala limitada a nivel mundial, ya que la potencia calorífica y la radiotoxicidad del uranio reprocesado son superiores a las del uranio natural, por lo que requieren instalaciones especializadas para evitar la contaminación del uranio natural, encareciendo el proceso. Asimismo, el uranio reprocesado requiere un 30% más de enriquecimiento comparado con el uranio natural para compensar la pérdida de reactividad debido a la acumulación de ^{236}U en el CNG [62]. Por esta razón, gran parte del uranio recuperado tras el reprocesado es almacenado para usar en un futuro. [3]

2.3.3. Coste del reprocesado PUREX en estudios internacionales

En la Sección 2.2 se mostraron las hipótesis de costes para el almacenamiento temporal utilizadas en estudios internacionales. A continuación, la Tabla 2-6 muestra las hipótesis de costes para el coste del reprocesado.

Tabla 2-6: Hipótesis de costes del reprocesado en informes internacionales

Estudio	Año de referencia	Coste sin actualizar	
		Valor	Unidad
Ramana, Suchitra [25]	2004	1000	\$/kgSNF
De Roo, Parsons 2011 [53]	2007	4000	\$/kgHM
Ko, Gao [46]	2010	800	\$/kgHM
Gao [57]	2014	1111	\$/kgHM
Schneider et al. de 2009 [22]	2008	760	\$/kgHM
Zhou [13]	2008	2160	\$/kgHM
OCDE de 1994 [44]	1991	720	\$/kgU
Harvard de 2003 [20]	2003	1000	\$/kgHM
BCG de 2006 [21]	2005	525	\$/kgHM
Schneider et al. de 2008 [67]	2007	450	\$/kg
De Roo, Parsons 2009 [52]	2007	1600	\$/kgHM
OCDE 2013 [3]	2010	1159	\$/kgHM
Brinton, Kazimi [51]	2013	620-1600	\$/kgHM
Krasnorutskyy y Kirsanova [42]	2019	800	\$/kgHM
Ganda et al. [43]	2016	925	\$/kgHM
Gao et al. [58]	2017	1000-1600-2500	\$/kgHM
Rothwell et al. [61]	2014	1600-2500	\$/kgHM
Zhou et al. [50]	2014	700-1000-1600	\$/kgHM

2.3.4. Reprocesado avanzado

Aunque hoy en día sólo está disponible a nivel comercial el reprocesado PUREX, hay varias líneas de investigación que buscan mejorar la tecnología actual o nuevos métodos para las generaciones futuras de reactores y combustibles que están también en desarrollo.

Los nuevos métodos de reprocesado se cree que reducirán radicalmente los problemas asociados actualmente con el reprocesado convencional, como son el volumen de residuos secundarios que surgen de los procesos a los que se somete el combustible nuclear gastado o el riesgo de proliferación asociado a la separación del plutonio puro. [19]

No obstante, cada tecnología de reprocesado avanzado en investigación tiene unos objetivos específicos: mientras que en algunas tecnologías la máxima prioridad es la reducción del riesgo de proliferación, en otras se busca la mayor separación posible de diferentes elementos, para garantizar la máxima reducción posible de la radiotoxicidad y potencia calorífica de los residuos finales. Asimismo, el tipo de reactor en el que se va a utilizar el combustible reprocesado es un factor importante a la hora de escoger una tecnología de reprocesado adecuada.

En general, hoy en día se pueden distinguir dos grandes líneas de reprocesado: tecnologías de reprocesado acuoso, que involucran la disolución del combustible nuclear gastado, como el reprocesado PUREX; y tecnologías de reprocesado en seco, que suelen involucrar tecnologías piro-químicas.

2.3.4.1. Reprocesado acuoso

Las tecnologías en estado acuoso son mejoras y adaptaciones del PUREX convencional para establecer mejores rendimientos, reducir los riesgos de proliferación, la radiotoxicidad y el volumen de los residuos finales, así como buscar un mejor aprovechamiento de los materiales que conforman el combustible gastado para su reciclado en reactores rápidos de IV Generación u otros sistemas avanzados.

PUREX avanzado o UREX

El PUREX avanzado es una adaptación del PUREX convencional para extraer, además del plutonio y el uranio, el neptunio u otros actínidos minoritarios con un alto rendimiento, pudiendo evitar la separación de Pu puro mediante su extracción conjunta con otros elementos. Este proceso también se conoce como UREX (Uranium Extraction), el cual consiste en varias etapas consecutivas de extracción de solvente que separan el combustible gastado en diferentes fracciones. Según cuáles sean éstas, es decir, los actínidos que se extraen del combustible irradiado, se pueden distinguir algunas variantes del proceso. [68], [74]

- UREX: separa el uranio y el tecnecio del combustible gastado con una eficiencia del 99,9% para el U y más del 95% para el Tc. El proceso químico, como se ha visto, es muy similar al PUREX, pero con la adición de AHA se previene la separación de plutonio y neptunio y se descompone por evaporación, evitando aumentar la cantidad de residuos.
- UREX+1: la diferencia con el UREX es que se separa el plutonio y el neptunio, que se pueden usar para fabricar MOX y reciclarlo en reactores de agua ligera.
- UREX+2: esta modificación del proceso UREX utiliza intercambio iónico en lugar de ácido nítrico concentrado para separar el Tc y el U.

Existen más modificaciones que se siguen estudiando, como la de Favre-Reguillon et al., que estudian la extracción de uranio y renio [151], o UREX+3a [152].

COEX

El reprocesado COEX (Combined Extraction) se ha propuesto como una simplificación del PUREX, con el objetivo de asegurar la resistencia a la proliferación, lo cual se consigue evitando la separación de plutonio puro del uranio. De esta manera, la principal modificación del proceso ocurre en el paso de separación: se permite que vaya un poco de U en el flujo del Pu, mientras que la mayor parte del U se extrae por separado. El flujo de Pu que contiene U se purifica y acondiciona para su conversión en MOX. [26], [59], [68]

La gran experiencia operacional en La Hague (Francia) ha permitido la formulación y optimización del proceso, el cual se ha demostrado a nivel de laboratorio. Asimismo, se ha comprobado que el Np también se puede separar del CNG en el flujo del MOX, para quemarlo en reactores rápidos. [26] Con este proceso, se logra el objetivo de resistencia a la proliferación y se evitan etapas complejas de separación del proceso PUREX, pero las operaciones de reconversión necesitan mayores cantidades de solución y compuestos acuosos. [26]

Procesos con disolventes alternativos

Se están considerando otros disolventes diferentes para abordar el problema de la solubilidad limitada del Pu-TBP. Varios disolventes han demostrado un buen resultado. Asimismo, se está intentando reducir el volumen de residuos, por lo que se están probando disolventes incinerables. [26]

CO₂ Supercrítico

Este proceso consiste en la extracción de solventes utilizando CO₂ supercrítico con fosfato de tributilo y tiene características similares al proceso PUREX, por lo que se espera que acabe reemplazándolo evitando el uso de solventes orgánicos. Los experimentos realizados hasta la fecha han demostrado que se puede extraer tanto UO₂ como U₃O₈. [68]

DIAMEX-SANEX

El proceso DIAMEX-SANEX se basa en el uso de amidas, y se ha demostrado su funcionamiento en Francia con CNG real. El foco de atención de este proceso es la eliminación de los actínidos de larga vida (el Am y el Cm) de los PF para poder quemarlos en reactores rápidos. Al eliminar los MA de los PF, el período de almacenamiento de los RAA se ve reducido. [26]

GANEX

El proceso GANEX (Group Actinide Extraction) es una adaptación del proceso DIAMEX-SANEX desarrollado para el reciclaje homogéneo de los actínidos, con la separación adicional del Np y el Pu junto con el Am y el Cm de los PF, para prepararlos como combustible que se utilizará en reactores rápidos. El proceso cuenta con dos pasos: la extracción del U (GANEX 1) seguido por la separación conjunta de los elementos transuránicos (TRU) (GANEX 2), evitando la separación del Pu puro. Ambos han sido demostrados exitosamente en ensayos en caliente en Francia, pero aún no se han demostrado a escala industrial. [26], [153]

En una colaboración europea, se ha desarrollado una alternativa al GANEX 2, llamado EURO-GANEX, en el que la separación de TRU se realiza a una mayor acidez (menor pH), lo que elimina la necesidad de añadir soluciones tampón y simplifica el control del proceso. El proceso se basa en la extracción conjunta de los TRU y lantánidos, separándolos de otros PF, seguido de la separación de los TRU. [153]

Otros procesos acuosos

Las tecnologías descritas anteriormente no son las únicas que están bajo investigación, sino que hay muchas más variantes de diversos procesos con algunos objetivos en común, como puede ser la búsqueda de una resistencia a la proliferación superior, y otros distintos, como la clase de materiales que se van a extraer en el reprocesado.

Entre los procesos bajo estudio caben destacar los siguientes: TRUEX (Transuranic Elements Extraction), CSEX (Cs Extraction), SREX (Sr Extraction) [154], SESAME (Selective Extraction and Separation of Americium by Means of Electrolisis) [68], entre otros, como el propuesto por Fan et al. en [155].

2.3.4.2. Reprocesado no acuoso

Las técnicas de reprocesado no acuoso se diferencian de las anteriores en que el combustible gastado no es disuelto en una solución ácida y se aplican métodos mecánicos y/o térmicos. Hay varias líneas de investigación, aunque la más frecuentemente mencionada es la del reprocesado piro-químico o pyroprocessing: por de Roo y Parsons en 2009 [52] y en 2011 [53], Silverio y Lamas en 2011 [68], Choi et al. en 2016 [59], la OCDE en 2006 [74] y 2011 [75], Hogselius en 2009 [19], Widder en 2010 [36], Noh et al. en 2014 [156], Mullen et al. en 2017 [157] y Mullabaev et al. en 2018 [158], entre otros.

Proceso OREOX – Reciclado DUPIC

El proceso OREOX (**O**xidation and **R**eduction of **O**xide **F**uel) se mencionó anteriormente, en la Sección 2.1.4.2 y es un proceso mecánico-térmico relativamente simple que se utiliza para fabricar combustible CANDU (**C**anada **D**euterium **U**ranium) a partir del combustible nuclear

gastado de un reactor PWR (reactor de agua presurizada) sin necesidad de separar el material físil y los productos de fisión. [45], [46], [74]

Debido a que los reactores CANDU utilizan uranio natural, con un contenido en el isótopo U-235 alrededor del 0,71%, y a que el material físil del combustible irradiado procedente de un PWR suele exceder esta cantidad, éste puede ser utilizado en este tipo de reactores, aunque los productos de fisión absorbentes de neutrones se mantienen como impurezas.

De esta manera, el combustible irradiado procedente de un PWR se somete a varios ciclos del proceso OREOX, que consiste en tratamientos de oxidación y reducción, donde se pulveriza la pastilla de combustible y, cuando este polvo está preparado, se procede a la fabricación del combustible CANDU prácticamente sin variaciones a la rutina habitual, salvo porque los procesos tienen que realizarse en celdas calientes aisladas. [74]

Reprocesado piro-químico (Pyroprocessing)

El reprocesado piro-químico (de refinación electrolítica o electrometalúrgico) es una de las tecnologías en investigación más populares para implementar en los ciclos de combustible nuclear avanzados donde se utilizarán reactores rápidos de IV Generación o sistemas como el ADS, ya que el reprocesado actual no es capaz de soportar las muy altas temperaturas que alcanzarán los combustibles gastados procedentes de estos nuevos reactores. En estos ciclos avanzados se podrán reciclar los elementos transuránicos hasta aprovechar al máximo el potencial energético del combustible nuclear, consiguiendo reducir considerablemente el volumen de los residuos finales y hasta dos órdenes de magnitud las necesidades de uranio natural. [3], [74]

El reprocesado piro-químico consiste en varias etapas y suele implicar la disolución en un medio de sal fundida. Para ello, el combustible se rompe en pequeños fragmentos, que se colocan en una cesta metálica y se insertan en una celda de refinado electrolítico. Esta celda contiene una sal electrolítica, que es, generalmente, operada a alta temperatura (700-800K). Casi todos los componentes del combustible gastado se disuelven en la sal. Entonces, el uranio se separa electroquímicamente utilizando un cátodo sólido (acero o grafito). [74], [157]

Tras la recuperación del uranio, el cátodo sólido se reemplaza por uno líquido de cadmio, donde se almacenan el Pu, los actínidos minoritarios, el resto del U y pequeñas cantidades de lantánidos. El Pu y los actínidos minoritarios se extraen del cadmio. Los productos de fisión no reactivos se acumulan en el ánodo. Finalmente, la sal se somete a tratamientos específicos para recuperar los elementos transuránicos que quedan y eliminar una cantidad significativa de productos de fisión para que ésta pueda ser reciclada. [74], [157]

Este proceso lleva a la recuperación de uranio puro y, aunque tiene un factor de separación menor que otras tecnologías, esto no supone un problema para los reactores rápidos, ya que tienen un mejor rendimiento que los reactores térmicos ante combustibles que contienen impurezas. Esta característica puede reducir el coste de reprocesar. [68] Además, otras ventajas del reprocesado piroquímico en comparación con los procesos acuosos incluyen la menor cantidad de residuos producida, la separación inherente de actínidos, una buena resistencia a la proliferación, un mejor margen de criticalidad, un tamaño de planta más compacto, la capacidad para tratar combustibles con mayor carga térmica, etc. [26], [157]

No obstante, la tecnología es más compleja debido a las altas temperaturas de operación, el requisito de una atmósfera inerte, etc. Por lo que se requiere un gran esfuerzo de investigación en equipos para el proceso o manejo remoto. [26] Además, se siguen investigando qué tipo de sales fundidas son las que mejor rendimiento demuestran, cuáles consiguen reducir la temperatura de la operación y los problemas de corrosión [68], qué configuraciones son las más estables termodinámicamente [156], etc.

Variaciones del reprocesado piro-químico

Además del reprocesado piroquímico, existen otras tecnologías bajo investigación como el proceso de volatilidad del fluoruro (Fluoride Volatility), que es una variante del reprocesado piroquímico que consiste en el aprovechamiento de la volatilidad del hexafluoruro de uranio (UF_6), del plutonio y del neptunio para separarlos del resto de materiales, siendo más efectivo el proceso en combustibles con pequeñas cantidades de Pu y Np, ya que tanto PuF_6 como NpF_6 son menos estables que UF_6 . [26], [68]

Por último, la tecnología FLUOREX combina varios procesos tanto acuosos como no acuosos, incluyendo: el proceso AIROX, el proceso de volatilidad del fluoruro y PUREX. En el proceso AIROX se taladran agujeros en el revestimiento del combustible, tras lo cual se somete a ciclos de oxidación y reducción, consiguiendo que el combustible se rompa. El proceso de volatilidad de fluoruro se aplica para extraer la mayor parte del UF_6 y luego se aplica parte del proceso PUREX. [68]

2.4. Almacenamiento definitivo

En las secciones anteriores se han expuesto las diferentes estrategias que se pueden establecer para la gestión del combustible nuclear gastado, tanto presentes como futuras, así como las etapas y procesos que se dan en cada una de ellas. En esta sección se va a explicar la última etapa, que es común a todas las estrategias y es ineludible: el almacenamiento definitivo.

A pesar de que con el reprocesado y, en mayor grado, con los ciclos avanzados se reduzca considerablemente el volumen y la radiotoxicidad de los residuos finales, sigue existiendo la necesidad de almacenarlos de forma segura durante millones de años (o menos tiempo en el caso de ciertos ciclos avanzados) hasta que su nivel de radiactividad haya llegado a los niveles del uranio natural o a niveles seguros para el ser humano y el medio ambiente.

A lo largo de los años se han estudiado diversos métodos para la gestión final de los residuos de alta actividad o del combustible gastado, algunos de los cuales fueron descartados por razones de seguridad, como la disposición en el fondo del mar o en zonas de subducción geológica. No obstante, el concepto de almacenamiento en formaciones geológicas estables ha sido debatido y aprobado en diversos foros por organizaciones internacionales, llegando a un amplio consenso mediante varios procesos abiertos y participativos en diferentes países [75].

Por tanto, la opción preferida internacionalmente sigue siendo el Almacén Geológico Profundo (AGP), que consiste en el emplazamiento del combustible gastado o de los RAA a gran profundidad bajo tierra en formaciones geológicas estables, que inhiben la degradación de los residuos y el transporte de radionucleidos peligrosos y proporcionan suficiente aislamiento para proteger la instalación de futuras actividades humanas y de procesos naturales. [3] [75]

2.4.1. Almacén Geológico Profundo

El propio concepto de AGP (Almacén Geológico Profundo) señala en su nombre dos características claves de su diseño. En primer lugar, la palabra “profundo” indica que la construcción se realizará a cientos de metros bajo la superficie, típicamente entre 400 y 1000 metros de profundidad [159]. En segundo lugar, la palabra “Geológico” hace referencia a que el repositorio se construirá en formaciones geológicas estables, lo cual es uno de los aspectos claves del diseño por tres principales razones:

- La necesidad de estabilidad para evitar, en la medida de lo posible, vibraciones, movimientos y/o terremotos en el terreno que puedan acelerar el proceso de corrosión del CNG y del contenedor
- La mayor fiabilidad de las predicciones a muy largo plazo, debido a la baja probabilidad de variaciones en la configuración de la formación geológica [37], ya que en las escalas temporales geológicas, 1 millón de años es un período relativamente corto [159], y
- La aportación de una barrera natural para el confinamiento y contención de la radiación.

Esto último forma parte del funcionamiento básico de un AGP, ya que éste se basa en un diseño multibarrera, que ayuda a contener y confinar la radiación de manera segura durante miles de años. En general, se puede hablar de dos tipos de barreras: la barrera de ingeniería y la barrera geológica. Esta última es la propia roca huésped, la formación geológica.

2.4.1.1. Diseño multi-barrera del AGP

Barreras de ingeniería

Las barreras de ingeniería están formadas por una serie de capas de protección diseñadas especialmente para proteger el combustible gastado a lo largo de los años de los agentes externos

como las filtraciones de agua, la corrosión, las altas temperaturas, etc. y, de esta manera, evitar la posible fuga y eventual exposición a la radiación tanto a los seres humanos como al medio ambiente. Estas barreras normalmente están formadas por los siguientes elementos: el contenedor metálico; un buffer que rodea el contenedor para rellenar vacíos y grietas (material arcilloso hinchable, como la bentonita); relleno para tapan las galerías de transporte y acceso; y sellos y tapones. [3]

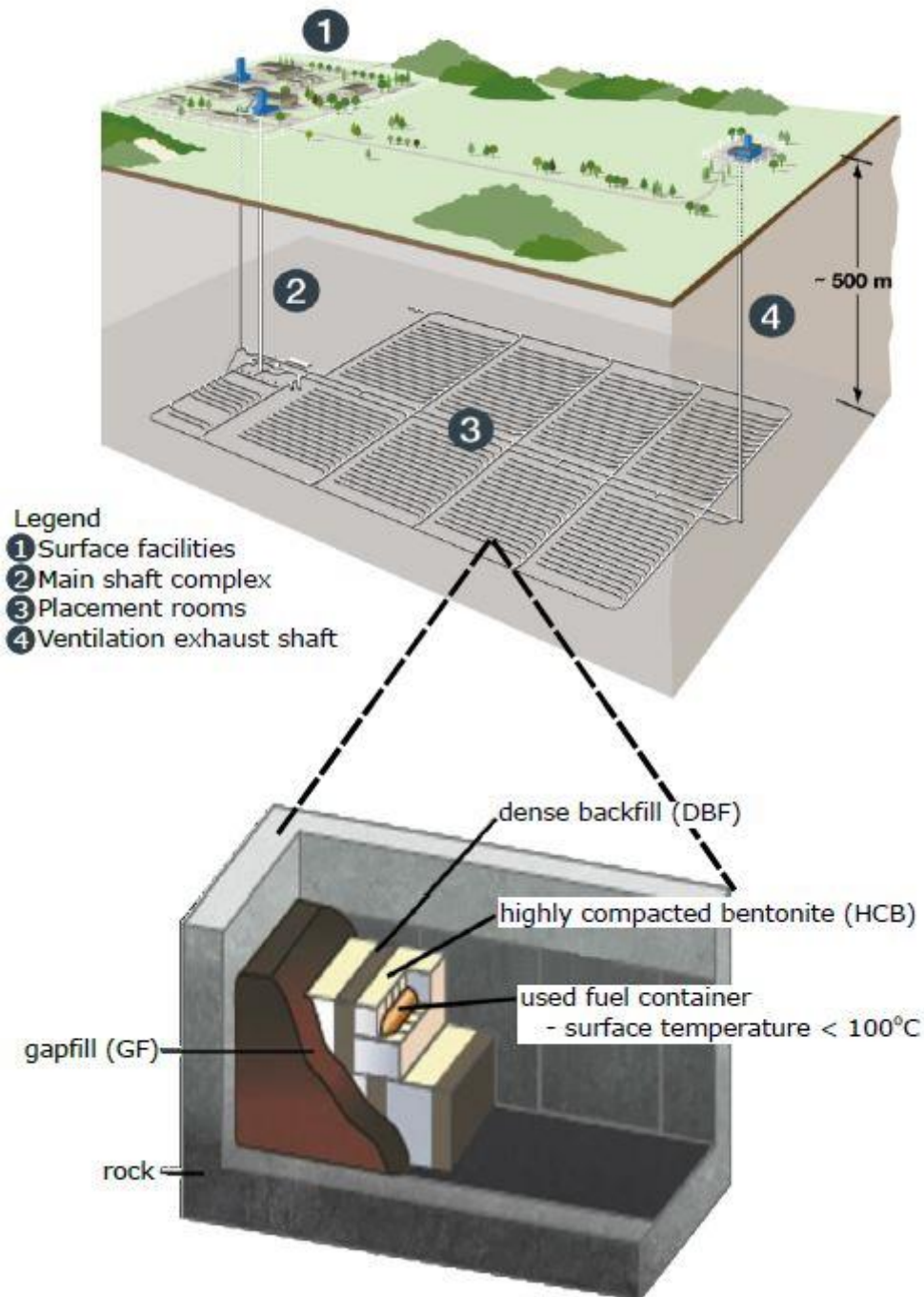


Figura 2-26: Diseño de un AGP²⁴

²⁴ Fuente: [160]

Contenedor

El CNG se introduce en un contenedor metálico que debe asegurar su contención y confinamiento. No obstante, aunque la radiotoxicidad del CNG se mantiene alta por encima de 1 millón de años [161], los períodos para la contención por parte del contenedor son más bajos, debido al diseño multibarrera. De esta manera, generalmente se habla de una vida mínima del contenedor de 300 a 1000 años, que precisamente se corresponde con el período de mayor dosis de radiación gamma. [159]

Aunque los períodos requeridos para la durabilidad del contenedor no son tan altos debido al diseño multi-barrera, siguen siendo significativos, por lo que la selección de los materiales y su diseño es de alta importancia para garantizar la vida mínima requerida para la contención. Por tanto, desde hace varias décadas se están llevando a cabo análisis para la predicción del comportamiento y del eventual fallo del contenedor, así como de su posible vida y de la naturaleza de los fallos.

Generalmente, se predicen dos posibles fallos del contenedor: grieta(s) y/o corrosión. Si la corrosión o las grietas son limitadas, se puede considerar que el contenedor aún mantiene gran capacidad de contención y resistencia al transporte de radionucleidos. No obstante, si la corrosión es generalizada, típicamente se asume que la barrera ha desaparecido. [159]

Para poder determinar el efecto del tiempo sobre los contenedores, hay que tener en cuenta diversos aspectos: el efecto de la temperatura y de la emisión de calor de los residuos, las filtraciones de agua, el comportamiento geológico (posibles vibraciones, movimientos, etc.), factores microbiológicos... Todos estos parámetros afectan a la corrosión y el comportamiento mecánico del contenedor. Asimismo, ha de considerarse la influencia de los propios efectos de corrosión sobre el rendimiento mecánico del contenedor y viceversa. [159]

Otro factor a tener en cuenta es la fragilización por hidrógeno. Según el tipo de materiales utilizados en los contenedores, éstos pueden ser más susceptibles a la absorción de hidrógeno que lleve a una pérdida de la integridad del material y, por tanto, del contenedor. Por tanto, estudios como [162] analizan la posibilidad de absorción de hidrógeno de diversos materiales, como el aleado Titanio-Paladio, o el acero inoxidable, comprobando que la absorción de hidrógeno podría llevar a la total desintegración del aleado de titanio o a una pérdida significativa de ductilidad del acero inoxidable.

Buffer

El buffer rodea el contenedor para rellenar vacíos y grietas, por lo que se utilizan materiales arcillosos. Dentro de este tipo de materiales, el preferido, generalmente, es la bentonita en diferentes formas, aunque también se estudian materiales cementosos [163].

Los objetivos de esta barrera de ingeniería son: i) rellenar vacíos y grietas [74], ii) garantizar estanqueidad al contenedor, evitando que lleguen filtraciones de agua, iii) controlar la actividad microbiana alrededor del contenedor [159], iv) reducir/ralentizar el transporte de radionucleidos [164], etc. Por tanto, se están analizando las propiedades de diversos tipos de bentonitas o compuestos para determinar cuáles proporcionan la mejor barrera en las condiciones particulares de cada diseño de AGP que se está estudiando alrededor del mundo.

De esta manera, se ha determinado que existe una densidad mínima de la bentonita para garantizar estos objetivos (prevención de actividad microbiana, garantizar estanqueidad y autosellado, reducción del transporte de radionucleidos...), pero también una densidad máxima para evitar un exceso de estrés en el contenedor o en las fracturas en caso de terremoto cercano. [164]

Relleno, sellos y tapones

El relleno se utiliza para llenar las galerías de transporte y acceso y los sellos y tapones para aislar la galería de disposición (o pozo de perforación) de las galerías de acceso y transporte y de la parte de la formación rocosa que ha sido perturbada por la excavación de la galería (o pozo).

Las propiedades de estos materiales también han de estudiarse. En la Figura 2-26 se muestra el diseño del AGP canadiense, y diversas barreras de ingeniería que se están estudiando en [160]. Para este ejemplo, el buffer estaría compuesto por bentonita altamente compactada, el relleno sería bolas de bentonita de densidad seca mínima de $2,12 \text{ g/cm}^3$ y el último relleno sería de granito triturado con arcilla y bentonita.

Barrera natural

La última barrera, tras las barreras de ingeniería, es la propia roca huésped que, tanto por la profundidad como por sus características geológicas, proporcionan estabilidad y aislamiento a los RAA o al combustible gastado, según sea el material que almacenen. El entorno geológico proporciona características clave para la seguridad, siendo improbable que éstas cambien significativamente a lo largo de las escalas de tiempo relevantes. [3] [70]

Es importante conocer y analizar la roca huésped y sus propiedades, tales como la conductividad térmica, ya que éstas no van a poder ajustarse a las necesidades del repositorio, sino que están fijas [165]. Por tanto, serán las barreras de ingeniería las que tengan que adaptarse a las condiciones que proporciona la roca huésped [165]. Asimismo, es de alta importancia estudiar las perturbaciones que provocarán las perforaciones en la roca huésped, así como las variaciones de temperatura debido a la alta emisión de calor de los residuos radiactivos o CNG [159].

Se ha determinado en más de una ocasión que la temperatura límite que debe haber en la superficie del contenedor no debe exceder los 100°C para garantizar el correcto funcionamiento del AGP y de las barreras (Finsterle et al. en diseños de disposición horizontal en [165], Abootalebi et al. en el diseño canadiense en [160], Fernández et. al en [166], etc.). Por tanto, la carga térmica con la que se introducen los contenedores es altamente importante y determina, también, el espacio requerido entre contenedores para no exceder la temperatura máxima. Esta carga térmica varía, fundamentalmente, por dos factores [165]:

1. El inventario de radionucleidos, que dependerá, a su vez, del tipo de residuo y en caso de CNG, del enriquecimiento inicial, el grado de quemado, etc.
2. La duración del almacenamiento temporal

Funciones de seguridad del sistema multi-barrera

En general, el sistema multi-barrera favorece la robustez del repositorio, ya que cada una de ellas complementa a la otra con diversos procesos y propiedades químicas y físicas. Además, está diseñado para que, si eventualmente fallan las barreras en las escalas de tiempo calculadas, las propiedades que las caracterizan retrasen y minimicen hasta niveles aceptables la posible exposición a radionucleidos, que se espera que ocurran varios miles de años después de la disposición de los residuos, cuando los niveles de radiación de los residuos han disminuido notablemente. Estas funciones de seguridad son las siguientes [70] [75]:

- Contención física: el residuo radiactivo se aísla del agua subterránea mediante una barrera estanca de tal manera que no puede ocurrir ninguna emisión de radionucleidos mientras la función sea efectiva. Esta fase es la primera tras la clausura del repositorio y, en general, no se estima que falle la primera barrera hasta después de mínimo 1000 años.

- Emisión lenta: después de que la contención falle, comienza la filtración de radionucleidos en combinación con la degradación de la matriz de residuos. No obstante, varios procesos físico-químicos limitan fuertemente las emisiones de radionucleidos.
- Retraso: los radionucleidos disueltos en el agua subterránea empiezan a migrar a través del buffer de bentonita y la roca huésped muy despacio. Además, muchos radionucleidos se absorben en los minerales.
- Dispersión y dilución: los radionucleidos son liberados a los acuíferos adyacentes y circundantes y, eventualmente, al entorno accesible. La dispersión y la dilución reducen la concentración de radionucleidos. Esta fase se estima que puede durar unos 2000 años.

Esta emisión de radionucleidos, con la potencial exposición al medio ambiente y a los seres humanos, ha sido un foco constante de estudios, con el objetivo de diseñar un repositorio que garantice que los máximos niveles de exposición a un individuo bajo condiciones desfavorables estén por debajo del nivel de seguridad considerado internacionalmente. Asimismo, también se estudia el efecto de la carga térmica en la roca y el agua subterránea circundante [167].

En [168], Pang et al. estudian la dosis efectiva de un AGP representativo y lo comparan con los coeficientes de conversión de fluencia a dosis efectiva estándares proporcionados por la ICRP (Comisión Internacional de Protección Radiológica), para comprobar su aplicación en geometrías y espacios reales. Kitamura et al. estudian en [169] y [170] los propios efectos de la radiación sobre las barreras de ingeniería y geológicas para ver cómo afectan a su estabilidad y robustez a largo plazo, mientras que Wendling et al. estudian en [171] cómo afecta la generación y acumulación de gases en el AGP por corrosión anaeróbica, radiólisis del agua y degradación de los materiales orgánicos a la contención a largo plazo de las barreras de ingeniería y naturales.

2.4.1.2. Tipos de AGP

A lo largo de los años se han estudiado diversos tipos roca huésped donde se pueden establecer los almacenes geológicos profundos, cuya tendencia en los diferentes países suele estar ligada al tipo de roca estable que se encuentra bajo su superficie y cuya ubicación es propicia para un almacenamiento a largo plazo de estas características. De esta manera, se puede hablar en general de cuatro tipos de AGP según la roca huésped [70] [75]:

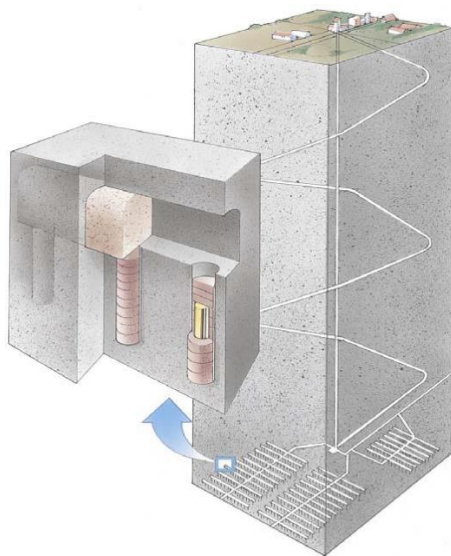


Figura 2-27: AGP en granito²⁵

- Formaciones de roca dura: principalmente granito. Esta opción está siendo estudiada por países como Canadá, España, Finlandia, Japón y Suecia.
- Formaciones de arcilla: como arcillas plásticas, arcillas sobre endurecidas o lutolita (fangolita). Actualmente se está estudiando en Bélgica, España, Francia, Japón, los Países Bajos, Suiza y, más recientemente, Alemania.
- Formaciones de sal: capas de sal y domos salinos. Principalmente estudiada en Alemania y los Países Bajos, aunque existe una planta en operación en EEUU para los residuos

²⁵ Fuente: [159]

transuránicos de larga vida (Waste Isolation Pilot Plant – WIPP).

- Formaciones de roca volcánica: incluyendo toba y basalto. En EEUU se ha estudiado durante años la construcción de un AGP en toba en Yucca Mountain. [37]

De esta manera, diversos países han realizado estudios geológicos sobre los tipos de roca que se encuentran bajo la superficie de su país, analizando sus características específicas relevantes para el desarrollo de este tipo de construcción, como, por ejemplo, la actividad sísmica de los últimos millones de años, lo que garantiza, hasta cierto punto, la estabilidad de la roca en los próximos cientos de miles de años.

Dependiendo de la formación geológica del subsuelo de un país, existen diversos tipos de roca estable apropiados para la construcción de un AGP. Esto ha llevado a que, dentro de un mismo país, se hayan realizado estudios de varios tipos de roca y distintas configuraciones, todas ellas válidas. No obstante, a la hora de seleccionar la ubicación donde se va a realizar la construcción del AGP, entran en juego otros factores como la localización geográfica, la población, la aceptabilidad social, etc. Todo ello es analizado en detalle, tras lo cual, el país puede llegar a una deliberación final, como ha ocurrido en los países cuyo diseño y construcción de un AGP está más avanzado: Finlandia y Suecia.

Además de los tipos de roca huésped, también se pueden distinguir diferentes tipos de configuraciones para un AGP. Las principales son:

- Galerías: los residuos se sitúan a lo largo del eje de una galería. Es el tipo de diseño más extendido y el que se muestra en la Figura 2-26.
- Pozos o agujeros de perforación: los residuos se sitúan en agujeros horizontales o verticales que son perforados desde una galería. Estos sistemas están menos extendidos, pero están acumulando interés y ganando importancia.

En el caso de los pozos de perforación profundos, éstos suelen alcanzar una profundidad mayor que el diseño típico de un AGP en galerías, llegando hasta los 2 – 5 km de profundidad. En [172], Collier et al. estudian las lecciones aprendidas para un pozo de perforación vertical en lechadas cementosas. Por otro lado, Finsterle et al. estudian en [165] el funcionamiento y diseño de un AGP en agujeros de perforación horizontales, que consiste en un agujero vertical de acceso que llega hasta el punto de inicio, ligeramente por encima de la profundidad objetivo del repositorio, donde se curva hasta llegar prácticamente a una posición horizontal con una ligera inclinación hacia arriba. Los contenedores descienden por el agujero de acceso y se empujan a la sección horizontal situados de extremo a extremo.

Tanto la perforación vertical como la horizontal han ganado mucha experiencia en las últimas décadas por la industria petrolífera y del gas, debido a la búsqueda de reservas de hidrocarburos y energía geotérmica. Por tanto, están ganando popularidad, porque aportan una serie de ventajas frente a la disposición en galerías, como puede ser: i) la mayor facilidad de la gestión térmica, ii) evitar la ebullición del agua, reduciendo la complejidad de los procesos de flujo multifásico, iii) los relativamente menores cambios de temperatura llevan a estreses térmico-mecánicos más débiles, ayudando a preservar la integridad de las barreras de ingeniería y reduciendo las perturbaciones a la roca huésped. [165]

2.4.1.3. Avances más recientes en la construcción de un AGP

En los últimos años, se han alcanzado importantes hitos con respecto a los AGP. En primer lugar, Finlandia y Suecia, cuyos gobiernos se ha decantado por el ciclo abierto, son dos de los países que más avances han realizado en la construcción de un repositorio geológico, habiendo

desarrollado el diseño y seleccionado el lugar de emplazamiento del AGP, ambos en formaciones de roca dura (granito), como se puede ver en la Figura 2-27. En Finlandia, el AGP ha comenzado su construcción [173] en Olkiluoto [174] y se planea presentar una solicitud para una licencia de operación en 2020 [159]. Con el inicio de la construcción del AGP en Finlandia, se están pudiendo realizar experimentos *in situ*, que son importantes porque permiten determinar los coeficientes de difusión y distribución en las condiciones de la roca base en condiciones análogas a las del repositorio. Sin embargo, estos experimentos son mucho más caros y más largos que en el laboratorio, por lo que Aromaa et al. comparan en [174] ambos resultados (en laboratorio e *in situ*) para determinar su validez.

En Suecia, SKB (la compañía sueca de gestión de combustible y residuos nucleares) presentó la solicitud para construir un repositorio geológico en Forsmark, que se espera que comience las operaciones en 2023 [75]. En 2018, las autoridades de seguridad nuclear de Suecia concluyeron que SKB cumplía los requisitos y recomendó que el Gobierno aprobara las solicitudes, pero se requiere mayor información acerca de los contenedores antes de esta aprobación [159].

En segundo lugar, en Francia y Suiza se ha realizado un análisis de seguridad para un repositorio geológico de varios tipos de residuos de alta y media actividad en formaciones de arcilla, que se han presentado y revisado por comités nacionales e internacionales. En Suiza, la primera fase del proceso de selección del sitio se inició en 2008. En Francia, se continúa la investigación para seleccionar la ubicación y el diseño de un AGP y se espera que en 2025 la instalación se ponga en marcha. [75] Francia cuenta con un laboratorio subterráneo que lleva analizando la viabilidad del proyecto desde 1999 [175]. Asimismo, Canadá también cuenta con diseños avanzados para su AGP [176].

En Japón, se comenzó el estudio de la disposición geológica de RAA en la década de 1970. A raíz del accidente de Fukushima Daiichi, se puso en énfasis la necesidad de re-evaluar la seguridad técnica de las instalaciones geológicas, por lo que en 2013 se creó un grupo de trabajo de tecnología de disposición geológica del subcomité de energía nuclear para evaluar la seguridad a largo plazo con el conocimiento actual y las tecnologías disponibles. En 2014, el grupo presentó sus resultados de la evaluación, señalando las áreas potenciales donde podría ubicarse de manera segura un AGP. [177] En 2017, se publicó en la página de NUMO un mapa identificando las regiones que podrían incluirse en una futura encuesta detallada de selección de la ubicación, junto con las áreas no adecuadas. Se espera que la selección de la ubicación sea en 2025 y que las operaciones se inicien en 2035. El diseño del AGP sería en roca sedimentaria para cápsulas de RAA. [178]

Sin embargo, hay países, como Alemania, EEUU y Reino Unido, cuyos planes han sufrido retrasos debido a la oposición política y social. En EEUU, el repositorio geológico de Yucca Mountain se sometió a un proceso de licencia de las autoridades regulatorias en 2008. Sin embargo, la administración en 2009 retiró su apoyo a la construcción del AGP en Yucca Mountain y el futuro es incierto. [3] [75] La aceptabilidad social se ha comprobado como un tema clave para la selección del sitio del repositorio [179].

España, a pesar de los retrasos en la construcción del ATC, ha demostrado a lo largo de los años ser uno de los países de referencia en la investigación del AGP. Si bien, los planes de construcción de un AGP no están en marcha, los diferentes proyectos de investigación son citados internacionalmente, tales como los estudios en la bentonita FEBEX, que se analizó por Pintado et al. en [164] comparándola con la MX-80 seleccionada para Finlandia y Suecia, y por Abootalebi et al. en [160]. Asimismo, el diseño del AGP español se menciona como referencia en el informe de la OCDE de 2006 “Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management” [74].

2.4.2. Costes del almacenamiento definitivo en estudios internacionales

Al igual que se realizó en las Secciones 2.2 y 2.3, a continuación, se presentan en la Tabla las hipótesis de costes utilizadas en los estudios internacionales para el almacenamiento definitivo.

Tabla 2-7: Hipótesis de costes del AGP en estudios internacionales

Estudio	Año de referencia	Tipo	Coste del AGP	
			Valor	Unidad
Ramana, Suchitra [25]	2004	Total	10.200	\$/tHM
De Roo, Parsons 2011 [53]	2007	Total	470	\$/kgiHM
Ko, Gao [46]	2010	Total	1200	\$/m ³
OCDE de 1994 [44]	1991	Total	610	\$/kgU
Harvard de 2003 [20]	2003	Total	400	\$/kgHM
BCG de 2006 [21]	2005	Total	320	\$/kgHM
De Roo, Parsons 2009 [52]	2007	Total	463	\$/kgiHM
OCDE de 2013 [3]	2010	Inversión (fijo)	1734,7	M\$
	2010	Inversión (variable)	0,09184	M\$/tHM
	2010	O&M (fijo)	63,75	M€/año
	2010	O&M (variable)	0,01186	M€/tHM·año
Kim et al. [41]	2015	Total	400-650-1000	\$/kgHM
Krasnorutskyy y Kirsanova [42]	2019	Total	100+510 ²⁶	\$/kgHM
Kim et al. [55]	2015	Total	400-650-1000	\$/kgHM
Gao et al. [58]	2017	Total	400-463-650	\$/kgHM
Kim et al. [48, p.]	2017	Excavación	1384	\$/m ³
		Empaquetado	718	\$/kgHM
Zhou et al. [50]	2014	Total	200-470-760	\$/kgHM
Zu et al. [137]	2014	Total	528	\$/kgHM

2.4.3. Efectos de los ciclos avanzados en el almacenamiento definitivo

Como se ha visto en secciones anteriores, hoy en día existen varias líneas de investigación, tanto en reactores como en tecnologías de reprocesado avanzado, que buscan mejorar el funcionamiento y la sostenibilidad de la energía nuclear mediante la maximización del aprovechamiento del uranio natural, reduciendo su consumo, así como a través de la minimización de los residuos generados y su radiotoxicidad.

De esta manera, los ciclos avanzados que se están investigando tienen un alto impacto sobre el diseño final de un AGP, específicamente en su tamaño. Este resultado es consecuencia de los efectos de los ciclos avanzados vistos en la sección 2.1.4.3. En primer lugar, por la disminución directa del volumen de los residuos vitrificados y del número de contenedores que, como se ha visto, se produce principalmente por la gestión y la reducción de la masa de los productos de fisión. En segundo lugar, y en mayor grado, por la reducción de la potencia calorífica de los residuos finales, ya que el tamaño del AGP se ve condicionado, principalmente, por limitaciones

²⁶ Almacenamiento y acondicionamiento

térmicas: cuanta menor potencia térmica, mayor es la reducción en la longitud total del repositorio.

A continuación, se van a ejemplificar estas consecuencias en el tamaño del AGP con los resultados obtenidos en varios estudios publicados en el informe de la Agencia Nuclear Europea (NEA) de la OCDE de 2006 “Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management” [70].

- AGP en formaciones de arcilla (Bélgica): la longitud de las galerías del AGP se reducen en un factor de 3,5 utilizando ciclos avanzados y hasta un 9,4 introduciendo la separación y almacenamiento del Cs y Sr. Estos factores de reducción se establecen en relación al ciclo abierto, cuya longitud final de galerías es la mayor.
- AGP en formaciones de granito (España): la separación entre contenedores y, por tanto, la densidad de disposición depende de las limitaciones térmicas, no pudiendo exceder 100°C en la bentonita, por lo que el tamaño final del repositorio será considerablemente menor para los ciclos avanzados.
- AGP en formaciones de roca volcánica (EEUU – Yucca Mountain): los mayores contribuidores a la carga térmica de los residuos son el Pu, el Am, el Cs y el Sr. La eliminación del Pu y el Am aumenta la capacidad de carga del repositorio en un factor de 4,3 hasta 5,4. La separación adicional del Cs y el Sr permite un aumento sustancialmente mayor: hasta un factor de 42,7. En estudios posteriores se ha estimado que la capacidad de carga se puede llegar a aumentar en un factor de 100. [75]

Por último, además de las consecuencias que se han visto en el tamaño final del repositorio, la OCDE también estudió los efectos de los ciclos avanzados sobre las máximas dosis en la evolución del AGP, concluyendo que éstas se reducen como mucho en un factor de 8, pero que para cualquiera de los ciclos estudiados (tanto actuales como avanzados), siempre se mantienen muy por debajo del límite establecido internacionalmente. [70] Además, el inventario y la radiotoxicidad pueden reducirse en un factor de 100 a 200 y las escalas de tiempo requeridas para que la radiotoxicidad alcance los niveles de referencia se reducirían de más de 100.000 años a un valor de entre 1000 y 5000 años. [75]

2.4.4. Alternativas al AGP

A pesar de que el AGP es la opción más ampliamente aceptada internacionalmente, ha habido líneas que en un principio se habían descartado, pero que con el tiempo se han rediseñado y mejorado, planteándose como una alternativa para algunos países o casos concretos. Este es el caso del sistema de eliminación de los residuos finales (productos de fisión mayoritariamente) en el espacio, que había sido estudiado por la NASA desde muy temprano, pero que fue descartado en su momento por el alto coste y el riesgo de exposición a la radiación y, recientemente, ha vuelto a considerarse esta alternativa, tras incluir varias mejoras, para países como Corea, que debido a su situación geográfica y alta densidad de población, no ven el AGP como una buena solución. [180]

Otra opción que se ha planteado para los países cuya densidad de población es alta, cuya situación geográfica es complicada o carecen de formaciones geológicas estables, también para países con un tamaño de flota nuclear reducido o con una superficie pequeña, es la construcción y utilización de un AGP comunitario, que se construiría en un país cuya capacidad nuclear fuese alta y contase con formaciones geológicas aptas para este uso y la ubicación propicia, y en él se guardarían los residuos provenientes de varios países con quienes se hubiese firmado el contrato.

No obstante, esta práctica hoy en día está prohibida y sancionada. Mientras que en algunos países la exportación para el reprocesado ha dejado de ser legal, en otros esta práctica sigue llevándose a cabo, como se vio en la sección 3, pero tanto los residuos procedentes del reprocesado como los elementos separados han de volver al país de origen una vez hayan sido enfriados lo suficiente para el transporte. Si el país exportador no recibe sus residuos cuando lo indica el contrato, éste es sancionado. Por tanto, para poder llevar a cabo esta práctica, la legislación tendría que ser modificada.

2.5. Aceptabilidad social

A lo largo de las últimas décadas, la aceptabilidad social ha ido ganando cada vez más importancia en la toma de decisiones políticas, fundamentalmente en los países occidentales y/o democráticos. En países con gobiernos autoritarios, la aceptabilidad social no es un factor a considerar, ya que todo el poder emana del gobierno y las posibles protestas son fuertemente reprimidas. Sin embargo, los gobiernos democráticos llevan intrínseca la posibilidad de estar en desacuerdo y de expresar las opiniones individuales. Por tanto, estas opciones conllevan una mayor importancia de la aceptabilidad social por dos principales factores:

- i. Las posibles protestas sociales en caso de que se tomen decisiones con las que la mayoría de la población no está de acuerdo.
- ii. La posible disminución de los votos obtenidos por el partido político que tome una decisión impopular.

Por tanto, poco a poco, los partidos políticos se ven más inclinados a tomar o posponer decisiones o a cambiar estrategias teniendo en cuenta las opiniones de los votantes o posibles votantes, es decir, de los ciudadanos. Esto se ha visto reflejado en países como Alemania o España en los últimos años. En el primero, se refleja claramente cómo las protestas sociales debidas a una fuerte oposición popular pueden conllevar un cambio en las estrategias de un país. En el segundo, se ejemplifica el caso de cómo la posibilidad de tomar una decisión impopular que pueda impactar en la imagen de un partido y sus posibles votos, pueden llevar a la posposición de decisiones políticas.

Así, en los inicios de la energía nuclear, Alemania tenía una de las políticas más ambiciosas del ciclo del combustible nuclear. Pero los grupos anti-nucleares fueron ganando importancia y sus protestas a lo largo de los años han ido modificando las estrategias originales del país. De esta manera, las protestas públicas masivas resultaron en la cancelación de dos proyectos de construcción de dos instalaciones de reprocesado, en 1979 y 1989, respectivamente. Asimismo, una serie de protestas violentas a lo largo de la década de 1990 relacionadas con el transporte del combustible nuclear gastado a Francia y Reino Unido para reprocesarlo (o por el retorno de los RAA procedentes del reprocesado), llevaron a la ilegalización de la exportación del CNG de Alemania y, consecuentemente, a la adopción de la estrategia de ciclo abierto. Las inmensas dificultades políticas que suponen el transporte de CNG en Alemania han llevado a almacenar el combustible nuclear gastado en ATIS en lugar de un ATC. [19]

Las opiniones en energía nuclear parecen cambiar muy lentamente y no son volátiles, pero eventos dramáticos, como un accidente, pueden resultar en una caída rápida y significativa en la aceptabilidad social [17]. Esto, nuevamente, se ha visto reflejado en Alemania. El apoyo a la energía nuclear estaba creciendo lentamente, y los planes del gobierno en diciembre de 2010 eran ampliar la vida de las centrales nucleares 14 años. No obstante, poco después ocurrió el accidente de Fukushima en 2011, que llevó al cierre temporal de las siete centrales nucleares más antiguas y a la decisión del cierre progresivo de todas las centrales nucleares alemanas [14], de las cuales ya se han cerrado permanentemente 17 y se prevé que el cierre de la última central ocurra en 2022.

Por otro lado, las encuestas señalan que la mayoría de la población (81%) considera impopular tomar decisiones acerca de la gestión de cualquier tipo de residuos peligrosos [17]. Esto se ha visto claramente reflejado en España, donde el VI Plan General de Residuos Radiactivos de 2006 planificaba la construcción de un ATC para 2010 y, a fecha de 2019, la construcción no se ha iniciado aún, debido al continuo aplazamiento político y a las trabas que han ido sucediendo a lo largo de los años.

No obstante, los eventos ocasionados por las protestas o por los retrasos en la toma de decisiones son claramente contraproducentes. En primer lugar, algunas de las protestas alemanas han supuesto el bloqueo de las vías del tren en las que se transportan los residuos nucleares provenientes de Francia tras su reprocesado. Si bien el origen de las protestas es por la *percepción* del riesgo de estos residuos con el fin de eliminarlo, el riesgo real resultante es mucho mayor al impedir completar el transporte. Por otro lado, la gestión del combustible nuclear gastado debe llevarse a cabo de una manera u otra: almacenamientos temporales en seco, sean ATIS o ATC, almacenamiento definitivo, reprocesado, etc. No se puede posponer definitivamente y hay decisiones que deben tomarse por razones técnicas, no estratégicas. Además, el 79% de la población considera que los retrasos en la toma de decisiones significa que no existe una forma segura de gestionar los RAA [17], creando una contradicción entre la impopularidad de la toma de decisiones y la falta de confianza si éstas no se llevan a cabo.

Por tanto, ¿cuál es la perspectiva del público de la energía nuclear y de la gestión del combustible nuclear gastado? ¿Qué medidas se pueden tomar para mejorar la aceptabilidad social? ¿Qué factores afectan a esta aceptabilidad? Esta sección tratará de resolver estas preguntas en base a la literatura.

2.5.1. Opiniones del público respecto la energía nuclear

El análisis de la opinión pública es complicado, ya que diferentes metodologías pueden llevar a resultados muy variados. Se ha comprobado que, generalmente y si son llevadas a cabo de manera apropiada, las encuestas pueden ser una fuente objetiva y fiable que reflejan las opiniones públicas. No obstante, factores como el número de personas encuestadas, el tipo de preguntas y la formulación de las mismas, la representatividad de la muestra con respecto a la población (edad, sexo, educación...) o los intereses del encuestador, pueden afectar a los resultados. [17]

De esta manera, el permitir que el encuestado responda espontáneamente, y no a una serie de respuestas preestablecidas, suele ser la opción preferida para obtener una imagen real sobre ciertas opiniones de la población [17]. Sin embargo, para determinados temas, donde el conocimiento técnico de la mayor parte de la población es escaso, tal tipo de formulación no es posible.

Los primeros tipos de pregunta se realizaron en una encuesta del Eurobarómetro de 2005 para determinar las preocupaciones generales y en relación con la energía de los ciudadanos. Con respecto a las principales preocupaciones generales, en respuestas espontáneas, se pudo comprobar que la energía nuclear no estaba dentro de las respuestas obtenidas. Los problemas y las cuestiones energéticas aparecieron en 12º lugar dentro de las preocupaciones de los ciudadanos, habiendo sido mencionado únicamente por un 14% de los encuestados, mientras que la preocupación medio ambiental apareció en 13º lugar, mencionado por un 12% de los encuestados. [17]

Adicionalmente, cuando se preguntó a los encuestados: “Cuando piensas en cuestiones relacionadas con la energía, ¿qué es lo primero que se viene a tu cabeza?”, únicamente un 8% mencionaron la energía nuclear, habiendo respondido un 33% de los encuestados los precios de la energía. [17] De esta manera, se ha podido determinar, con más o menos acierto, que la energía nuclear no domina las preocupaciones cotidianas de la población. No obstante, esto no impide que la población tenga opiniones fuertes acerca de la energía nuclear o que pueda haber respuestas fuertes en oposición.

Con respecto a las opiniones concretas sobre la energía nuclear, éstas varían de un país a otro y también se ven afectadas en función de si el país tiene o no un programa nuclear. Así, en los países con programas nucleares, aproximadamente un 28% se mostró a favor de la energía nuclear, mientras que un 31% se mostró en contra, teniendo el 41% restante de la población opiniones más

centradas. Esto contrasta con los resultados en países sin programas nucleares, donde el 54% de la población se mostró en contra de la energía nuclear, con solo un 12% a favor y un 25% en posiciones intermedias. [17]

Por otro lado, el 53% de los encuestados respondieron que consideraban que los riesgos de la energía nuclear superan a sus ventajas, y solo un 33% consideró que las ventajas superaran a los riesgos de la energía nuclear. De nuevo, en países sin programas nucleares, esta diferencia se incrementa con respecto a los países que sí cuentan con programas nucleares. [17] En España, esa encuesta la realizó el CIS en 2011, llegando a conclusiones similares: un 52% para la primera opción y un 32% para la segunda [181].

Analizando más en detalle las opiniones de los encuestados, se comprobó que la mayoría (59%) considera que las centrales nucleares pueden ser operadas de manera segura, frente a un 31% que no. Asimismo, los encuestados identificaron como los mayores riesgos asociados con la energía nuclear [17]:

- El terrorismo como una gran amenaza a las centrales nucleares (74%)
- La gestión de los residuos nucleares, donde solo un 39% consideraron que se podía realizar de manera segura.
- El mal uso de los materiales radiactivos.

Finalmente, se analizó en concreto el problema de los residuos nucleares. Inicialmente, un 55% de los encuestados se mostraba en contra de la energía nuclear y un 37% a favor. A los que se mostraron en contra, les preguntaron si estarían a favor de la energía nuclear si el problema de los residuos radiactivos se resolviera, y un 38% respondieron que sí la apoyarían, pero un 57% se mantendría en contra. [17] Por último, se llegó a las siguientes conclusiones [17]:

- El 92% considera que se debería desarrollar una solución para los RAA y no dejarlo para generaciones futuras.
- El 81% cree que es impopular tomar decisiones acerca de la gestión de residuos peligrosos.
- El 79% cree que el retraso en la toma de decisiones en la mayoría de los países significa que no existe una manera segura de gestionar los RAA.

Como se explicó anteriormente, las opiniones acerca de la energía nuclear cambian muy lentamente, pero eventos dramáticos pueden suponer una caída en su aceptabilidad social. De esta manera, desde el año 2005 en el que se realizó la encuesta, las opiniones acerca de la energía nuclear han podido variar. La tendencia en 2005 era hacia una mayor aceptabilidad, pero el accidente de Fukushima de 2011 causó, como se ha visto anteriormente, un retroceso importante, especialmente en países que históricamente se habían mostrado especialmente anti-nucleares. No obstante, desde 2011 se ha podido recuperar poco a poco la opinión pública, por lo que, aunque no se tienen resultados recientes de una encuesta tan extensiva como la de 2005, es probable que los resultados no difieran significativamente.

2.5.2. Factores que influyen a la aceptabilidad social

En la sección anterior se han expuesto las opiniones del público en las encuestas del Eurobarómetro de 2005 respecto a las preocupaciones generales y sobre energía de la población, así como opiniones sobre temas de energía nuclear. En esta sección se van a analizar las razones detrás de estas opiniones y, en concreto, del rechazo y miedo general a la energía nuclear.

De esta manera, en primer lugar, se va a explicar el riesgo y riesgo percibido como factores clave en la aceptabilidad social de la energía nuclear, en base a un estudio de la OCDE de 2010

“Radioactive Waste in Perspective” [16]. En segundo lugar, se van a exponer otros factores que se han detectado en estudios y artículos posteriores como factores que afectan a la aceptabilidad social de la energía nuclear.

2.5.2.1. Riesgo y riesgo percibido

Como se ha visto en la sección anterior, la percepción pública sobre los residuos nucleares es que son peligrosos incluso cuando se gestionan correctamente o que hay una confianza muy baja en que éstos siempre se mantengan correctamente gestionados. Por otro lado, la aceptabilidad social de un riesgo no solo depende de las evaluaciones científicas, sino también de las percepciones de riesgo y beneficio. [16]

El riesgo se evalúa de manera objetiva, con cálculos científicos y de ingeniería. Pero esto no representa siempre el grado de riesgo que los individuos pueden sentir, que es lo que se conoce como *riesgo percibido*, que es subjetivo y depende no sólo del riesgo evaluado científicamente, sino también de un número de factores de percepción de riesgo individuales y sociales. [16]

Con esta descripción, la OCDE presentó una tabla en la que se describen factores de percepción del riesgo y, según la actividad y cómo perciban ese factor, se tendrá una mayor o menor percepción de riesgo. La Tabla 2-8 muestra estos factores. La falta de control personal, la falta de familiaridad, no tener claros los beneficios, entre otros, son la raíz de que la percepción del riesgo de la energía nuclear y los residuos nucleares (y también los residuos peligrosos) sea elevada en comparación con otras actividades, como conducir, que estadísticamente han demostrado tener un mayor riesgo real. [16]

Tabla 2-8: Ejemplos de factores de percepción del riesgo²⁷

Factor de percepción del riesgo	El riesgo percibido es mayor (o la aceptabilidad del riesgo menor) si la actividad se ve como:
Voluntad	Involuntario o impuesto
Control	Bajo el control de otros
Familiaridad	Desconocido
Equidad	Distribuido desigualmente
Beneficios	Tener beneficios poco claros o cuestionables
Entendimiento	Entendimiento pobre
Incertidumbre	Relativamente desconocido o con alta incertidumbre
Aprensión	Provoca miedo, terror o ansiedad
Reversibilidad	Efectos adversos potencialmente irreversibles
Confianza en las instituciones	Requerir una respuesta institucional creíble.
Interés personal	Poner a las personas personalmente y directamente en riesgo
Naturaleza ética/moral	Éticamente objetable o moralmente incorrecto

Otro factor a tener en cuenta en la percepción del riesgo de la población es el llamado *dread risk*, que indica un riesgo hacia el que se tiene una gran aversión, y se define como una percepción de falta de control, potencial catastrófico, consecuencias fatales o distribución desigual de los riesgos y beneficios. A mayor *dread risk*, más interés tiene el público en ver los riesgos reducidos y la imposición de una regulación estricta para alcanzar esta reducción. [16]

²⁷ Fuente: [16]

Por otro lado, el *riesgo desconocido* se define como peligros que se juzgan inobservables, desconocidos, nuevos o retrasados en su manifestación del daño. Cuanto más *dread risk* y más *riesgo desconocido*, más sensible será la actividad o el problema para el público. [16]

La partición de los riesgos de la energía nuclear en sus diferentes fases del ciclo tiene muy poco efecto en la percepción del riesgo: el público lo tiende a juzgar como un todo. Además, la percepción del público del riesgo en las industrias relacionadas con la energía no parece estar afectada por las consecuencias de los accidentes severos que realmente han ocurrido: las estadísticas muestran que la energía nuclear es, de hecho, una de las tecnologías energéticas más seguras, pero ésta, definitivamente, no es la percepción pública. [16]

2.5.2.2. Otros factores analizados

Artículos internacionales recientes han analizado otros factores relacionados que afectan a la aceptabilidad de la energía nuclear. Ramana analizó en [182] los problemas técnicos y sociales de los residuos nucleares, que resume los principales motivos por los que el público está en contra de la energía nuclear.

En primer lugar, tal y como se observó en la encuesta del Eurobarómetro, se señala que la aceptabilidad de la energía nuclear aumentaría significativamente si el problema de la gestión del combustible nuclear gastado se pudiera resolver de manera más efectiva. De esta manera, se juzgan las opciones disponibles actualmente (reprocesado y AGP) como soluciones no lo suficientemente buenas.

Con respecto al AGP, Ramana señala los siguientes problemas [182]:

- “Se requieren períodos de aislamiento del contacto humano mayores que el tiempo que el *Homo sapiens* anatómicamente moderno ha estado en el planeta”
- La gran incertidumbre: “se está tratando de predecir el comportamiento de un sistema complejo, que va a estar sometido a numerosas reacciones químicas y cambios físicos en un medio que va a estar sujeto a múltiples transformaciones a lo largo de períodos de tiempo muy largos.”
- Incertidumbres desconocidas, como el efecto de los procesos microbianos en el comportamiento de los repositorios o el comportamiento de las sociedades futuras.
- Posibles accidentes y fallos ocurridos en el diseño y análisis de los repositorios. Éstos llevan a la conclusión de “lo difícil que es predecir fallos potenciales de un sistema así a lo largo de los milenios”.
- Los planes fallidos de construir repositorios, en muchas ocasiones debido a la falta de implicación del público desde las primeras fases.
- El diagnóstico incorrecto sobre la opinión pública. La creencia general es que el público se opone a la construcción de un AGP porque no lo quieren cerca de su casa, sin embargo, generalmente la mayoría se opondrían a la construcción de uno incluso si se encontrar más lejos. Un 77% no viviría a 16 km de un AGP, pero un 63% dijo que tampoco viviría a un radio de 160km. Esto deriva tanto del deseo de evitar un daño personal como de una convicción ética.
- La falta de confianza en las organizaciones que gestionan los residuos nucleares. En 1989, un 68% de los estadounidenses no sentía que se pudiera confiar en el departamento de energía de su país. Asimismo, una vez perdida la confianza, es muy difícil de recuperar.
- En cuanto al reprocesado, señala que, aunque el repositorio pudiera ser más pequeño, seguiría teniendo que vigilarse durante miles de años, por lo que seguiría siendo un problema. Además, otra preocupación del público serían los flujos de residuos adicionales de baja y media actividad que se generan.

Por tanto, con estas observaciones realizadas, se pone en énfasis los factores de *riesgo percibido* mostrados en la Tabla 2-8: incertidumbre, falta de confianza, posible daño personal, convicciones éticas, entre otros, que hacen que el riesgo percibido de la gestión del combustible nuclear gastado sea especialmente alto.

Además, Ramana señala otro problema relacionado con las evaluaciones técnicas del riesgo y es que, generalmente, los errores en éstos vienen dados más veces por una subestimación que por una sobreestimación. Por tanto, considera que, aunque en teoría las evaluaciones técnicas son “objetivas” y la percepción de riesgo es “subjetiva”, hay razones para cuestionar la validez de las evaluaciones técnicas. [182]

Otros estudios recientes también han analizado diferentes factores que afectan a la aceptabilidad social de las instalaciones del combustible nuclear gastado. Kim et al. analizaron cuatro factores en [183]: medio ambientales, económicos, sociales y de riesgo. Asimismo, las percepciones del público se dividieron en tres tipos: confianza en el gobierno, confianza en la seguridad y foco en el medio ambiente o en la gente. De esta manera, se detectaron tres grupos:

1. “Preocupaciones en la seguridad – desconfianza en el gobierno”, caracterizado por la baja confianza en el gobierno y en la seguridad.
2. “Confianza en la seguridad – confianza en el gobierno”, caracterizado por la alta confianza en el gobierno y la seguridad.
3. “Preocupaciones en la seguridad – evitación de conflictos”, caracterizado por una alta confianza en el gobierno, pero una actitud de “no en mi patio trasero” por preocupaciones acerca de la seguridad.

En función del grupo, los diferentes factores analizados resultaron tener un mayor o menor peso. La percepción del riesgo tiene la mayor influencia para la aceptación local en los grupos 1 y 3, mientras que la viabilidad económica resultó el factor más determinante para el grupo 2. Para el grupo 1, el orden resultó: percepción del riesgo, viabilidad económica, impacto medioambiental y factores sociales. Para el grupo 3: percepción del riesgo, impacto medioambiental, factores sociales y viabilidad económica. Para el grupo 2, los factores sociales no tenían efecto en la aceptación.

De manera similar, Woo et al. analizaron en [184] la aceptabilidad social de diferentes opciones para la gestión del CNG en Corea del Sur, detectando dos clases de persona: 1) los prudentes, que son cuidadosos acerca de la toma de decisiones con respecto a las instalaciones de CNG, y 2) los que evitan el riesgo, que tienen una tendencia muy alta a la aversión al riesgo.

Independientemente de la clase, se descubrió que, a mayor profundidad y menor aumento de los costes de la electricidad, mayor era la preferencia pública. Asimismo, ambos rechazaron, en mayor o menor grado, la opción de la construcción de un ATC como solución intermedia. Los de clase 1 aceptaron más o menos en el mismo nivel el almacenamiento temporal en ATIS que la construcción de un AGP, mientras que los de clase 2 prefirieron la construcción directa de un AGP.

Por otro lado, los de clase 1 dieron más importancia a la profundidad del AGP que a los costes, mientras que para la clase 2 sucedió lo contrario. Asimismo, con respecto al reprocesado, también mostraron puntos de vista opuestos: los de clase 1 se mostraron más favorables, asignando más valor a las ventajas que a las desventajas, mientras que los de clase 2, por su aversión al riesgo, consideraron lo opuesto.

Finalmente, también se detectó que la variación de estos factores está más relacionada con el conocimiento sobre el combustible nuclear gastado y los intereses medioambientales que con variables demográficas. La clase 1 (formada por el 48,2%) incluyó a personas con un mayor

conocimiento del CNG y un mayor interés en cuestiones medioambientales que la clase 2 (formada por el 51,8%).

2.5.3. Posibles medidas para mejorar la aceptabilidad social

Ganar aceptabilidad social para apoyar la construcción de las instalaciones de gestión del CNG propiamente diseñadas es altamente importante para una gestión segura [185]. A lo largo de los años y en diferentes informes y artículos se han detectado diferentes medidas que han mostrado ser favorables para la percepción del público acerca de la energía nuclear y que mejoran la aceptabilidad social de las instalaciones de CNG, basados en las experiencias en diferentes países.

Abordar las preocupaciones del público sobre los riesgos potenciales se ha convertido en una necesidad práctica crítica en la selección de una nueva instalación. [185] Generalmente, se ha comprobado que la involucración temprana del público en la toma de decisiones acerca de las instalaciones de gestión del combustible nuclear gastado es altamente efectiva para conseguir una mayor aceptabilidad social y que el proyecto avance sin mayores problemas ni reacciones fuertes del público. Por ejemplo, en Suecia, se priorizó la aceptabilidad regional y se consiguió la participación voluntaria permitiendo a los gobiernos locales el derecho a negarse a seleccionar el lugar de la instalación. [183]

Asimismo, en Finlandia se realizaron encuestas preliminares en 5 de los 101 sitios potenciales y encuestas detalladas para 4 de estas regiones. A continuación, se recogieron opiniones de los gobiernos locales, pasando por la aprobación del consejo, del parlamento y la etapa de selección final. A través de extensivas consultas con el público, se ganó confianza en las instituciones, tanto el gobierno como la autoridad de seguridad nuclear finlandesa. [183]

De esta manera, se puede concluir que la involucración del público en estos temas es de alta importancia para su aceptabilidad en las fases de selección y puesta en marcha del proyecto. No obstante, estas instalaciones estarán presentes durante décadas, cientos o miles de años. Por tanto, es esencial detectar qué medidas se pueden llevar a cabo para que las relaciones entre la instalación y la comunidad se mantengan positivas a lo largo del tiempo.

La OCDE en su informe de 2015 “Fostering a durable relationship between a waste Management facility and its host community” [185] señala que la importancia de la compensación monetaria puede reducirse con el paso del tiempo, mientras que la importancia de las buenas relaciones y el valor añadido se incrementarán.

Las bases del desarrollo sostenible son cuatro: la ecología, la economía, los factores sociales y los aspectos éticos. Una instalación de residuos radiactivos debería convertirse en una fuente de desarrollo para una comunidad para contribuir a la sostenibilidad, mediante la adición de valor económico, social y/o ético. Como se ha visto, la compensación monetaria por sí sola no es suficiente. Por tanto, la instalación debería “contribuir a mejorar el bienestar, la consolidación del conocimiento, la realización de ideales, la creación de una identidad e imagen comunitaria y construyendo las relaciones sociales deseadas.” [185]

La Tabla 2-9 resume una serie de características de diseño que pueden ayudar a la instalación y al sitio a añadir valor duradero a la comunidad. La información de la tabla se ha recogido del informe de la OCDE arriba mencionado. Cada una de estas características mostradas se pueden aplicar a la instalación a través de diferentes estrategias, siempre y cuando se cumpla el principal objetivo de la instalación de gestión segura a largo plazo de los residuos radiactivos.

Tabla 2-9: Características de diseño que ayudan a maximizar el valor añadido a una comunidad por una instalación de gestión del CNG²⁸

Aspectos funcionales	Aspectos culturales	Aspectos físicos
Multifuncionalidad o polivalencia	Diferenciación	Integración
Adaptabilidad	Calidad estética	Amenidad
Flexibilidad	Comprensibilidad	Accesibilidad
	Memoria	

Para entrar en más detalle sobre las medidas que se han llevado a cabo en diversos países, se debería consultar el informe [185]. No obstante, a modo de resumen, se van a ejemplificar algunos de estos aspectos:

- Multifuncionalidad: añadir valor cultural o científico en las áreas que la seguridad lo permita. Se pone como ejemplo El Cabril en España, donde se cuenta con laboratorios para su uso por universidades y administraciones, así como lo mismo para el proyecto del ATC.
- Adaptabilidad y flexibilidad: necesarias para la multifuncionalidad, que, además, facilita el desmantelamiento al final de su vida útil. Si no se anticipan las necesidades futuras, existe el riesgo de que la instalación se convierta en una carga para la comunidad.
- Distinción y calidad estética: la instalación es atractiva, reconocible y única, así como agradable de ver y de experimentar.
- Comprensibilidad: las personas entienden la instalación y sus funciones o existen los medios para aprender acerca de ellas. Es esencial proveer información accesible y transparencia para que las personas se puedan relacionar con ella. En Vandellós, los visitantes pueden ver los residuos de grafito almacenados a través de mirillas.
- Memoria: implica que se toman medidas tanto físicas como culturales para marcar el sitio y contar su historia, y que así la gente recuerde lo que hay en el lugar. La OCDE realizó un informe completo acerca del mantenimiento de la memoria a lo largo de los años en instalaciones como un AGP, donde es crucial este aspecto. [186]
- Integración: se tiene cuidado para que la instalación y el sitio se mezclen con el paisaje natural o construido. En Vandellós-I, el edificio se ha hecho más atractivo a través de diferentes medidas, como un trabajo de pintura para que se mezcle con el entorno natural.
- Amenidad: es cualquier característica que mejore la atracción y aumente la satisfacción del usuario, que puede estar relacionada con la multifuncionalidad.
- Accesibilidad: implica que el sitio y la instalación, incluso incluyendo el vallado para garantizar la seguridad, siguen abiertos y disponibles. Esto sucede en Vandellós, donde se puede visitar el lugar de almacenamiento sin excesiva protección personal.

Como se ha visto, el ejemplo de Vandellós se cita a lo largo del informe. Vandellós I fue la primera central nuclear española en iniciar su desmantelamiento y, tras sus años de experiencia, se señalan cuatro pilares para la confianza local: seguridad, entrenamiento local y desarrollo del conocimiento, desarrollo socio-económico y mecanismos de desarrollo sostenible enfocados en el futuro. [185]

²⁸ Fuente: [185]

CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA

A lo largo del Capítulo 2 se ha analizado el Estado del Arte tanto del ciclo de combustible nuclear y las tecnologías asociadas a la parte de gestión del combustible nuclear gastado (o back-end), como de los modelos internacionales utilizados para estimar los costes del ciclo de combustible nuclear. En la Sección 2.1 se pudo comprobar que, aunque existen diversidad de modelos, éstos suelen ser genéricos, analizando para una central de nueva construcción (o flota de centrales) los costes del ciclo de combustible nuclear que conllevarían las posibles estrategias de gestión: ciclo abierto, reprocesado o diversos tipos de ciclos avanzados.

No obstante, aunque estos estudios se han hecho más específicos para casos como el de China, Corea, India o Ucrania, no hay estudios internacionales que estudien las alternativas tecnológicas para España teniendo en cuenta su contexto particular. Además, estos estudios tienden a centrarse más en una comparación de un ciclo abierto genérico con varias opciones de reprocesado y/o ciclos avanzados, mientras que, para el caso español, dada la situación actual, resulta más interesante comparar varias alternativas de ciclo abierto e introducir una opción de reprocesado únicamente, ya que la estrategia escogida para España actualmente es el ciclo abierto.

Por tanto, este Capítulo presenta la metodología utilizada para analizar los costes de gestión del combustible nuclear gastado en España para varias alternativas tecnológicas. Así, en primer lugar, se van a plantear los escenarios que interesan analizar para el caso español, y plantear cuáles son los flujos de materiales que van a intervenir en cada uno de ellos. En segundo lugar, se van a explicar las técnicas utilizadas para desarrollar el modelo que estima los costes. En tercer lugar, se van a explicar el análisis de los datos que se ha realizado para llegar a las hipótesis de costes que se van a utilizar en el modelo. Finalmente, se explicará la implementación del modelo en MATLAB, cuyos diagramas de bloques se muestran en el ANEXO III.

3.1. Planteamiento de los escenarios

La estrategia establecida para la gestión del combustible nuclear gastado (o irradiado) en España en el VI Plan General de Residuos Radiactivos (PGRR) determina la construcción de un Almacén Temporal Centralizado (ATC) [18]. Este ATC debería haber iniciado su operación en 2010. Sin embargo, debido a retrasos por varias causas (ninguna de ellas técnica), la construcción del ATC aún no ha comenzado.

Además, por estas mismas razones, se ha retrasado la publicación del VII Plan General de Residuos Radiactivos, quedando el VI PGRR desactualizado en algunos aspectos, tales como la necesidad de Almacenes Temporales Individualizados (ATIS), el estado actual de ocupación de las piscinas de las centrales, etc. Así, desde 2006 se ha requerido construir varios ATIS por falta de capacidad en las piscinas, cambiando el contexto del VI PGRR, como se pudo observar en la Tabla 1-1 y Tabla 1-2 del Capítulo 1, así como en la Tabla 2-3 y en la Tabla 2-4 de la Sección 2.2 del Capítulo 2.

Por tanto, habiendo comprobado en el Capítulo 2 que no se han estudiado alternativas a esta estrategia de gestión del combustible nuclear gastado para España, se plantea una necesidad, que, a su vez, se traduce en una oportunidad: el análisis de estrategias alternativas al actual PGRR para determinar si, dado el cambio de contexto desde 2006, la preferencia de escenario de gestión se ha visto modificada también.

El año que se ha tomado como referencia para los escenarios es 2017. Los costes ya incurridos hasta esta fecha no van a ser tenidos en cuenta en el cálculo, porque son iguales para todos los escenarios, y lo que interesa en el estudio es analizar qué estrategia tiene los costes más bajos para el contexto actual, por lo que los costes pasados no son de interés.

3.1.1. Escenario 1

Se ha planteado como caso base, o Escenario 1, la estrategia de gestión del combustible nuclear irradiado del VI Plan General de Residuos Radiactivos de 2006 [18], actualizada en fechas e instalaciones construidas a fecha de 2017. En este escenario, la hipótesis base es un ciclo abierto con la construcción de un Almacén Temporal Centralizado, en la localidad de Villar de Cañas, siguiendo el mismo diseño y los mismos costes planteados en el VI PGRR. El funcionamiento del ciclo, mostrado en la Figura 3-1, se explica a continuación.

En primer lugar, el combustible irradiado se extrae del reactor y se lleva a las piscinas, donde se deja enfriar un mínimo de 3 años. Una vez enfriado el combustible, se carga en contenedores y se va llevando a los ATIS, cuando éstos han iniciado su operación, en la misma cantidad y frecuencia que las extracciones de CNG del reactor en cada recarga de combustible. En caso de que se vaya a exceder la capacidad de los ATIS, el combustible se mantiene en las piscinas, salvo que éstas lleguen a su punto de saturación, en cuyo caso se ampliará la capacidad del ATI. La hipótesis de partida es que el tamaño de los ATIS es el construido o planificado a fecha de 2017. En el caso de los ATIS que están sin construir y sin planificar el tamaño, se asume que su capacidad será el máximo de contenedores que vaya a necesitar albergar a lo largo de su vida. Los contenedores que se están utilizando en la actualidad y que, por tanto, se consideran para este escenario, son contenedores metálicos de doble propósito.

Una vez que el ATC está disponible, se empiezan a vaciar los ATIS, llevando el combustible irradiado al ATC sin exceder la capacidad máxima de transporte anual al ATC. Paralelamente, el combustible de las piscinas se sigue trasladando al ATI con la misma cantidad y frecuencia, hasta que quedan 3 años para el cese de operación del reactor. En ese momento, la piscina se empieza a vaciar, dejando, como mínimo, la cantidad equivalente a dos núcleos, para garantizar que el

combustible se enfría el tiempo suficiente antes de trasladarlo al ATI. No obstante, el vaciado de las piscinas también está limitado por la capacidad de carga y traslados máximos anuales al ATI y por la capacidad máxima del ATI, que no se va a ampliar, a no ser que se sature la piscina.

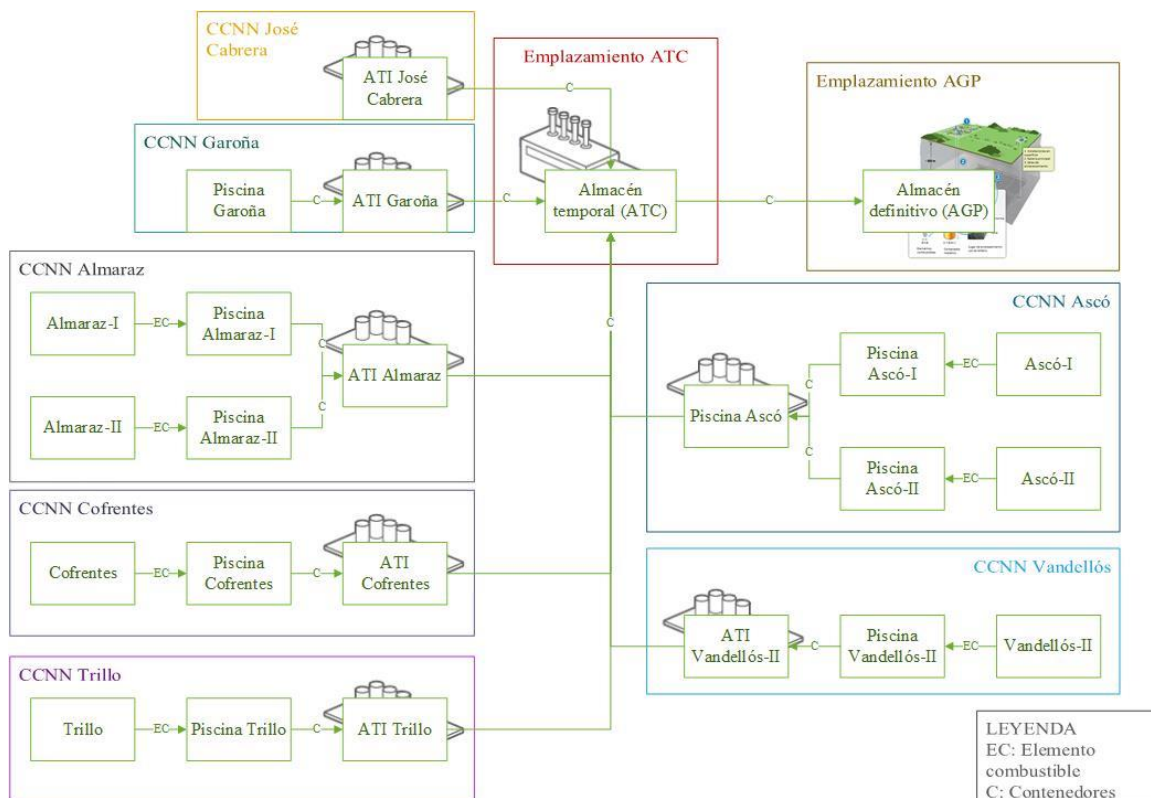


Figura 3-1: Escenario 1 - Ciclo abierto según VI Plan General de Residuos Radiactivos²⁹

Finalmente, cuando ya han pasado tres años desde la fecha de cese de operación del reactor, se puede vaciar completamente la piscina, llevando estos contenedores al ATC o al ATI, dependiendo de si la capacidad de transporte al ATC ha llegado a su límite o no. Asimismo, el ATI comienza su desmantelamiento cuando se ha vaciado y ya no va a ser necesario albergar más contenedores.

Tal y como está planteado en el VI PGR, una vez que el combustible llega al ATC, éste se extrae de los contenedores y se reencapsula. Debido a este reencapsulamiento, a partir del año de inicio de operación del ATC, los contenedores metálicos pueden reutilizarse, y las cápsulas nuevas que albergan el CNG se almacenan en el ATC hasta que el AGP está disponible. Las fechas de construcción y operación del AGP se basan en las fechas del VI PGR, retrasándolas consecuentemente a la fecha de partida de 2017.

Cuando el AGP está disponible, se comienzan a trasladar las cápsulas del ATC al AGP, sin exceder la capacidad máxima de transportes al año. Una vez que finalizan los transportes, el ATC comienza su desmantelamiento y el AGP se clausura, comenzando la fase de monitorización del combustible, que se excluye de este estudio.

3.1.2. Escenario 2

Debido a la necesidad de construcción de ATIS desde 2006, se han planteado alternativas de ciclo abierto al Escenario 1, cambiando el tipo de instalaciones para la gestión del CNG. De esta manera, se han analizado dos opciones: A) no construir un ATC y utilizar exclusivamente los

²⁹ Fuente: elaboración propia a través de [187]

ATIS y B) construir un ATC, pero con un diseño diferente al del VI PGRR que se ajuste mejor al contexto de 2017.

3.1.2.1. Escenario 2A

Como se ha visto anteriormente, debido al retraso en la construcción del ATC, las piscinas de las centrales se han ido saturando, creando así la necesidad de construir ATIS que no estaban inicialmente planificados en el VI PGRR. De esta manera, debido al cambio de contexto desde 2006, resulta interesante analizar como estrategia alternativa un ciclo abierto en el que el almacenamiento temporal se realice en los ATIS que ya están construidos y en aquéllos que faltan por construir, y ampliando los que lo requieran, así evitando la construcción del ATC.

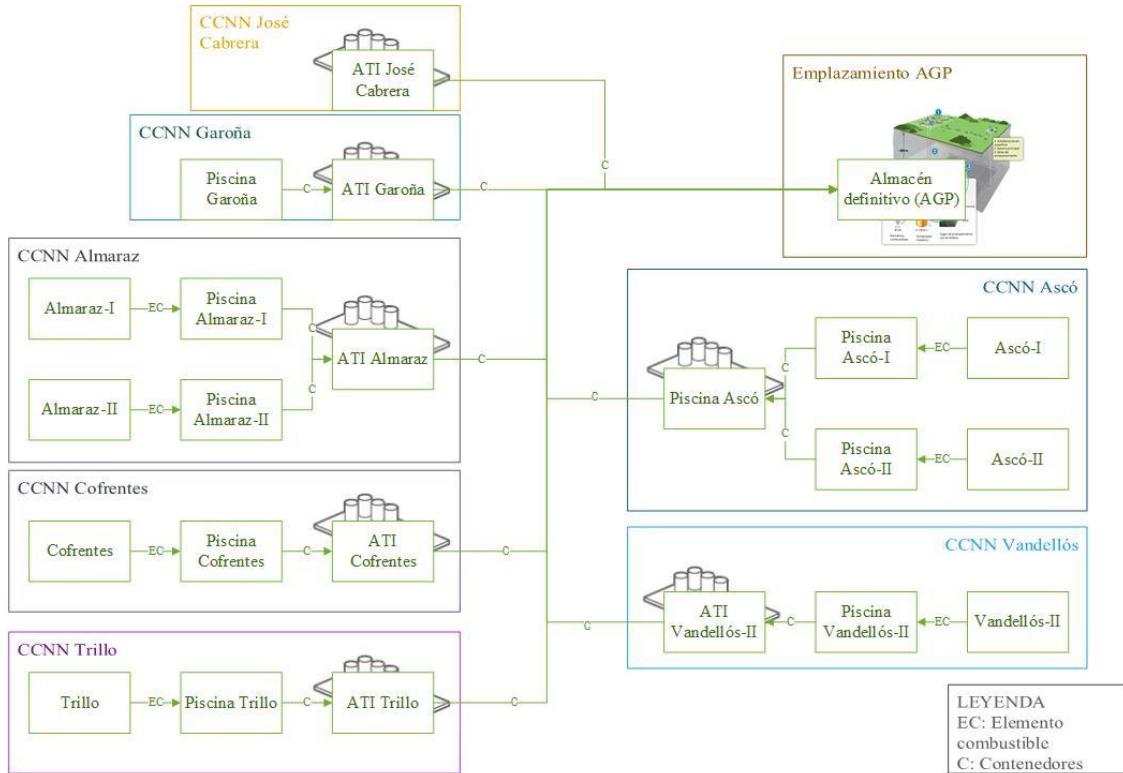


Figura 3-2: Escenario 2A - Ciclo abierto sin ATC ³⁰

En este escenario, al igual que en el anterior, el combustible irradiado se extrae del reactor y se lleva a enfriar a las piscinas durante un período mínimo de 3 años. Cuando los ATIS están en funcionamiento, se carga el combustible en contenedores y se traslada a los ATIS, con una cantidad y frecuencia igual a la descarga de combustible del reactor. No obstante, a diferencia del Escenario 1, los contenedores que se consideran para este Escenario son de tipo cápsula multipropósito en contenedores de hormigón. El funcionamiento del ciclo, mostrado en la Figura 3-2, se explica a continuación.

Cuando quedan 3 años para el cese de operación del reactor, se comienzan a vaciar las piscinas, dejando, como mínimo, dos núcleos para garantizar el enfriamiento suficiente del combustible irradiado, y sin exceder la capacidad de carga y traslado anual al ATI. Tres años después del cese de operación de la central, se vacían completamente las piscinas.

La capacidad de los ATIS se supone, inicialmente, la real de los ATIS construidos a fecha de 2017, o la planificada entonces en caso de no estar construidos en esta fecha. Si la capacidad no estuviera planificada en 2017, se supone que el ATI se construye directamente con el tamaño

³⁰ Fuente: elaboración propia a través de [187]

necesario para albergar la cantidad máxima de contenedores que va a guardar. Asimismo, los ATIS cuya capacidad inicial no sea suficiente, se ampliarán cuando sea requerido.

Los contenedores se almacenan en los ATIS hasta que el AGP está disponible, suponiendo la misma fecha de construcción y operación que en el Escenario 1. Una vez que comienza su operación, se llevan los contenedores de los ATIS al AGP sin exceder la capacidad máxima de transporte anual. Una vez vaciados los ATIS, se comienza su desmantelamiento y se clausura el AGP, comenzando la fase de monitorización del combustible, que, como ya se ha comentado, se excluye de este estudio.

3.1.2.2. Escenario 2B

El Plan General de Residuos Radiactivos en vigor [18] establece un diseño de ATC tipo bóvedas, donde existen diversas zonas: de recepción de contenedores, de almacenamiento de diversos tipos de residuos, etc. [136]. Este concepto de ATC requiere una celda de descargas donde se extrae el combustible gastado de los contenedores y transfiere a unas cápsulas.

No obstante, aunque el diseño actual ofrece respuesta a algunas necesidades, también cuenta con una serie de desventajas, como es la apertura del contenedor y la transferencia del combustible a nuevas cápsulas. Además, en cuanto a gestión del combustible nuclear gastado, el proceso puede resultar menos ventajoso económicamente. Por tanto, el Escenario 2B considera un diseño del ATC sin reencapsulado, parecido a un ATI a gran escala, pero que incluye las instalaciones necesarias para el manejo y recepción de contenedores, como se ha estudiado para el caso de Estados Unidos [118].

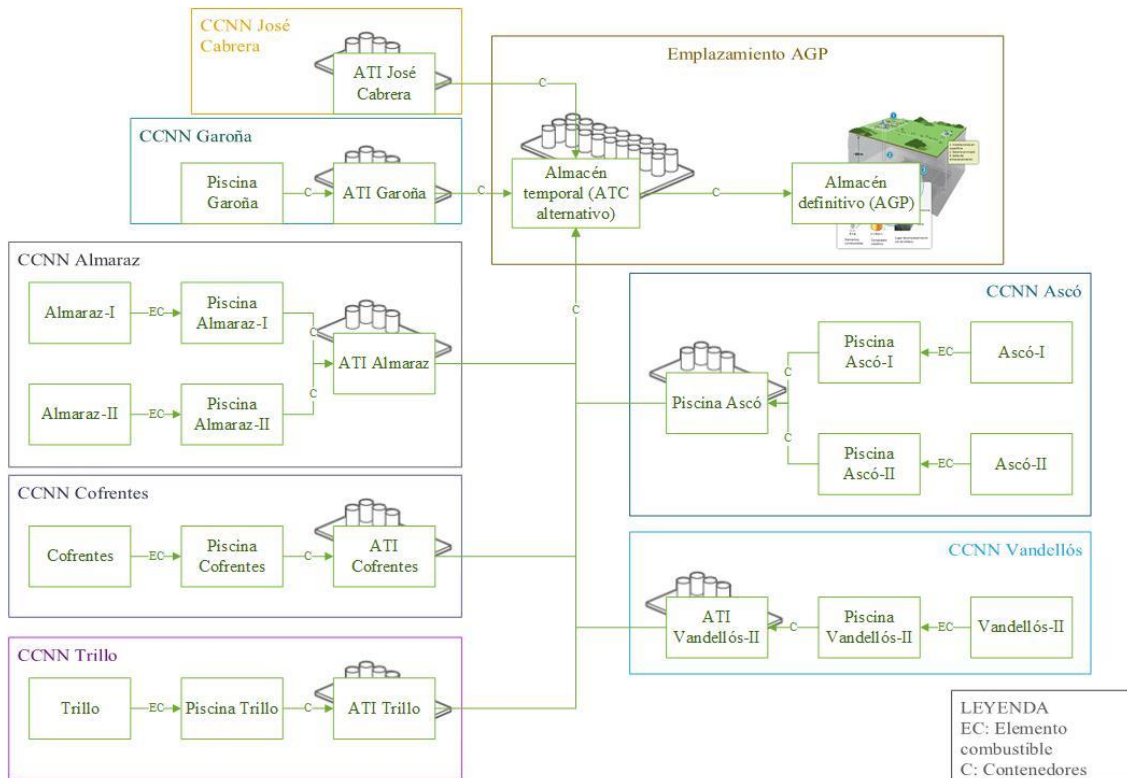


Figura 3-3: Escenario 2B - Ciclo abierto con ATC sin reencapsulado³¹

Así, las hipótesis de este escenario son las mismas que el Escenario 1, salvo que el diseño, la ubicación y las fechas de construcción y operación del ATC son diferentes. Asimismo, al igual que para el Escenario 2A, los contenedores se van a considerar de hormigón, con cápsula

³¹ Fuente: elaboración propia a través de [187]

multipropósito. No obstante, el funcionamiento del ciclo es el mismo, tal y como muestra la Figura 3-3, a excepción de que los contenedores, al no haber reencapsulado, no se reutilizan.

3.1.3. Escenario 3

Finalmente, como alternativa a los diversos ciclos abiertos que se han planteado, se ha establecido como Escenario 3 la estrategia de reprocesado. Esta no es la estrategia escogida para España, pero resulta interesante analizarla debido a los efectos que tiene el reprocesado sobre los residuos finales vitrificados, que se pueden ver en el ANEXO I, en la Sección I.5.

No obstante, dado que en España no existe ninguna central de reprocesado, ni es una opción realista suponer la construcción de una, se considera que el combustible irradiado se lleva a reprocesar al extranjero, en concreto, a Francia. Asimismo, se ha utilizado la hipótesis de que no se reutilizan el uranio y el plutonio extraídos en el reprocesado, y que éstos se quedan en el país donde se reprocesan, suponiendo costes adicionales al de reprocesar para la gestión de estos materiales.

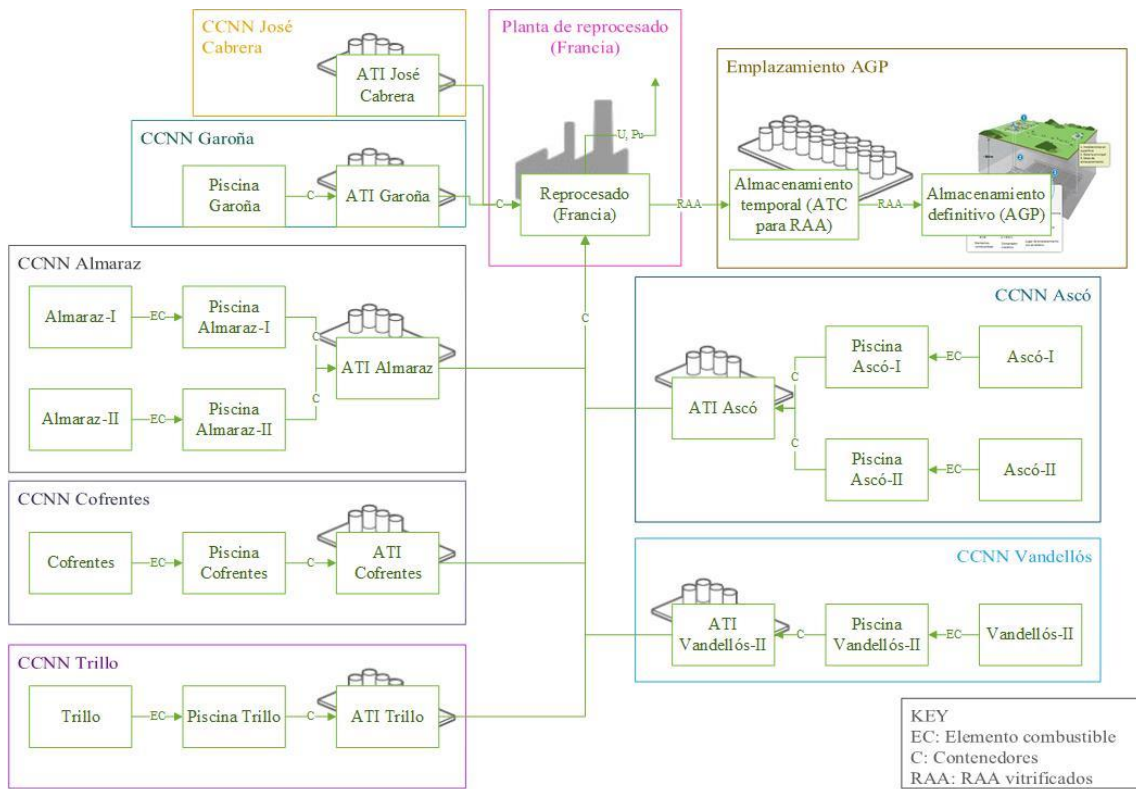


Figura 3-4: Escenario 3 - Reprocesado³²

Esta hipótesis de no reutilizar o reciclar el uranio y el plutonio deriva de que, dado el contexto actual donde se planea el cierre de las centrales nucleares a 40 años de vida operacional, considerar la introducción del reciclado del Pu en MOX no es razonable para España, ya que para utilizar este tipo de combustible habría que adaptar los reactores para este uso, y la inversión asociada sería aprovechable para pocos años, por lo que no sería posible sacar ningún tipo de rentabilidad económica.

Por tanto, bajo estas hipótesis, la Figura 3-4 muestra el flujo de materiales para el Escenario 3. Al igual que en los anteriores escenarios, el combustible irradiado se extrae del reactor y se lleva a enfriar a las piscinas durante un período mínimo de 3 años. Cuando los ATIS están en

³² Fuente: elaboración propia a través de [187]

funcionamiento, el combustible se carga en contenedores y se traslada a los ATIS, con una cantidad y frecuencia igual a la descarga de combustible del reactor.

Cuando se inicia el reprocesado, se empieza llevando los contenedores de los ATIS a reprocesar, con el objetivo de vaciarlos y proceder a su desmantelamiento cuando proceda, sin exceder el número máximo de contenedores que se llevan a reprocesar anualmente. Por tanto, en este momento se dejan de trasladar contenedores de la piscina al ATI, a no ser que la piscina llegue a su punto de saturación, y se empiezan a reutilizar los contenedores, al igual que en el Escenario 1. Una vez se han vaciado los ATIS, se llevan de cada piscina un número determinado de contenedores a reprocesar.

Tres años antes del cese de operación del reactor, comienza a vaciarse la piscina, dejando, como mínimo, la cantidad equivalente a dos núcleos del reactor. Así, el combustible se carga en contenedores y se lleva a reprocesar sin exceder la capacidad máxima de transporte anual. Tres años después del cese de operación de la central, se puede vaciar completamente la piscina.

Después de reprocesar, los residuos vitrificados se almacenan en la instalación de reprocesado para su enfriamiento. Éstos comienzan a ser devueltos anualmente a partir de los 20 años después del inicio del reprocesado. Los residuos vitrificados se almacenan en un ATC para vidrios, ubicado en la misma localización que el AGP (para vidrios) y, cuando éste se haya construido y empiece su operación, los contenedores se trasladan del ATC al AGP. Una vez que finaliza el traslado, se comienza el desmantelamiento del ATC de vidrios y el AGP se clausura, comenzando la fase de monitorización del combustible, que, de nuevo, se excluye de este estudio.

3.1.4. Principales hitos y fechas de los escenarios

Una vez se han planteado los diferentes escenarios con sus subetapas asociadas, es necesario establecer las fechas de mayor importancia, que se explican a continuación, algunas de las cuales servirán de restricciones para los flujos de materiales que se han planteado para los diferentes escenarios en la Figura 3-1, Figura 3-2, Figura 3-3 y Figura 3-4 .

3.1.4.1. Fecha de cese de operación de las centrales

Probablemente la fecha más importante en el planteamiento de los escenarios es la fecha de cese de operación de las centrales, ya que va a determinar la cantidad de combustible nuclear gastado que habrá que gestionar, así como la producción total de electricidad que se habrá producido al final de la vida útil de las centrales.

Precisamente por la importancia de este parámetro, aunque se va a utilizar un escenario base, éste será sujeto a modificaciones para determinar la variabilidad de los resultados en función de la fecha de cese de operación. Por tanto, para el caso base se establece una hipótesis que se ajuste lo más posible a la realidad del contexto español, pero teniendo en cuenta, asimismo, el planteamiento del escenario más conveniente posible dentro de este contexto.

La actualidad española en relación a la energía nuclear gira en torno al cierre de las centrales nucleares. Es una opinión fuerte entre las fuerzas políticas plantear el cierre de las centrales a los 40 años de vida útil. Sin embargo, un planteamiento estricto de ese escenario no resulta lo más conveniente por dos principales razones:

- i) La fecha de 40 años de vida útil se aproxima rápidamente en la mayoría de los reactores y, a fecha de hoy, sustituir la producción de las centrales nucleares no resulta una tarea sencilla. En primer lugar, la energía nuclear fue la principal fuente de producción eléctrica en España en 2017, con un 20,9% de la producción, seguido por la eólica con un 17,9% y el carbón con un 17,5% [188]. En segundo lugar, al

necesitar las energías renovables una energía de respaldo y al eliminar una fuente de producción de electricidad estable y dotada de inercia, los requerimientos de la red implicarían un aumento de las emisiones de CO₂ en la producción eléctrica [2] [5] [15] [14].

- ii) Si se realizara el cierre de las centrales al cumplir estrictamente los 40 años de vida útil, implicaría que el desmantelamiento de los 7 reactores activos se solaparía en 5 años, coincidiendo en dos ocasiones el cese de operación de dos reactores en un mismo año. Esta situación implica una gestión no adecuada del desmantelamiento de las centrales, ya que se produciría un excesivo pico de trabajo que no resulta conveniente, al no concentrarse en el desmantelamiento de una sola central.

Por tanto, el escenario base se ha establecido como un cierre progresivo de las centrales, dejando un período de 2 años mínimo entre el cierre de un reactor y el siguiente, resultando en una vida media aproximada de los reactores de 50 años: algunos reactores no llegan a los 50 años de operación y otros exceden ligeramente esta fecha. La Figura 3-5 muestra el caso base con las fechas de parada definitiva de cada uno de los reactores.

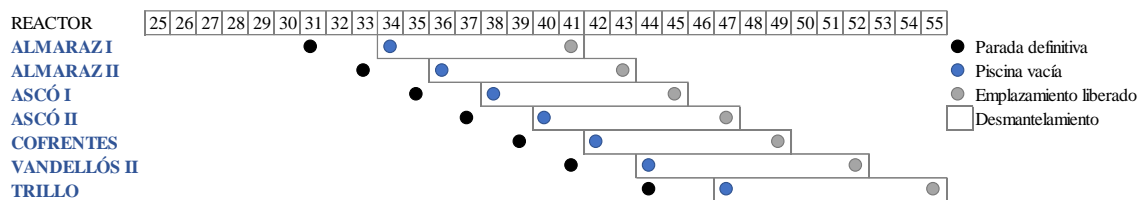


Figura 3-5: Fechas de parada de las centrales nucleares españolas. Caso base.

En la Figura 3-5 se puede observar, además de la fecha de parada definitiva de los reactores, otras dos hipótesis importantes: la fecha en la que cada reactor debe tener vacía la piscina y la fecha en la que el emplazamiento queda liberado y, por tanto, finaliza la primera fase de desmantelamiento. La primera fecha se ha supuesto que sucede 3 años después de la parada definitiva, para permitir el enfriamiento suficiente del último núcleo extraído del reactor. Este dato será útil para el flujo de materiales. La segunda fecha se ha supuesto 10 años después de la parada definitiva del reactor. Su utilidad tiene que ver con los costes de operación y mantenimiento (O&M) de los ATIS, como se explicará en la Sección 3.3 en el Apartado 3.3.1.

3.1.4.2. Otros hitos y fechas

Para el modelo, se ha tomado como fecha de referencia para los cálculos y los costes 2017. Esto se aplica a todos los escenarios. Es necesario, asimismo, determinar todas las fechas de construcción, inicio de operación y cese de operación de todas las instalaciones involucradas en el proceso de gestión del combustible nuclear gastado. Como se ha visto anteriormente, no todos los escenarios involucran el mismo tipo de instalaciones, por lo que cada uno de ellos tiene alguna hipótesis única.

En primer lugar, para los ATIS que aún no estaban construidos o aún no habían iniciado su operación a fecha de 2017, se han tomado como referencia los datos públicos existentes entonces, aunque estas fechas pudieran estar sometidas a futuras modificaciones. Así, las fechas que se han supuesto se muestran en la Tabla 3-1.

En segundo lugar, para el Escenario 1 y el Escenario 2B es preciso determinar las fechas de construcción e inicio de operación de sus respectivos ATIS. Para ello, la suposición común es que la construcción dura 5 años. No obstante, se establece como fecha de inicio de operación del ATI del Escenario 1 como 2025, mientras que la del ATI del Escenario 2B se iguala a la fecha de cese

de operación del primer reactor, ya que uno de los objetivos de este ATI es facilitar el desmantelamiento de las centrales.

Tabla 3-1: Fechas de construcción y operación de los ATIS (sin construir)

Instalación (ATI)	Año de construcción	Año de inicio de operación
Santa M de Garoña	2016	2018
Almaraz	2017	2018
Cofrentes	2019	2021
Vandellós	2024	2025

En tercer lugar, en base al retraso en la construcción del ATC, se supone un retraso similar en las fechas de construcción e inicio de operación del AGP que se establecieron en el VI Plan General de Residuos Radiactivos [18]. Por tanto, para todos los escenarios, se supone para el caso base que la fecha de inicio de construcción del AGP es 2060 y la fecha de inicio de operación 2070. No obstante, para modificaciones del caso base, se supone un retraso o adelanto de estas fechas en concordancia a las variaciones que se realicen. Por último, para el Escenario 3, se establece como fecha de inicio del reprocesado 2020.

3.2. Técnicas del modelo

El objetivo principal del modelo es el cálculo de los costes de gestión del combustible nuclear gastado en España para los escenarios planteados en la Sección 3.1. Como se vio en el Capítulo 2, en la Sección 2.1, existen diferentes tipos de modelos para el análisis económico de las estrategias del ciclo de combustible nuclear. Por tanto, se ha de determinar: i) el tipo de modelo que se va a utilizar en cuanto a tipo de flujo de materiales y en cuanto a probabilidad, y ii) las técnicas escogidas para el cálculo de los costes.

3.2.1. Técnicas para el flujo de materiales

Como se vio en el Apartado 2.1.2 de la Sección 2.1, existen dos tipos principales de modelos en relación al flujo de materiales: modelos de equilibrio y modelos dinámicos. En los modelos de equilibrio, generalmente se utilizan valores para los flujos de materiales en un momento de equilibrio del ciclo de combustible nuclear, por lo que éstos no varían con el tiempo. Este es un cálculo sencillo y bastante directo, pero no considera las variaciones de inventario a lo largo del tiempo.

Por otro lado, los modelos dinámicos sí consideran las variaciones de los flujos de materiales a lo largo del tiempo. De esta manera, estos modelos son más específicos, lo cual resulta interesante para analizar un contexto particular como es el de España y obtener resultados más precisos que en el caso de utilizar un modelo de equilibrio. Por tanto, no se van a utilizar las estimaciones de ENRESA sobre el inventario final de CNG para España, sino que se va a calcular la variación de inventario por cada central para obtener un modelo dinámico y para poder modificar las fechas de cierre de las diferentes centrales, con lo que variaría consecuentemente el inventario final y el flujo de materiales.

El cálculo del flujo de materiales se realizará teniendo en cuenta dos partes: la cantidad de combustible nuclear gastado extraído del reactor por cada recarga de combustible y los movimientos entre instalaciones. Por tanto, en primer lugar, se requiere estimar la cantidad de combustible nuclear gastado extraído de los reactores anualmente. Para ello, diversos modelos internacionales (Gao et al. en 2015 [57], Ko y Gao en 2012 [46], Choi et al. en 2016 [59] y Recktenwald y Deinert en 2012 [23]) utilizan una estimación en función de la potencia del reactor y del grado de quemado, que se muestra en la Ecuación 3-1, donde P es la potencia (MWe), CF es el factor de carga, ε es la eficiencia térmica y BU es el grado de quemado del combustible (MWd/tHM).

$$CNG = \frac{P \cdot 365 \cdot CF}{\varepsilon \cdot BU}$$

Ecuación 3-1: Producción de combustible nuclear gastado (CNG)

Ésta es una metodología ampliamente utilizada internacionalmente y su aplicación es de gran utilidad en modelos de alcance genérico, donde no hay datos concretos e históricos sobre la producción de combustible nuclear. Sin embargo, para modelos específicos que se aplican a escenarios reales donde sí existen estos datos, se pueden obtener resultados más precisos con otra metodología. Éste es el caso de España, donde se tiene la información real acerca de la producción de combustible nuclear gastado histórica, las paradas de recarga de cada reactor, la duración de los ciclos de combustible, etc.

Por tanto, se hace necesario obtener un gran volumen de datos históricos acerca de las centrales nucleares y los flujos de materiales asociados. Estos datos se han obtenido de diversas fuentes públicas: Foro Nuclear [187](fundamentalmente, las publicaciones periódicas de la serie Energía

[189] y Resultados Nucleares [190]), las propias centrales nucleares (CNAT - Centrales Nucleares de Almaraz y Trillo [191], ANAV – Asociación Nuclear Ascó-Vandellós [192] y CN Cofrentes [193]), el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) [133], ENRESA [194], etc.

Una vez obtenido el grueso de los datos, se ha procedido a su análisis para elaborar las hipótesis de partida necesarias para los cálculos posteriores. De esta manera, los datos anuales de un período de 12-15 años (2005-2016 y 2003-2017) han permitido derivar conclusiones para cada una de las centrales nucleares acerca de: i) la duración media de las paradas de recarga, ii) la duración media real del ciclo de combustible, iii) la cantidad de combustible nuclear extraído en cada recarga (a través de la variación media del inventario anual) y iv) la relación aproximada entre las toneladas de uranio (tU) y el número de elementos combustibles (EC) del combustible irradiado. Los resultados de este análisis, que serán las hipótesis de partida para el cálculo del flujo de materiales, se muestran en la Tabla 3-2.

Tabla 3-2: Hipótesis de partida (1)

CCNN	Recarga	EC Núcleo	EC Descarga	tU Descarga	Tiempo entre recargas	Tiempo parada	Inventario EC	Inventario tU
José Cabrera	0	0	0	0	0	0	377	100
Garoña	0	0	0	0	0	0	2505	440
Almaraz I	25	157	64	29,50	510,88	46,56	1520	701,01
Almaraz II	23	157	64	29,05	506,71	47,50	1440	664,42
Ascó I	25	157	64	29,07	528,43	49,63	1420	646,46
Ascó II	23	157	64	28,50	504,63	47,22	1392	635,26
Cofrentes	20	624	252	46,07	700,67	49,71	4484	814,18
Vandellós II	21	157	64	27,86	520,14	81,88	1212	546,85
Trillo	29	177	42	21,08	332,33	33,00	1218	577,92

Con estos datos mostrados en la Tabla 3-2, se puede realizar una proyección para determinar la cantidad de combustible extraída de cada reactor y el momento en el que esto ocurre. En la Tabla 3-3 se comparan la metodología desarrollada por proyección de los datos estimados en la Tabla 3-2 y los obtenidos a través la Ecuación 3-1 con los estimados por ENRESA [189] en 2017. Se puede comprobar que las variaciones totales con respecto a la previsión de ENRESA son muy bajas, fundamentalmente con la metodología propia, y para este caso pueden deberse a una estimación ligeramente diferente de la cantidad de combustible extraído en cada recarga, de la duración del ciclo o de las fechas de cese de operación de los reactores.

Tabla 3-3: Comparación de los resultados de las metodologías y las previsiones oficiales

CCNN	Previsión Enresa (2017)		Metodología propia (por proyección)				Ecuación 3-1	
	EC	tU	EC	Variación (EC)	tU	Variación (tU)	tU	Variación
Almaraz I	1.861,00	833,70	1903,85	2,30%	878,01	5,32%	834,90	0,14%
Almaraz II	1.845,00	858,20	1880,95	1,95%	867,78	1,12%	839,03	-2,23%
Ascó I	1.833,00	840,00	1868,00	1,91%	849,98	1,19%	797,06	-5,11%
Ascó II	1.869,00	858,30	1889,60	1,10%	863,27	0,58%	832,59	-3,00%
Cofrentes	5.864,00	1.063,40	6010,00	2,49%	1090,58	2,56%	1020,63	-4,02%
Vandellós II	1.817,00	830,90	1770,00	-2,59%	797,58	-4,01%	793,23	-4,53%
Trillo	1.793,00	847,00	1841,73	2,72%	873,09	3,08%	831,03	-1,89%
Total	16.882,00	6.131,50	17.164,13	1,67%	6.220,29	1,45%	5.948,46	-2,99%

De esta manera, la variación de la metodología desarrollada con respecto a las estimaciones de ENRESA es lo suficientemente pequeña como para considerarla apta para el cálculo de las extracciones futuras de combustible nuclear gastado y la variación del inventario total. Además, al ser una variación positiva (de incremento), supone que se va a estimar una cantidad ligeramente superior a la real, lo cual da un margen de seguridad y de contingencia, resultando en una metodología más conservadora.

Una vez determinada la metodología con la que se calcularán las extracciones de combustible nuclear gastado de los reactores, dentro del cálculo de flujo de materiales, es necesario determinar las cantidades anuales que se transportan entre instalaciones. Para ello, se han de utilizar las fechas principales de cese de las CCNN y de inicio de operación de las diferentes instalaciones implicadas en el proceso que se determinaron en la Sección 3.1, Apartado 3.1.4, y, además, establecer restricciones para los diferentes flujos de materiales que se observan en la Figura 3-1 para el Escenario 1, en la Figura 3-2 para el Escenario 2A, en la Figura 3-3 para el Escenario 2B y en la Figura 3-4 para el Escenario 2B.

Tabla 3-4: Resumen de las restricciones en los flujos de materiales

Restricción		Escenario 1	Escenario 2A	Escenario 2B	Escenario 3
Capacidad de las piscinas		No se puede exceder			
Capacidad de los ATIS		Se puede ampliar si fuera necesario			
Inicio del reprocesado		-	-	-	2020
Inicio de operación del ATC		2025	-	Año de cese del 1 ^{er} reactor	2040 ³³
Transferencia del CNG a los ATIS	Máxima capacidad de transferencia por ATI	25 contenedores/año			
	$t < T_{\text{cierre}} - 3$ ³⁴	El CNG se transfiere al ATI en la misma cantidad y frecuencia que las descargas del reactor a la piscina			35
	$T_{\text{cierre}} - 3 \leq t \leq T_{\text{cierre}} + 3$	Se transfieren todos los contenedores al ATI, dejando al menos la cantidad equivalente a 2 núcleos en la piscina para garantizar refrigeración mínima			-
	$t > T_{\text{cierre}} + 3$	Se transfieren todos los contenedores al ATI, hasta el vaciado completo de la piscina			-
Transporte del CNG al ATC o reprocesado		40 cont./año	-	30 cont./año	30 cont./año
Transporte del CNG al AGP		Max. 50 transportes/año			
Inicio de operación del AGP		2070 ³⁶			
Tiempo de construcción/ampliación/clausura ATIS		3 años			
Tiempo de construcción ATC		5 años			
Tiempo de construcción AGP		10 años			
Tiempo de clausura del ATC/AGP		6 años			
Clausura de los ATIS		El año que finaliza su vaciado			
Clausura del ATC		El último año de transportes al AGP			
Clausura del AGP		El año en el que finalizan los transportes			
Tipo de contenedor		Metal DPC/cápsula	Hormigón/Multipropósito	Hormigón/Multipropósito	Metal DPC/UC
Localización ATC-AGP		Diferente	-	Misma	Misma

³³ ATC disponible cuando los RAA vitrificados regresan del reprocesado (después de 20 años)

³⁴ t: tiempo (años), T_{cierre} : Año de cierre de las centrales nucleares.

³⁵ Antes de que comience el reprocesado, las condiciones son las mismas que en los otros escenarios.

³⁶ Para el escenario base de cierre de las CCNN. El inicio de operación del AGP varía los mismos años antes o después que la fecha de cese del 1er reactor.

Así, se establecen una serie de transportes máximos entre instalaciones y las condiciones de transporte para cumplir requisitos como el enfriamiento mínimo del CNG en las piscinas, el vaciado de las mismas cuando sea necesario iniciar el desmantelamiento de la central, las capacidades de las instalaciones, etc. Estas restricciones se muestran resumidas en la Tabla 3-4 para el flujo de materiales de cada uno de los escenarios que se han planteado. Además, se deben considerar las siguientes restricciones adicionales:

- Si los ATIS han llegado al punto de saturación y la piscina aún tiene capacidad remanente, no se trasladan contenedores de la piscina al ATI.
- Si la capacidad de los ATIS ha llegado a su máximo y la piscina no tiene capacidad adicional suficiente, los ATIS se amplían. La ampliación de los ATIS comienza 3 años antes de que sea necesaria.
- Para el Escenario 1, el ATC tiene cápsulas especiales que contienen 9 elementos combustibles para los PWR y 15 para los BWR. La transferencia desde el contenedor metálico a la cápsula ocurre en la instalación y el coste se incluye en el de operación y mantenimiento (O&M) de la instalación. Cada transporte al AGP implica 2 cápsulas. Asimismo, debido a esta transferencia, se pueden reutilizar los contenedores y no se compran nuevos a partir del año en el que inicia su operación el ATC.
- Para el Escenario 3, las cápsulas de RAA vitrificados contienen 1,3 tHM y cada contenedor tiene 28 cápsulas de RAA. Adicionalmente, cuando se inicia el reprocesado, comienzan a transportarse los contenedores de los ATIS a la instalación en el país donde se lleva a cabo. Una vez vaciados, el CNG se lleva a reprocesar desde las piscinas siguiendo las restricciones descritas en la Tabla 3-4 para “Transferencia del CNG a los ATIS”.

Finalmente, para facilitar los cálculos, así como para permitir robustez y flexibilidad al modelo con lo que se puedan variar fácilmente las hipótesis de partida, éste se programa en MATLAB, cuya implementación se puede ver tanto en la Sección 3.4 como en los diagramas de bloques del ANEXO III.

3.2.2. Técnicas para el cálculo de costes

En la Sección 2.1, en el Apartado 2.1.2, se vio que las técnicas más utilizadas en los modelos económicos internacionales para el cálculo de los costes de diferentes estrategias del ciclo de combustible nuclear son tanto el Valor Actual Neto (VAN) como los costes normalizados, generalmente el LCOE (*Levelized Cost Of Electricity*). Como el LCOE es una herramienta que permite la comparación entre diferentes tecnologías, se planteó en primer lugar como posible técnica para el cálculo de los costes. La definición del LCOE para la gestión del combustible nuclear gastado se plantea en diversos estudios, tales como los siguientes:

- i) Nuclear Fuel Recycling, the Value of the Separated Transuranics and the Levelized Cost of Electricity (2009) [52], que se muestra en la Ecuación 3-2, donde C_t son los costes del período $t \in [0, T]$, Q_t es el perfil de la electricidad producida en t , R es la tasa de descuento continua. Además, en la Ecuación 3-3 se muestra el LCOE desglosado, donde f_1 es el front-end, k_1 es el coste capital del reactor, m_1 es el coste de operación y mantenimiento y d_1 es el coste del back-end.

$$l_1 = \frac{\int_0^T C_t \cdot e^{-R \cdot t} \cdot dt}{\int_0^T Q_t \cdot e^{-R \cdot t} \cdot dt}$$

Ecuación 3-2: LCOE

$$l_1 = f_1 + k_1 + m_1 + d_1$$

Ecuación 3-3: Desglose del LCOE total

- ii) The Economics of the Back End of the Nuclear Fuel Cycle (2013) [3]
- iii) Spent Nuclear Fuel Management: Levelized Cost of Electricity Generation and Analysis of Various Production Scenarios [63]

No obstante, a la hora de aplicar estas definiciones al escenario español, surgen una serie de problemas derivados de la complejidad de un escenario real. En primer lugar, en todas las anteriores definiciones se plantea una única central nuclear (de mayor o menor capacidad) o, en el caso del reprocesado, dos centrales (una que utiliza UOX y otra que utiliza MOX). Cuando se trata de una sola central, hay un único LCOE asociado a esa central y todos los costes se normalizan en función de la vida de la central. En el caso de las dos centrales, como ocurre en [52], se plantean dos LCOE: uno por cada central, donde los costes asociados se aplican a sendas centrales, y, finalmente, se plantea que ambos LCOE han de ser iguales, obteniendo así el coste real del plutonio.

Por el contrario, el escenario español cuenta con 7 reactores activos y otros tres parados y/o en desmantelamiento, aunque los costes asociados a Vandellós-I se excluyen del análisis, ya que los residuos de esta central son especiales y han de tratarse por separado. Así, en primer lugar, las vidas operacionales de estos reactores son diferentes y, no solo eso, sino que el inicio de su operación también varía. Por tanto, no se puede utilizar la definición de una sola central o “uniformizar” los costes en una única central hipotética, ya que las fechas no son uniformes.

En segundo lugar, se plantea otro problema si se pretende calcular un LCOE por reactor al intentar asociar las instalaciones de gestión de combustible nuclear gastado a cada uno de estos reactores. En el caso de algunos ATIS es sencillo, como en el caso del ATI de Trillo, asociado a la central de Trillo. Sin embargo, para el caso del ATI de Almaraz ya empieza a complicarse, ya que hay dos reactores con fechas de inicio de operación diferentes a los que se asocia ese ATI. La complejidad va en aumento para las instalaciones comunes tales como el ATC y el AGP, cuyos costes se asociarían a todos los reactores.

Por tanto, ante la complejidad del sistema, es necesario establecer otra metodología o definición diferente para poder calcular una estimación de los costes de gestión del combustible nuclear gastado en España. Es de destacar que, aunque es interesante obtener una cifra lo más similar al coste real que sea posible, la verdadera importancia del modelo radica en estimar correctamente las diferencias entre los diversos escenarios planteados. De esta manera, aunque se plantee una metodología menos exacta que el LCOE definido en [52], [3] y [63], si las diferencias entre los escenarios quedan bien definidas, el modelo estará cumpliendo su propósito.

Así, finalmente, la técnica escogida para el cálculo de los costes se establece como el cálculo de los costes normalizados a través de la definición del sumatorio de los costes descontados (flujos de caja) divididos por la producción total de electricidad, establecida en varios de los estudios internacionales, como el de Ko y Gao de 2012 [46] o el de Gao et al. de 2016 [58]. Esta metodología también es la utilizada por ENRESA [18]. Como se ha comentado anteriormente, en el cálculo de estos costes, se van a excluir los costes ya incurridos a fecha de 31/12/2016 y los de Vandellós I, ya que la complejidad de introducirlos no compensa al ser éstos iguales para todos los escenarios y el objetivo del modelo es determinar la mejor estrategia para el contexto actual, por lo que los costes pasados no afectan a esta decisión.

Por tanto, para la definición de los costes, se va a partir de la definición del VAN (Valor Actual Neto), que se muestra en la Ecuación 3-4, donde C_t representa los flujos de caja en tiempo t , I_0 es

el valor la inversión inicial, T es el final del período y r es la el tipo de interés. No obstante, en este análisis no se va a aplicar tal cual la definición, porque no se va a considerar una inversión inicial y los flujos de caja van a ser los diferentes costes que se quieren calcular.

$$VAN = I_0 + \sum_{t=1}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-4: VAN

Para cada instalación de gestión del combustible nuclear gastado se van a establecer tres tipos de costes: inversión, operación y mantenimiento (O&M) y desmantelamiento. Además de éstos, habrá un coste de carga en contenedores desde las piscinas, el coste de los contenedores y los costes de transporte entre las diversas instalaciones. De la Ecuación 3-5 a la Ecuación 3-10 se muestra la adaptación de la fórmula del VAN a cada uno de los costes definidos y la Tabla 3-5 muestra la lista de índices y variables utilizados en estas ecuaciones.

Cabe destacar que, para los costes de inversión y de desmantelamiento de las diferentes instalaciones, no se considera un coste puntual, sino que éste se divide equitativamente entre los años de construcción/desmantelamiento de las instalaciones, hipótesis establecidas en la Tabla 3-4 del Apartado 3.2.1.

$$\text{coste de inversión} = \sum_i \sum_{t=T_{0i}}^{T_{1i}} \frac{(I_{Fi} + I_{Vi} \cdot c_i) / \Delta T_{Ci}}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-5: Coste de inversión

$$\text{coste de O\&M} = \sum_i \sum_{t=T_{1i}}^{T_{fi}} \frac{O_i}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-6: Coste de O&M

$$\text{coste desmantelamiento} = \sum_i \sum_{t=T_{fi}}^{T_i} \frac{D_i / \Delta T_{Di}}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-7: Coste de desmantelamiento

$$\text{coste transporte} = \sum_j \sum_{t=T_{0j}}^{T_{1j}} \frac{T_j \cdot N_{Cjt}}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-8: Coste de transporte

$$\text{coste de contenedores} = \sum_k \sum_{t=T_0}^{T_1} \frac{C_k \cdot N_{Ckt}}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-9: Coste de contenedores

$$\text{coste de carga} = \sum_k \sum_{t=T_0}^{T_1} \frac{L_k \cdot N_{Ckt}}{(1+r)^t}$$

Ecuación 3-10: Coste de carga de contenedores

Como se puede observar, para poder descontar los costes es necesario establecer una tasa de descuento. Esta tasa de descuento puede ser nominal o real. Tal y como establecen Kim et al. en [41], si el coste futuro del ciclo de combustible nuclear es calculado como un valor nominal, el valor actual se calcula con la tasa de descuento nominal, mientras que si es calculado como un valor constante, se utiliza la tasa de descuento real. Esto quiere decir que, para hablar en valores reales, se debe fijar un año determinado como referencia y se toman los precios de ese año base, por lo que es necesario excluir la inflación. Por tanto, se escoge utilizar la tasa real, mostrada en la Ecuación 3-11, que es también la metodología planteada por ENRESA en el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos.

$$r = \text{rendimiento fondo} - \text{inflación} (= 1\%, 1,5\%, 2\% \dots)$$

Ecuación 3-11: Tasa de descuento

Tabla 3-5: Lista de variables e índices

Índice	Descripción
i	Instalación
j	Transporte entre instalaciones
k	Reactor
t	Tiempo
r	Tasa de descuento
$T0i$	Año de inicio de construcción
$T1i$	Año de inicio de operación
Tfi	Año final de operación
Ti	Año final de desmantelamiento
$T0j$	Año de inicio del transporte
$T1j$	Año final de transporte
$T0$	Año de referencia
$T1$	Año final del período de referencia
I_{Fi}	Coste de inversión fijo total de la instalación
I_{Vi}	Coste de inversión variable total de la instalación
O_i	Coste de O&M anual
D_i	Coste de desmantelamiento
T_j	Coste de transporte
C_k	Coste de un contenedor
L_k	Coste de carga
c_i	Capacidad de la instalación
N_{Cjt}	N.º de contenedores transportados en el año t por instalación
N_{Ckt}	N.º de contenedores cargados en el año t por reactor.
ΔT_{Ci}	Período de construcción de la instalación
ΔT_{Di}	Período de desmantelamiento de la instalación

Así, queda determinada la metodología para el cálculo de los costes, para los cuales será necesario obtener los valores de las variables planteadas en las ecuaciones y en la Tabla 3-5. Los valores de las variables de fechas se han establecido en el Apartado 3.1.4 de la Sección 3.1, salvo para el caso de algunas fechas de cese, que se determinan en función del flujo de materiales establecido en el Apartado 3.2.1, en la Tabla 3-4, al igual que las variables de número de contenedores. Finalmente, las hipótesis de costes requeridas para el cálculo se explicarán en la Sección 3.3.

Como se vio en los modelos internacionales, para el cálculo de los costes se puede establecer una metodología determinista o estocástica, la primera en la que se realiza la mejor estimación considerada para los costes y la segunda en la que se calculan los costes en función de la distribución de probabilidad. El modelo, en primer lugar, calculará los costes para la mejor estimación. En segundo lugar, se realizarán análisis de sensibilidad para determinar los efectos de las diferentes variables sobre el coste total de cada escenario. Para finalizar, se realizará también

un análisis estocástico utilizando la distribución de probabilidad de cada uno de los costes unitarios, pudiendo obtener así un rango de costes para cada escenario y la probabilidad asociada a cada uno. Para este análisis, se utilizará la técnica de Monte Carlo.

Al igual que en el cálculo del flujo de materiales, el cálculo de los costes está implementado en MATLAB, como parte del modelo, utilizando los resultados obtenidos del cálculo anterior. La implementación de estos cálculos en MATLAB se explica en la Sección 3.4 y en el ANEXO III se muestran los diagramas de bloques asociados.

3.2.3. Técnicas para el cálculo de la producción de electricidad

En el apartado anterior se explicó que los costes se van a normalizar a través de la producción de electricidad. No obstante, aunque se conoce la producción de electricidad histórica, que se ha obtenido a través de [6] y Foro Nuclear [187], es necesario realizar una estimación de la producción futura. La metodología utilizada para este cálculo surge a través del análisis de los diversos factores históricos de producción eléctrica nuclear, que se han obtenido de las mismas fuentes mencionadas en el Apartado 3.2.1, como las publicaciones de *Energía* [189].

Las centrales nucleares producen de manera continua, ya que no tienen una buena respuesta a variaciones de carga. Por tanto, es de esperar que las variaciones que existan en la producción anual vengan determinadas, principalmente, por las diferentes paradas que pueda sufrir la central anualmente: por mantenimiento, por recarga de combustible, paradas automáticas, etc.

El factor de carga, también conocido como “factor de planta”, se define en [189] como: “relación entre la energía eléctrica producida en un período de tiempo y la que se hubiera podido producir en el mismo período funcionando a la potencia nominal”, mostrada en la Ecuación 3-12. Por tanto, existe una relación entre el factor de carga y las paradas y, en consecuencia, también con la producción eléctrica real.

Tabla 3-6: 1 – Factor de carga³⁷

Fecha	Almaraz-I	Almaraz-II	Asco-I	Asco-II	Cofrentes	Vandellós-II	Trillo
2003	8,52%	20,18%	12,26%	1,23%	12,90%	10,12%	7,18%
2004	0,70%	9,05%	10,97%	19,78%	4,63%	5,42%	8,85%
2005	8,59%	0,56%	11,34%	13,74%	26,51%	48,61%	7,45%
2006	13,08%	12,62%	14,10%	7,36%	3,63%	23,16%	11,86%
2007	0,57%	13,37%	12,48%	17,53%	34,77%	41,92%	8,96%
2008	12,91%	0,00%	14,23%	17,49%	14,98%	24,22%	11,66%
2009	16,43%	17,39%	36,20%	9,35%	15,87%	43,42%	17,52%
2010	9,70%	15,37%	7,59%	15,08%	0,18%	6,96%	11,87%
2011	10,80%	8,78%	20,70%	13,70%	13,65%	20,65%	9,36%
2012	17,04%	13,02%	14,67%	8,95%	2,25%	15,78%	9,42%
2013	13,04%	15,81%	0,00%	15,61%	12,97%	15,24%	14,41%
2014	18,30%	9,45%	18,25%	20,61%	1,02%	3,46%	11,03%
2015	4,52%	13,35%	14,66%	2,42%	19,16%	18,22%	9,37%
2016	15,57%	12,83%	3,00%	11,97%	0,54%	16,59%	8,66%

³⁷ Fuente: [187]

$$\text{Factor de carga} = \frac{\text{Energía real producida}}{\text{Energía producida a potencia nominal}}$$

Ecuación 3-12: Factor de carga o de planta

Así, analizando los datos históricos de factor de carga, número de días que la central ha estado parada por recarga de combustible anualmente y el número de paradas programadas y no programadas que se muestran en la Tabla 3-6, la Tabla 3-7, la Tabla 3-8 y la Tabla 3-9 respectivamente, se puede observar que existe una correlación bastante evidente, que se puede observar en la Figura 3-6, donde se muestra el 1 – Factor de carga, al ser la relación más visible de esta manera.

Tabla 3-7: Días de parada de recarga³⁸

Fecha	Almaraz I	Almaraz II	Ascó I	Ascó II	Cofrentes	Vandellós II	Trillo
2003	22	46	35	0	26	24	20
2004	0	26	33	29	0	0	24
2005	24	0	0	35	42	171	23
2006	35	29	32	0	0	0	36
2007	0	46	36	40	92	135	31
2008	44	0	0	58	0	0	40
2009	59	54	60	0	40	30	52
2010	16	40	0	49	0	0	31
2011	39	25	75	49	49	126	29
2012	51	44	45	13	0	48	29
2013	11	38	0	47	39	37	37
2014	58	25	63	44	0	0	36
2015	0	40	43	0	48	57	31
2016	47	39	0	39	0	51	28

Tabla 3-8: Número de paradas programadas (sin contar recarga)³⁹

Fecha	Almaraz-I	Almaraz-II	Asco-I	Asco-II	Cofrentes	Vandellós-II	Trillo
2003	0	1	0	0	0	2	0
2004	0	2	0	0	1	1	0
2005	0	0	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	1	1	0
2007	0	0	0	0	0	0	0
2008	0	0	1	0	2	1	0
2009	0	0	0	1	0	1	0
2010	0	0	0	0	0	0	0
2011	0	0	0	0	0	0	0
2012	0	0	0	1	1	0	0
2013	0	0	0	0	0	0	1
2014	0	0	0	0	0	0	0
2015	1	1	0	0	1	0	0
2016	0	0	1	0	0	0	0

³⁸ Fuente: [187]³⁹ Fuente: [187]

Tabla 3-9: Número de paradas no programadas⁴⁰

Fecha	Almaraz-I	Almaraz-II	Asco-I	Asco-II	Cofrentes	Vandellós-II	Trillo
2003	1	5	0	0	2	0	1
2004	0	0	1	3	4	2	2
2005	0	0	0	2	0	2	0
2006	1	0	0	2	0	2	2
2007	0	0	0	2	0	2	1
2008	0	0	0	0	2	1	1
2009	0	0	2	2	0	1	1
2010	2	2	1	0	0	1	1
2011	0	1	0	0	1	2	1
2012	1	0	1	1	0	1	0
2013	4	1	0	2	0	1	1
2014	1	1	0	1	0	3	0
2015	0	0	0	1	0	1	0
2016	1	0	0	0	0	1	0

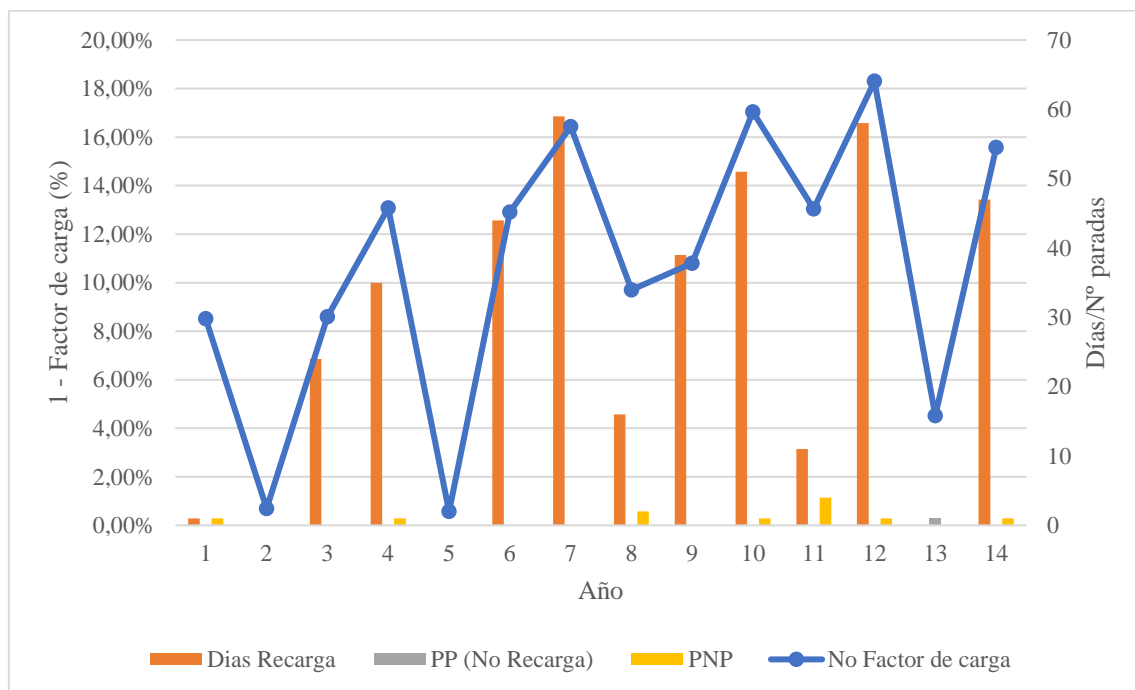


Figura 3-6: Relación entre el Factor de carga y las paradas del reactor

Además, en la Figura 3-7 se muestra, para la central de Almaraz-I, la correlación entre el opuesto al factor de carga y los días que la central estuvo parada por recarga de combustible para el periodo 2003-2016. Como se puede observar, al igual que en la Figura 3-6, se puede ver una correlación bastante directa.

⁴⁰ Fuente: [187]

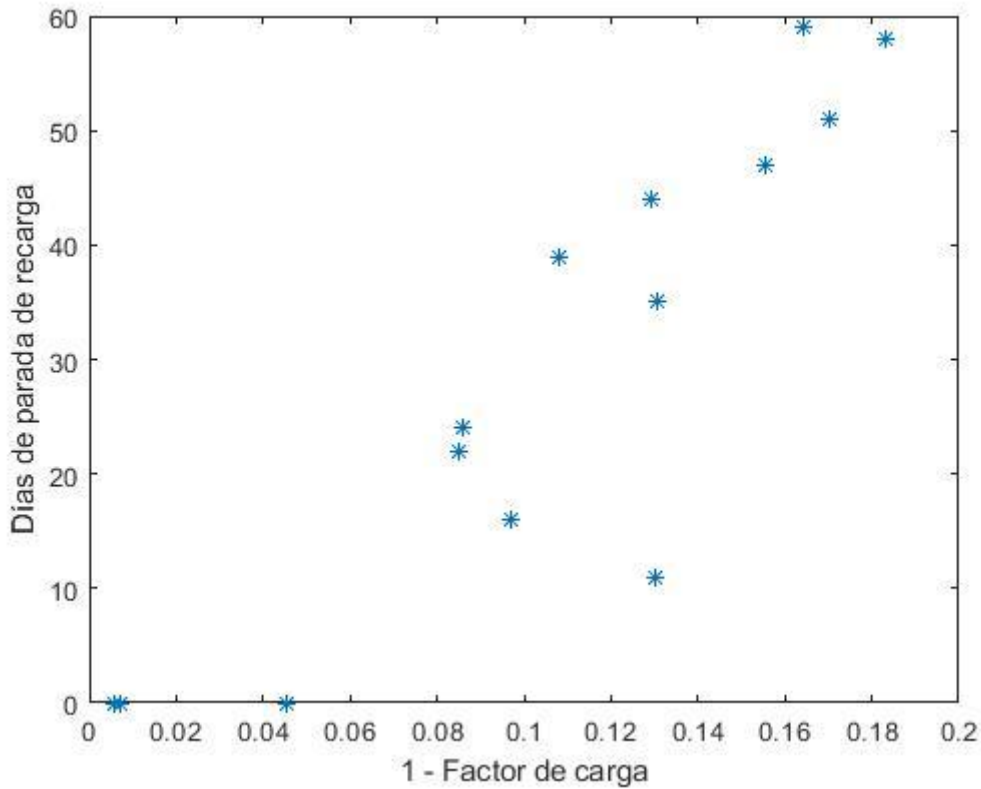


Figura 3-7: Correlación entre 1- factor de carga y los días de parada de recarga

La técnica utilizada para obtener la relación es la de mínimos cuadrados, que permite relacionar una serie de variables x con una variable y mediante una serie de coeficientes b , como se muestra en la Ecuación 3-13, donde se muestra el modelo de regresión lineal múltiple. También se puede expresar de forma matricial como $Y=X \cdot B+e$. El vector B de estimadores puede obtenerse a través de la Ecuación 3-14.

$$y_i = b_0 + b_1 \cdot x_{1i} + b_2 \cdot x_{2i} + \dots + b_k \cdot x_{ki} + e_i$$

Ecuación 3-13: Modelo de regresión lineal múltiple

$$B = (X^t \cdot X^{-1})^{-1} \cdot X^t \cdot Y$$

Ecuación 3-14: Obtención del vector B de estimadores

Una vez obtenido el vector de estimadores B , se puede calcular el factor de carga para cada una de las centrales mediante la relación expresada en la Ecuación 3-13. No obstante, para ello primero se ha de estimar para cada año de producción eléctrica: i) el número de días que la central va a estar parada por recarga de combustible, ii) el número de paradas programadas y iii) el número de paradas no programadas. Las primeras se pueden calcular a través de las técnicas de cálculo del flujo de materiales, en concreto, de la proyección de las extracciones de CNG del reactor, teniendo en cuenta los datos de la Tabla 3-2. Para las demás, el cálculo es más complicado, porque las paradas automáticas no se pueden prever y las paradas programadas por mantenimiento u otros no son de acceso público.

Por tanto, para este tipo de paradas, en lugar de realizar una proyección, se van a calcular de manera aleatoria anualmente. Para ello, es necesario conocer la probabilidad de ocurrencia. Así, se ha calculado en función de los datos históricos la probabilidad de que ocurran de 0 a 5 paradas no programadas y de 0 a 2 programadas, que se muestran en la Tabla 3-10.

Tabla 3-10: Probabilidad de paradas de reactor

CCNN	Nº de paradas no programadas anuales						Nº de paradas programadas anuales		
	0	1	2	3	4	5	0	1	2
Almaraz I	50%	36%	7%	0%	7%	0%	93%	7%	0%
Almaraz II	64%	21%	7%	0%	0%	7%	79%	14%	7%
Ascó I	71%	21%	7%	0%	0%	0%	86%	14%	0%
Ascó II	36%	29%	29%	7%	0%	0%	86%	14%	0%
Cofrentes	71%	7%	14%	0%	7%	0%	64%	29%	7%
Vandellós II	7%	50%	36%	7%	0%	0%	64%	29%	7%
Trillo	43%	43%	14%	0%	0%	0%	93%	7%	0%

Una vez calculados los días de parada de recarga anuales, así como el número de paradas programadas y automáticas por año, ya se puede calcular el factor de carga de cada uno de los reactores utilizando la Ecuación 3-15, que tiene en cuenta que la correlación ha sido obtenida con 1-Factor de carga.

Factor de carga

$$= 1 - (b_0 + b_1 \cdot \text{días parada} + b_2 \cdot N^{\circ} \text{ paradas programadas} + b_3 \cdot N^{\circ} \text{ paradas no programadas})$$

Ecuación 3-15: Cálculo del factor de carga

Como se observó en la Ecuación 3-12, a través del factor de carga se puede obtener la producción eléctrica real utilizando la producción a potencia nominal. Así, la electricidad se calcula en GWh como muestra la Ecuación 3-16, teniendo en cuenta la potencia nominal de las centrales nucleares operativas. Este dato aparece publicado en las propias páginas de las centrales nucleares (Almaraz – Trillo: [191], Ascó – Vandellós: [192] y Cofrentes [193]), en Foro Nuclear [187] [190], en el CSN [133], etc., y se muestran en la Tabla 3-11.

$$\text{Electricidad (Gwh)} = \frac{\text{Potencia nominal (MW)} \cdot \text{Factor de carga} \cdot 24h \cdot \text{Días/año}}{1000}$$

Ecuación 3-16: Cálculo de la electricidad

Tabla 3-11: Potencia nominal de los reactores operativos

CCNN	Potencia Nominal (MW)
Almaraz I	1.049,43
Almaraz II	1.044,45
Ascó I	1.032,50
Ascó II	1.027,20
Cofrentes	1.092,00
Vandellós II	1.087,10
Trillo	1,066,00

3.3. Obtención de las hipótesis de costes

Una vez se han planteado los escenarios que se van a analizar en España y las técnicas que se van a utilizar para el modelo, es necesario obtener la base de datos necesaria para poder realizar los cálculos. A lo largo de la Sección 3.2 se han explicado las fuentes y las principales hipótesis y restricciones relativas al flujo de materiales. No obstante, han de establecerse también las hipótesis de los costes determinados en las ecuaciones de la Sección 3.2.2, desde la Ecuación 3-5 a la Ecuación 3-10.

Para ello, se han analizado las hipótesis de partida de diversos estudios e informes internacionales para analizar las que mejor se ajustan al escenario español. Algunos de estos datos se muestran en la Tabla 2-5 para el coste del almacenamiento temporal, en la Tabla 2-6 para el coste del reprocesado y en la Tabla 2-7 para el coste del almacenamiento definitivo. Además, para cuando haya acceso a éstos, también se utilizarán datos reales de algunas de las instalaciones.

3.3.1. Coste de los ATIS

El coste de inversión del ATI ha de tener una parte fija y otra variable, dependiente de su capacidad, ya que la inversión no será igual para 20 contenedores que para 80. En España, diversas fuentes citan el coste de inversión total de los ATIS del entorno de 20 – 25M€ [195] [196] [197]. Por tanto, se va a procurar que los costes utilizados se mantengan alrededor de este rango para capacidades de 20 a 80 contenedores, que se corresponden con las cantidades mínima y máxima a albergar en los ATIS que se van a construir. Así, se toma como hipótesis que la parte variable del coste de inversión se corresponde a un 1% de la parte fija y se establece el coste de inversión fijo en 15M€ y el variable en 0,15M€/contenedor, por lo que el coste de inversión total se mueve en un rango de 18 – 27 M€, bastante aproximado al de referencia.

Con respecto al coste de O&M, en Estados Unidos se hace referencia a un coste que ronda los 1 – 2.5 M\$₂₀₁₀/año (1 – 2.5M€₂₀₁₇/año) [198]. Al estar construido el ATI en la misma ubicación que la central, cuando ésta está en funcionamiento, el coste de O&M del ATI se reparte con el de la central, por lo que no será tan alto. No obstante, cuando la central ha finalizado la primera fase de su desmantelamiento, a nivel de costes de O&M se considera que ya no hay central, por lo que el ATI tiene que asumir la parte de costes que estaba compartiendo con la central, como son los costes de seguridad y de personal. Como estos costes no son los mismos en España que en Estados Unidos, se asume que el coste de O&M para los años en los que está en funcionamiento la central es algo menor que el referido en el rango anterior: 0,5M€/año, y el coste cuando ya no hay central se estima en 2M€/año, dentro del rango, pero menor que el coste máximo.

Finalmente, para el coste de desmantelamiento, se considera que éste se corresponde a un 15% del coste total de inversión, tal y como se establece en varios estudios internacionales, como el de la OCDE de 2013 [3].

$$f(x|a, b, c) = \left\{ \begin{array}{ll} \frac{2 \cdot (x - a)}{(b - a)(c - a)} & \text{para } a \leq x < c \\ \frac{2}{(b - a)} & \text{para } x = c \\ \frac{2(b - x)}{(b - a)(b - c)} & \text{para } c < x \leq b \\ 0 & \text{para cualquier otro caso} \end{array} \right.$$

Ecuación 3-17: Función de densidad de probabilidad triangular

Así, se han determinado los costes unitarios más probables para el caso español. No obstante, para poder realizar el análisis estocástico es necesario establecer la distribución de probabilidad de

cada uno de ellos. En los estudios internacionales que utilizan métodos estocásticos, se utilizan distribuciones triangulares para este tipo de costes (y, en ocasiones, uniformes). Para esta distribución, mostrada en la Ecuación 3-17 y en la Figura 3-8, se utilizan tres valores: los valores mínimo y máximo que pueden tomar las hipótesis y el valor más probable.

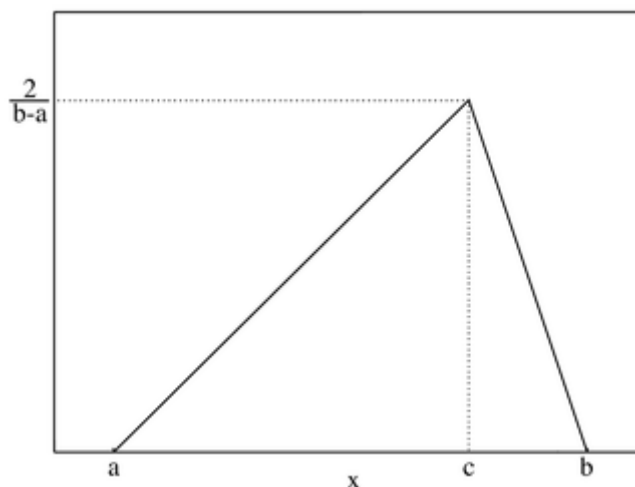


Figura 3-8: Función de densidad de probabilidad triangular

Debido a la escasez de datos con respecto al ATI en estudios internacionales, para el coste de inversión se va a establecer un rango de 10 a 20 M€ de parte fija, correspondiéndose con los puntos a y b de la Figura 3-8 y de la Ecuación 3-17, manteniendo la parte variable como un 1% de la parte fija. Para el coste de O&M, se van a utilizar como mínimo y máximo los puntos del rango habitual establecido anteriormente: 1 – 2.5M€_{2017/año}.

3.3.2. Coste del ATC

La Tabla 3-12 muestra: i) el valor de los costes del ATC para varios artículos e informes internacionales, en diferentes unidades; ii) el año de referencia para estos valores, iii) la actualización de los costes a € de 2016 y iv) el valor total en M€ de 2016 para aquellos costes que se expresan en función de los kgHM, tHM y/o por año. Asimismo, como se puede observar en la Tabla 3-12, en algunos de estos informes se desglosa el coste del ATC en coste de inversión (fijo y variable) y coste de operación y mantenimiento (O&M), lo cual es interesante para poder adaptarlo al caso español.

Para el coste de inversión, los datos públicos fijan el coste del ATC alrededor de los 1000 M€ (972 M€ para ser exactos [199]). Para ser conservadores, se aplica una contingencia del 10%, por lo que el coste total de inversión se establece en 1100 M€. No obstante, al igual que para el coste del ATI, interesa desglosar el coste del ATC en una parte fija y otra variable, para que el coste de inversión varíe con el inventario total de CNG. Este desglose se va a basar en los datos de los informes de la Tabla 3-12, que se presentan por tHM. Sin embargo, a nivel de flujo de materiales, resulta más interesante para el estudio que nos concierne establecer los costes por contenedor, al ser la unidad con la que se trabaja directamente. Por tanto, se requiere transformar las unidades para este desglose.

En primer lugar, se calcula la relación de las tHM por contenedor, que va a depender del tipo de combustible nuclear que se hay utilizado (para PWR o para BWR). A raíz de los datos de Foro Nuclear [189], se ha obtenido la relación entre las toneladas de uranio (tU) y los elementos combustibles (EC). Asimismo, se conoce el dato de número de EC por contenedor según el tipo de reactor (BWR o PWR). Con estos dos datos, se puede obtener la estimación de la cantidad de tU por contenedor según el reactor, como se muestra en la Tabla 3-13.

Tabla 3-12: Actualización y análisis de los costes del ATC

Estudio	Año de referencia	Tipo de coste	Coste ATC		Coste ATC € 2016 Actualizado		Total (M€) Actualizado	% del total
			Valor	Unidad	Valor	Unidad		
2007 Ramana, Suchitra [25]	2004	Total	8400	\$/tHM	9670,60	€/tHM	79,97	
2011 De Roo, Parsons [53]	2007	Total	200	\$/kgiHM	209,73	€/kgiHM	1734,36	
2009 Schneider et al [22]	2008	Total	0,174	mill/kWh	0,17	mill/kWh	367,05	
Zhou [28]	2008	Total	120	\$/kgHM	121,21	€/kgHM	1002,34	
OCDE de 1994 [44]	1991	Total	230	\$/kgU	367,53	€/kgU	3039,25	
Harvard de 2003 [20]	2003	Total	200	\$/kgHM	236,26	€/kgHM	1953,74	
2006 BCG [21]	2005	Descontado	125	\$/kgHM	139,13	€/kgHM	1150,54	
	2005	Sin descontar	150	\$/kgHM	166,97	€/kgHM	1380,71	
	2005	Inversión (fijo)	421	M\$	468,61	M€	468,61	
	2005	Inversión (variable)	70	\$/kg	77,92	€/kg	644,35	
	2005	Inversión (total)					1112,96	64,17%
	2005	O&M (Fijo)	114	M\$	126,89	M€	126,89	
	2005	O&M (total)	70	\$/kg	77,92	€/kg	644,35	36,67%
	2005	Total					1757,31	
2009 De Roo, Parsons [52]	2007	Total	200	\$/kgiHM	209,73	€/kgiHM	1734,36	
2013 The Economics of the Back-end [3]	2010	Inversión (fijo)	355	M\$	353,85	M€	353,85	25,22%
	2010	Inversión (variable)	0,1295	M\$/tHM	0,13	M€/tHM	1048,95	74,78%
	2010	Inversión (total)		M\$	0,00	M€	1402,79	67,76%
	2010	O&M (fijo)	11,94	M\$/año	11,91	M€/año	476,22	71,35%
	2010	O&M (variable)	0,00058	M\$/tHM·año	0,00058	M€/tHM·año	191,23	28,65%
	2010	O&M (total)		M\$/año	0,00	M€/año	667,44	32,24%
	2010	Total					2070,24	

Tabla 3-13: Relación entre tU y contenedores por tipo de reactor

Tipo de reactor	tU/EC	EC/contenedor	tU/contenedor
PWR	0,46	32	14,72
BWR	0,18	52	9,29

No obstante, interesa que el dato de los costes por contenedor sea genérico y no por tipo de reactor. Por tanto, en segundo lugar, se estima el coste según la proporción de contenedores que va a haber que gestionar de cada tipo. Éste es un dato que se obtiene a través del modelo, mediante el cálculo del inventario final, que se calcula como parte del flujo de materiales explicado en el Apartado 3.2.1 de la Sección 3.2.

De esta manera, teniendo en cuenta los datos de la Tabla 3-13, la proporción de contenedores a gestionar por tipo de reactor y el desglose del coste de inversión de la Tabla 3-12, se estima el coste de inversión variable por contenedor. Pero como interesa que este dato se adapte al caso español, se aplica la proporción entre el coste de inversión fijo y el variable (por contenedor) de

la Tabla 3-12 para que el coste total de inversión sean 1100 M€. Así, finalmente, se obtienen un coste de inversión fijo de 275M€ y un coste de inversión variable de 1,25M€/contenedor.

La razón detrás del interés en el desglose del coste de inversión radica en otorgar flexibilidad al modelo en la introducción de datos. Si las fechas de cierre de las centrales varían, así lo harán también las cantidades de combustible y, por tanto, de contenedores a gestionar. Utilizando este desglose, el coste de inversión se ve modificado en el cálculo de manera automática, lo cual es conveniente.

Para el coste de O&M no interesa tanto la variabilidad por número de contenedores, por lo que se establece el coste por año de operación. Así, en base a los datos de la Tabla 3-12, se calculan las hipótesis de coste de O&M en €/año. Para ello, en los casos en los que las unidades aparecen por año y tHM, se requiere utilizar los datos de la Tabla 3-13 y la proporción de contenedores según el tipo de reactor. Con los resultados obtenidos, se estima el coste de O&M en 17 M€/año. No obstante, esta cifra se tiene en cuenta para los años de recepción del combustible al ATC, en la que ha de haber operaciones específicas de recepción, reencapsulado, etc. Cuando ya ha finalizado el transporte de combustible al ATC, se considera que el coste de O&M es la mitad que en la fase previa: 8,5M€/año. Por último, se establece el coste de desmantelamiento como un 15% del coste de inversión, tal y como se establece en varios estudios, incluyendo la OCDE [3].

Finalmente, al igual que se realizó para el coste de los ATIS en el apartado anterior, es necesario establecer la distribución de probabilidad para los costes del ATC. Para ello se van a utilizar los datos de los informes internacionales mostrados en la Tabla 3-12. No obstante, la mayoría de estos no se encuentran desglosados en inversión (con parte fija y variable) y O&M. Por tanto, se aplica la proporción de la OCDE calculada en la última columna de la Tabla 3-12 y a ese resultado se le aplica la conversión a tU/contenedor de la Tabla 3-13 y la proporción de contenedores PWR/BWR, cuando sea necesario. Con esto, se llega a los resultados que se muestran en la Tabla 3-14, de los que se aproximará un valor mínimo y un máximo, aunque se excluyen los valores atípicos, como en el caso de India, que no son aplicables al caso español. Por último, el coste de desmantelamiento se mantiene en un 15% del coste de inversión total.

Tabla 3-14: Valores para la distribución de probabilidad del coste del ATC

Estudio	Coste Total		Resultados de la conversión		
	Valor	Unidad	Inversión fija (M€)	Inv. Variable (M€/cont.)	O&M (M€/año)
2007 Ramana, Suchitra [25]	9.670,60	€/tHM	13,84	0,06	26,10
2011 De Roo, Parsons [53]	209,73	€/kgiHM	300,06	1,39	566,00
2009 Schneider et al [22]	0,17	mill/kWh	377,21	1,74	711,52
Zhou [28]	121,21	€/kgHM	173,42	0,80	327,11
OCDE de 1994 [44]	367,53	€/kgU	525,83	2,43	991,84
Harvard de 2003 [20]	236,26	€/kgHM	338,02	1,56	637,59
BCG de 2006 [21]	139,13	€/kgHM	199,06	0,92	375,47
	166,97	€/kgHM	238,88	1,10	450,59
2009 De Roo, Parsons [52]	209,73	€/kgiHM	300,06	1,39	566,00

3.3.3. Coste del AGP

Para el coste del AGP se ha realizado un análisis muy similar al que se ha llevado a cabo para el ATC, recopilando las hipótesis de diversos informes internacionales. Sin embargo, en este caso no tenemos una estimación sólida del coste total del AGP en España, como era el caso del ATC. Por tanto, para establecer un valor que se asemeje al posible coste del AGP español, se toma como

referencia principal el proyecto de AGP de Finlandia [30] y el de Suecia [31], donde las estimaciones son bastante sólidas, ya que ambos proyectos están muy desarrollados, fundamentalmente el de Finlandia.

Tabla 3-15: Actualización y análisis de los costes del AGP

Estudio	Año de referencia	Tipo	Coste sin actualizar		Coste € 2016 Actualizado		Total (M€) Actualizado
			Valor	Unidad	Valor	Unidad	
2007 Ramana, Suchitra [25]	2004	Total	10200	\$/tHM	11742,87397	€/tHM	97,11
2011 de Roo, Parsons [53]	2007	Total	470	\$/kgiHM	492,8694392	€/kgiHM	4075,76
2012 Ko, Gao [46]	2010	Total	1200	\$/m3	1196,094953	€/m3	
1994 OCDE [44]	1991	Total	610	\$/kgU	974,7576334	€/kgU	8060,71
2003 Bunn et al. [20]	2003	Total	400	\$/kgHM	472,510646	€/kgHM	3907,40
2006 BCG [21]	2005	Total	320	\$/kgHM	356,1837456	€/kgHM	2945,44
2009 De Roo, Parsons [52]	2007	Total	463	\$/kgiHM	485,5304884	€/kgiHM	4015,07
2013 OCDE [3]	2010	Inversión (fijo)	1734,7	M\$	1729,056809	M€	1729,06
	2010	Inversión (variable)	0,09184	M\$/tHM	0,090604331	M€/tHM	749,25
	2010	Inversión (total)		M\$	-	M€	2478,30
	2010	O&M (fijo)	63,75	M€/año	63,54081725	M€/año	1906,22
	2010	O&M (variable)	0,01186	M€/tHM·año	0,009060433	M€/tHM·año	2247,74
	2010	O&M (total)			-	M€/año	4153,97

El coste total del AGP en Finlandia está estimado en 3300 M€, donde 2400 M€ son los costes de operación a 100 años y el coste de desmantelamiento se estima en 200 M€. Para ser conservadores, se deja un margen de contingencia de aproximadamente el 30%. Así, el coste total de inversión se estima en 900 M€ y el de desmantelamiento en 260 M€.

De nuevo, resulta interesante desglosar el coste de inversión en una parte fija y otra variable, así como obtener una estimación del coste de O&M por año. Así, en la Tabla 3-15 se muestran las hipótesis de costes de diversos estudios internacionales, donde en algunos se desglosa así estos costes. Utilizando los datos de la Tabla 3-15 y de la proporción de contenedores según el tipo de reactor de la Tabla 3-13, tal y como se realizó en la sección 3.3.2 y siguiendo el mismo procedimiento aplicado para el ATC, se obtiene que el coste de inversión fijo para el AGP es de 670 M€ y el variable de 0,359 M€/contenedor. Y, de la misma manera que se calculó el coste de O&M para el ATC, se estima el coste de O&M del AGP en 65 M€/año.

Tabla 3-16: Valores para la distribución de probabilidad del coste del AGP

Estudio	Informe	Resultados de la conversión				
		Coste Total	Unidad	Inversión Fijo (M€)	Inv. Variable (M€/cont.)	O&M anual (M€/año)
2007 Ramana, Suchitra [25]		11.742,87	€/tHM	0,05	0,00	0,00
2011 de Roo, Parsons [53]		492,87	€/kgiHM	2.244,74	10,38	105,85
1994 OCDE [44]		974,76	€/kgU	4.439,46	20,53	209,35
2003 Bunn et al. [20]		472,51	€/kgHM	2.152,02	9,95	101,48
2006 BCG [21]		356,18	€/kgHM	1.622,21	7,50	76,50
2009 De Roo, Parsons [52]		485,53	€/kgiHM	2.211,31	10,23	104,28

Al igual que se ha realizado para el coste del ATC, para calcular los valores mínimo y máximo de la distribución triangular del coste del AGP, se utilizan los valores de la Tabla 3-15, aplicando la proporción entre el coste de inversión (así como la parte fija y variable) y el coste de O&M establecido por la OCDE [3]. Utilizando los datos de la Tabla 3-13 y la proporción de contenedores PWR/BWR cuando aplique, se llega a los resultados de la Tabla 3-16. Finalmente, para el coste de desmantelamiento se mantiene la proporción entre el coste de inversión y el de desmantelamiento de los costes del AGP de Finlandia.

3.3.4. Coste del ATC sin reencapsulado

Tabla 3-17: Actualización y análisis de los costes del ATC sin reencapsulado

Estudio	Año referencia	Tipo	Coste sin actualizar		Coste €2016	
			Valor	Unidad	Valor	Unidad
2005 Petroski [118]	2005	O&M	3	M\$/año	3,34	M€/año
	2005	O&M	4	M\$/año	4,45	M€/año
	2005	Aceptar CNG	0,85	M\$/MTU	0,94	M€/MTU
	2005	Aceptar CNG	1,2	M\$/MTU	1,33	M€/MTU
2015 Rosner [138]	2014	Inversión	10	M\$	9,19	M€
	2014	Inversión	20	M\$	18,37	M€
	2014	O&M	5	M\$/año	4,59	M€/año
	2014	O&M	7	M\$/año	6,43	M€/año
2015 Rosner (2) [139]	2014	Inversión	341	M\$	313,35	M€
	2014	O&M	20	M\$/año	18,37	M€/año
2016 Jarrell [140]	2015	Inversión	344,2	M\$	315,65	M€
	2015	Inversión	1000	M\$	917,05	M€

Para obtener los costes del ATC sin reencapsulado, se han utilizado datos de los estudios realizados para el ATC de Estados Unidos, ya que siguen este tipo de diseño. No obstante, las hipótesis que se utilizan en los estudios varían bastante de unos a otros: Petroski de 2005 [118], Rosner de 2015 [138] y [139] y Jarrell de 2016 [140]. La Tabla 3-17 muestra estas hipótesis.

El coste de inversión de 1000M\$ se aproxima más al coste del ATC con reencapsulado que se utiliza para el Escenario 1. No obstante, los costes de 10 – 20 M\$ parecen excesivamente bajos, teniendo en cuenta que el coste de inversión de un ATI ronda los 20 – 25 M€ [28], [195], [197]. Por tanto, se utiliza la hipótesis de que el coste total de inversión ronda los 316M€. Para poder desglosar este coste de inversión en una parte fija y otra variable, se utiliza la misma proporción que para el caso del ATC con reencapsulado. Siguiendo la Ecuación 3-18, se calcula la parte fija y, por tanto, la parte variable del coste de inversión del ATC sin reencapsulado. El resultado que se obtiene es aproximadamente de 85 M€, que se redondea a 90 M€, y manteniendo la proporción entre parte fija y parte variable utilizada para el ATC con reencapsulado, la parte variable se estima en 0,409 M€/contenedor.

$$\text{Coste invers. total} = \text{Parte fija} \cdot (1 + \text{Proporción variable/fijo} \cdot N^{\circ} \text{ contenedores})$$

Ecuación 3-18: Cálculo de la parte fija del coste de inversión del ATC

En relación a los costes de O&M, se puede comprobar que las hipótesis también varían ampliamente, desde los 3 a 7 M\$/año hasta los 20 M\$. De nuevo, se va a utilizar un coste de O&M diferente para los años de recepción de contenedores al resto de años, manteniendo la proporción utilizada para el caso del ATC con reencapsulado: la mitad del coste de O&M para los años en los que ya no se recibe contenedores. Como el coste que se ha asumido para el ATC

con reencapsulado es de 17M€/año, no parece razonable que el coste de O&M para el ATC sin reencapsulado sea mayor que éste, por lo que no se utiliza el valor máximo de 20 M\$/año, sino que se utiliza un valor intermedio del rango total (4 – 20 M\$/año), de 12M€/año para los años de recepción de contenedores, obteniendo un valor de 6 M€/año para los años en los que no se reciben contenedores, el cual queda en una posición intermedia de los valores más bajos del rango (3 – 7 M\$/año).

Finalmente, para establecer los valores mínimo y máximo de las distribuciones de probabilidad de los costes del ATC sin reencapsulado, se realiza un análisis similar a los anteriores, pero en este caso aplicando la proporción entre fijo y variable del ATC con reencapsulado. De esta manera, se llega a un valor mínimo de 79 M€ de inversión fija y un máximo de 200 M€, mientras que para el coste de O&M se llega a un coste mínimo de 4 M€/año y un coste máximo de 20 M€/año, tal y como se observa en la Tabla 3-17.

3.3.5. Coste de los contenedores

El coste de los contenedores va a depender del tipo de contenedor que se utilice. Para el Escenario 1 se van a asumir las hipótesis actuales en las que se utilizan contenedores metálicos de doble propósito. Esta hipótesis se va a utilizar igualmente para el Escenario 3 en el que se transportan los contenedores a reprocesar. No obstante, para los Escenarios 2A y 2B se va a suponer que se utilizan cápsulas multipropósito en contenedores de hormigón.

Las referencias de datos a los costes de contenedores metálicos de doble propósito oscilan entre los 1,1M €/contenedor hasta los 2,75 M€/contenedor [198] [200] [201], por lo que se estima un valor medio-alto de 2,5 M€/contenedor. Para los contenedores de hormigón, los valores de las referencias son bastante más bajos, en un rango de 0,58 – 0,88 M€/contenedor [198] [201]. En este caso, al ser bastante bajos los costes, se va a aplicar una contingencia del 50% asumiendo una hipótesis conservadora de 1,3 M€/contenedor para las cápsulas multipropósito.

Con respecto al coste de los contenedores utilizados para transportar los RAA vitrificados que vuelven del reprocesado, éstos se incluyen dentro del coste de reprocesar. No obstante, se van a requerir calcular el número de contenedores que regresan en función de la cantidad de combustible reprocesado. Para ello, se han tomado como referencia los datos utilizados en el estudio del BCG de 2006 [21]: se supone que por cada tHM reprocesada, son necesarias 1.3 UC (Universal Canister – o cápsulas) y cada contenedor de vuelta es capaz de almacenar 28 UC.

Para la distribución de probabilidad del coste de los contenedores, se utilizan los rangos mencionados anteriormente como mínimo y máximo. No obstante, para el caso de los contenedores de hormigón, como se ha escogido un valor superior para reducir la diferencia con el coste de los contenedores metálicos, se ha establecido como coste máximo 1.5 M€/contenedor.

3.3.6. Coste del transporte y carga de contenedores

Para el cálculo del coste de transporte de contenedores, se han recopilado hipótesis de varios estudios, que se pueden ver en la

Tabla 3-18. Estos datos aparecen por kg o tonelada de HM, pero para los cálculos es más conveniente obtener este coste por contenedor. Por tanto, siguiendo la misma metodología que para el ATC y el AGP, a través de los datos de la Tabla 3-13 y la proporción de contenedores según el tipo de reactor, se calcula el coste del transporte para las diferentes hipótesis de los informes.

Los resultados estiman el coste del transporte de contenedores entre 0,01 y 1,8 M€/contenedor, por lo que se establece un valor intermedio de 0,9 M€/contenedor. Asimismo, el coste de carga

de contenedores se estima del mismo orden de magnitud [140], en 0,8 M€/contenedor. Estos valores mínimo y máximo son los que se van a utilizar para la distribución de costes.

Tabla 3-18: Actualización y análisis de los costes del transporte

Estudio	Año referencia	Coste transporte CNG		Coste transporte € 2016 Actualizado	
		Valor	Unidad	Valor	Unidad
2007 Ramana, Suchitra [25]	2004	6818	\$/tHM	7849,31	€/tHM
2012 Ko, Gao [46]	2010	125	\$/kgHM	124,59	€/kgiHM
2006 BCG [21]	2005	55	\$/kgHM	61,22	€/kgHM
2016 Jarrell [140]	2015	0,3	M\$/contenedor	0,27	M€/contenedor
	2015	0,5	M\$/contenedor	0,46	M€/contenedor
	2015	0,75	M\$/contenedor	0,69	M€/contenedor
2013 OCDE [3]	2010	60000	\$/tHM	59804,84	€/tHM

Al igual que para el coste de los contenedores de RAA vitrificados, el coste del transporte de vuelta del reprocesado se incluye dentro del coste de reprocesar. No obstante, de nuevo es necesario estimar cuántos contenedores se pueden devolver por año. Para ello se ha utilizado como fuente AREVA [202], que estima entre 2-3 transportes al año con entre 1 y 7 contenedores por transporte. Asimismo, en el informe del BCG de 2006, se asume el transporte de 12 contenedores por tren [21]. Con estas dos fuentes se va a suponer que los transportes están limitados a 12 contenedores/año.

3.3.7. Coste del reprocesado

El Escenario 3 considera la opción de reprocesar el combustible nuclear irradiado. Sin embargo, en España no se dispone de una planta de reprocesado, por lo que sería necesario enviarlos a reprocesar al extranjero, a un país que cuente con esta tecnología, lo cual es el caso de Francia. Para estimar el coste de reprocesar los residuos, se tienen en cuenta las hipótesis y resultados de varios estudios internacionales, que se muestran en la Tabla 3-19.

Tabla 3-19: Actualización y análisis de los costes del reprocesado

Estudio	Año de referencia	Coste sin actualizar		Coste € 2016 Actualizado	
		Valor	Unidad	Valor	Unidad
2007 Ramana, Suchitra [25]	2004	1000	\$/kgSNF	1151,26393	€/kgSNF
2011 de Roo, Parsons [53]	2007	4000	\$/kgHM	4194,645284	€/kgHM
2012 Ko, Gao [46]	2010	800	\$/kgHM	797,3996557	€/kgHM
2015 Gao [57]	2014	1111	\$/kgHM	1020,902419	€/kgHM
2009 Schneider et al [22]	2008	760	\$/kgHM	767,6633143	€/kgHM
2011 Zhou [13]	2008	2160	\$/kgHM	2181,779469	€/kgHM
1994 OCDE [44]	1991	720	\$/kgU	1150,530035	€/kgU
2003 Bunn et al. [20]	2003	1000	\$/kgHM	1181,281145	€/kgHM
2006 BCG [21]	2005	525	\$/kgHM	584,3616925	€/kgHM
2008 Schneider et al. [67]	2007	450	€/kg	520,83	€/kg
2009 De Roo, Parsons [52]	2007	1600	€/kg	1851,85	€/kg
2013 OCDE [3]	2010	1159	\$/kgHM	1155,2324	€/kgHM

La variabilidad de las hipótesis es alta, oscilando generalmente entre los 500 y 2000 €/kgHM. Estableciendo una hipótesis ligeramente optimista, al considerar la madurez de la tecnología como un factor a favor del descenso del coste de reprocesar, tal y como se comprobó en el artículo [203], se estima el coste del reprocesado en 1000 €/kgHM, al que se le añaden 500 €/kgHM por la gestión del plutonio. La hipótesis general del coste del plutonio se establece en la mitad del coste del reprocesado.

Finalmente, para la distribución de probabilidad se utilizará el rango habitual de 500 a 2100 €/kgHM. Para la hipótesis del coste de mantener el plutonio en el país que reprocesa se supone una distribución triangular en el que el valor mínimo resulta una ganancia de 500 €/tHM (coste negativo), de donde se puede sacar beneficio del plutonio, un valor probable de 500€/tHM (mitad del coste probable del reprocesado) y un máximo de 1000 €/tHM.

3.3.8. Coste del ATC y AGP de vidrios

Diversos estudios internacionales han establecido hipótesis para el coste del AGP para vidrios. En la Tabla 3-20 se muestran estas hipótesis. En este caso, se ha calculado la relación entre el coste del AGP para CNG y el AGP para vidrios. Se puede comprobar que la relación oscila entre el 15% y el 50%. Estableciendo una hipótesis ligeramente conservadora, se estima que el coste del AGP para vidrios es un 40% del coste del AGP para CNG. Esta misma hipótesis se extiende para el ATC para vidrios, ya que no hay datos específicos para este tipo de instalación

Tabla 3-20: Análisis de los costes del AGP para vidrios

Estudio	Año referencia	Coste AGP vidrios		Coste AGP CNG		Relación
		Valor	Unidad	Valor	Unidad	
2007 Ramana, Suchitra [25]	2004	45	%	10200	\$/tHM	45,0%
2011 de Roo, Parsons [53]	2007	190	\$/kgiHM	470	\$/kgiHM	40,4%
2012 Ko, Gao [46]	2010			1200	\$/m3	
2015 Gao [57]	2014	7031	\$/kgHM			
1994 OCDE [44]	1991	90	ECU/kgU	610	ECU/kgU	14,8%
2003 Bunn et al. [20]	2003	200	\$/kgHM	400	\$/kgHM	50,0%
2006 BCG [21]	2005	80	\$/kgHM	320	\$/kgHM	25,0%
2009 De Roo, Parsons [52]	2007	185	\$/kgiHM	463	\$/kgiHM	40,0%

En este caso, al utilizarse un porcentaje de relación entre el coste del AGP y del ATC para vidrios con relación al AGP y ATC para combustible gastado, esta proporción se mantiene para la distribución de costes de cada uno de ellos. Así, el valor mínimo y máximo de estos costes se correspondería con un 40% del valor mínimo y máximo, respectivamente, de los costes para combustible gastado.

3.3.9. Resumen de las hipótesis de costes

A lo largo de esta Sección 3.3 se han ido explicando los análisis realizados para llegar a las hipótesis de costes, tanto del valor más probable como de la distribución de probabilidad para cada uno de ellos. No obstante, para visualizar más fácilmente el conjunto de hipótesis que se van a utilizar para el caso base, la Tabla 3-21 resume los resultados a los que se han llegado tras el análisis de los datos de los estudios internacionales. Asimismo, la Tabla 3-22 resume los valores tomados para las funciones de densidad de las distribuciones de probabilidad triangulares que se han establecido para cada uno de estos costes. Como se ha ido explicando a lo largo de la Sección,

para algunos de estos costes se mantiene una proporcionalidad con algún otro coste, que se explica así en la Tabla 3-22.

Tabla 3-21: Hipótesis de partida (2)

Tipo	ATI	ATC	ATC 2 ⁴¹	AGP ⁴²	Unidad
Inversión (fijo)	15	275	90	670	M€
Inversión (variable)	0,15	1,25	0,409	0,359	M€/contenedor
Operación	0,5	17	12	65	M€/año
Operación 2 ⁴³	2	8.5	6	-	M€/año
Carga / Traslado	0,8	0,9	0,9	0,9	M€/contenedor
Desmantelamiento	15%	15%	15%	260M€	-
Contenedor hormigón (CMP)			1,3		M€/contenedor
Contenedor metálico (DPC)			2,5		M€/contenedor
Reprocesado			1000		€/kgHM
Plutonio			500		€/kgHM

Tabla 3-22: Resumen de los valores para las funciones de densidad triangular de cada uno de los costes

Tipo de coste		Valores de la función de densidad		
		a	c	b
ATI	Inversión (fijo)	10	15	20
	Inversión (variable)		0,1% del coste de inversión fijo	
	Operación	0,4	0,5	2,5
	Operación 2		Se mantiene la proporción original	
ATC	Inversión (fijo)	170	275	525
	Inversión (variable)		Se mantiene la proporción fijo/variable	
	Operación		Se mantiene la proporción inversión/O&M	
	Operación 2		Se mantiene la proporción entre O&M inicial/O&M final	
ATC reencapsulado	Inversión (fijo)	79	90	200
	Inversión (variable)		Se mantiene la proporción fijo/variable	
	Operación	4	17	20
	Operación 2		Se mantiene la proporción entre O&M inicial/O&M final	
Desmantelamiento ATIS y ATCS		Se mantiene la proporción de 15% del coste de inversión total		
AGP	Inversión total	700	1000	3000
	Inversión (fijo)		Se mantiene la proporción fijo/total	
	Inversión (variable)		Se mantiene la proporción fijo/variable	
	Operación		Se mantiene la proporción inversión/O&M	
	Desmantelamiento		Se mantiene la proporción inversión/desmantelamiento	
Carga / Traslado		0,07	0,9	1,8
Contenedor hormigón (MPC)		0,58	1,3	1,5
Contenedor metálico (DPC)		1,10	2,5	2,75
Reprocesado		500	1000	2100
Plutonio		-500	500	1000

⁴¹ ATC 2 es el ATC sin reencapsulado

⁴² El coste del AGP y ATC para vidrios se supone un 40% de coste para CNG.

⁴³ Operación 2: para el ATI, en los años en los que la CCNN ha finalizado la primera fase de desmantelamiento; para el ATC, en los años de transporte al AGP.

3.4. Implementación del modelo en MATLAB

En la Sección 3.1 se han planteado los escenarios y las hipótesis de fechas más importantes para analizar con el modelo. A lo largo de la Sección 3.2 se han explicado las técnicas utilizadas en el modelo, cómo se ha llegado a ellas y la justificación de su uso frente a otras metodologías. En la Sección 3.3 se han expuesto los análisis realizados sobre los datos de costes obtenidos de diversas fuentes, públicas o de informes internacionales, para poder llegar a las hipótesis que se van a utilizar en el modelo, tanto para el coste más probable como para la distribución de probabilidad de éstos.

Una vez definidas estas tres partes, solo queda la implementación en MATLAB del modelo, que se va a exponer brevemente a lo largo de esta Sección, explicando su estructura y las funciones que lo componen, en base a las técnicas definidas en la Sección 3.2. Para obtener una visión más gráfica del funcionamiento del modelo, el ANEXO III muestra los diagramas de bloques de las funciones y del modelo. A lo largo de esta Sección, se irá especificando el diagrama (o diagramas) correspondiente a cada función.

3.4.1. Función principal

El modelo consta de una función principal “*Main.m*” que se encarga de llamar al resto de funciones, que se listan a continuación. Para obtener una visión más gráfica del funcionamiento, en el ANEXO III, la Figura III-1 muestra el diagrama de bloques de la función.

- *CalcularInventario.m*: se encarga de calcular el inventario final, tanto en EC como en tU.
- *CalcularRecargas.m*: se encarga de calcular, a lo largo de los años futuros de funcionamiento de los reactores, si ha habido recarga o no en dicho año.
- *CalcularTransportes1.m*, *CalcularTransportes2A.m*, *CalcularTransportes3.m*: debido a las diferencias entre los escenarios en cuanto a tipo y número de instalaciones, se han establecido estas tres funciones distintas, que se encargan de calcular el flujo de materiales entre instalaciones, así como el tamaño final de los ATIS y las fechas de cese de éstos, así como del ATC y el AGP.

La primera función, *CalcularTransportes1.m*, está diseñada para el Escenario 1 y el Escenario 2B, ya que, aunque el ATC y sus fechas asociadas son diferentes, el funcionamiento de ambos escenarios es el mismo.

La segunda función, *CalcularTransportes2A.m*, calcula el flujo de materiales para el Escenario 2A, que, aunque es una simplificación del Escenario 1, introduce variantes en las hipótesis de partida del funcionamiento del ciclo.

La tercera función, *CalcularTransportes3.m*, se ha establecido para el Escenario 3, ya que la naturaleza del ciclo es fundamentalmente distinta a los otros escenarios, aunque tenga puntos en común.

- *CalcularCostes.m*: calcula los diferentes costes de las instalaciones, tanto los costes anuales sin descontar como los costes totales descontados. Esta función es común para todos los escenarios, pero tiene en cuenta las variaciones en las hipótesis de costes de cada uno.
- *CalcularEquilibrio.m*: en base a los resultados de costes, obtiene el valor que ha de tener el reprocesado para que el Escenario 3 iguale en coste al Escenario 1.
- *CalcularDiasParada.m*: calcula los días que va a estar parada la central cada año por recarga de combustible.

- *CalcularRelacionFCParadas.m*: calcula los coeficientes de relación entre el no factor de carga, los días de parada de recarga y el número de paradas programadas y no programadas.
- *CalcularElectricidad.m*: en base a la relación entre el “1-factor de carga” con el número de paradas y el número de días de parada de recarga, estima el factor de carga anual de cada central operativa para calcular la producción futura de electricidad.

Además de llamar al resto de funciones, la función principal lee una serie de datos de Excel que servirán como inputs para diversas funciones. Asimismo, plantea algunas hipótesis necesarias para el correcto funcionamiento de las funciones comunes a los escenarios. Éstas son:

- Para el Escenario 1 y el Escenario 2B: se introduce el tipo de ATC y se establece que el número de contenedores a reprocesar (tanto desde la piscina como desde el ATI) es 0.
- Para el Escenario 2A: se introduce el tipo de ATC (0) y se determina que el número de contenedores que van al ATC y a reprocesar es 0.
- Para el Escenario 3: se introduce el tipo de ATC y se determina que el número de contenedores que van al AGP es 0. Esta última hipótesis se utiliza para no contar los costes de traslado al AGP, ya que, al estar en la misma ubicación que el ATC, son despreciables.

3.4.2. Cálculo del inventario de combustible nuclear gastado

La función “*CalcularInventario.m*” utiliza la metodología de proyección de las extracciones de combustible nuclear gastado explicadas en el Apartado 3.2.1 de la Sección 3.2 para cada recarga futura de combustible. Con ello, se obtiene el inventario final de combustible gastado y las fechas en las que se inician y finalizan las paradas futuras por recarga de combustible. El primer dato será útil para el cálculo del número de contenedores de RAA vitrificados que retornan del reprocesado, pero para el cálculo de costes, se requieren los movimientos de contenedores anuales, no únicamente el inventario final. Sin embargo, el dato de las fechas de parada sí será de gran utilidad para el cálculo del flujo de materiales.

Para obtener una visión más gráfica del funcionamiento, en el ANEXO III, la Figura III-2 muestra el diagrama de bloques de la función. Los inputs de la función se muestran en la Tabla 3-23, de los cuales, las fechas de cese de las CCNN variarán en los análisis de los resultados. También el año de referencia es un input de la función.

Tabla 3-23: Inputs de la función *CalcularInventario.m*

CCNN	Última recarga			Cese CCNN	EC Núcleo	Descarga		Duración (días)		Inventario	
	N.º	Inicio	Fin			EC	tU	Ciclo	Parada	EC	tU
José Cabrera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	377	100
Garoña	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2505	440
Almaraz I	25	26/06/17	31/07/17	31/12/31	157	64	29,50	510,88	46,56	1520	701,01
Almaraz II	23	07/11/16	16/12/16	31/12/33	157	64	29,05	506,71	47,50	1440	664,42
Ascó I	25	13/05/17	25/06/17	31/12/35	157	64	29,07	528,43	49,63	1420	646,46
Ascó II	23	28/10/17	28/11/17	31/12/37	157	64	28,50	504,63	47,22	1392	635,26
Cofrentes	20	23/09/17	31/10/17	31/12/39	624	252	46,07	700,67	49,71	4484	814,18
Vandellós II	21	29/10/16	19/12/16	31/12/41	157	64	27,86	520,14	81,88	1212	546,85
Trillo	29	08/05/17	03/06/17	31/12/44	177	42	21,08	332,33	33,00	1218	577,92

La función devuelve dos outputs en Matlab: el inventario en tU y la matriz que contiene las fechas de inicio de parada de recarga. No obstante, una serie de outputs se escriben en un fichero de Excel, los cuales son resultados intermedios del modelo y, parte de ellos, se procesan en Excel para obtener inputs en otras funciones. Por tanto, para cada reactor se tienen los siguientes outputs:

- Información de la última recarga:
 - Número de recarga
 - Fecha de inicio
 - Fecha de fin
- Inventario en EC y en tU
- Fechas del inicio de cada una de las recargas futuras
- Fechas del fin de cada una de las recargas futuras

3.4.3. Cálculo de las recargas futuras

En la función anterior se calcularon las fechas en las que se produce recarga de combustible. Esta función intermedia se encarga de convertir esas fechas en una matriz de unos y ceros que contiene un número de filas igual al número de reactores y un número de columnas igual a los años de funcionamiento de las centrales desde el año de referencia hasta el cese de operación de la última central. Así, por cada fila, se indica con un 1 si el año correspondiente a la posición ha habido parada por recarga de combustible o no. De esta manera, esta matriz será de gran utilidad y de uso muy sencillo para calcular el flujo de materiales de la siguiente función.

Para obtener una visión más gráfica del funcionamiento, en el ANEXO III, la Figura III-3 muestra el diagrama de bloques de la función. Ésta, como se puede ver, requiere una serie de inputs: i) años en los que se produce parada por recarga de combustible en cada uno de los reactores, leídos de Excel del procesamiento de los resultados de la función anterior, ii) período de tiempo entre el año de referencia y el cese de operación de la última central y iii) número de reactores, estos dos últimos a través de MATLAB. La función tiene un único output que es la matriz de unos y ceros.

3.4.4. Cálculo del flujo de materiales

En el Apartado 3.2.1 de la Sección 3.2 se explicaron las técnicas para el cálculo del flujo de materiales, que se realiza a través de una serie de restricciones expuestas en la Tabla 3-2, así como en el Apartado 3.2.1. Para reducir el número de restricciones y facilitar la implementación del modelo, se han desarrollado 3 funciones diferentes para el cálculo del flujo de materiales, dependiendo de su esquema. Como se puede observar en el planteamiento de los escenarios de la Sección 3.1, el Escenario 1 y el Escenario 2B tienen prácticamente el mismo funcionamiento, salvo tres excepciones: i) el ATC del Escenario 2B es diferente, ii) el ATC se encuentra ubicado en el mismo emplazamiento que el AGP y iii) los contenedores que se utilizan son diferentes y en el Escenario 1 se reutilizan a partir del año de inicio de operación del ATC.

No obstante, estas excepciones son fácilmente aplicables a una función, por tanto, el flujo de materiales del Escenario 1 y del Escenario 2B se calculan con la misma función. El Escenario 2A y el Escenario 3, por otro lado, se puede observar en la Figura 3-2 y en la Figura 3-4 respectivamente, que tienen un esquema diferente. Por tanto, cada uno tendrá otra función separada.

En el ANEXO III se explica gráficamente el funcionamiento de cada una de ellas en diagramas de bloques: i) para la primera función (Escenario 1 y 2B), en la Sección III.4; ii) para la segunda función (Escenario 2A), en la Sección III.5; y iii) para la tercera función (Escenario 3), en la Sección III.6.

Las funciones tienen como inputs de MATLAB la matriz de recargas de la función anterior, así como, para el Escenario 3, el inventario en tU calculado en la primera función. Además, se leen de Excel tres tablas con datos de las instalaciones y de las restricciones de flujos de materiales y de tiempo, que se presentan en la Tabla 3-24, en la Tabla 3-25 y en la Tabla 3-26.

Tabla 3-24: Datos y restricciones de las piscinas

CCNN	Inventario		Fechas piscinas		Cantidad EC		EC Por Cont.	Cont. a Reproc. ⁴⁴	EC por cápsula
	2017	Máx.	Cierre	Vacío	Descarga	Núcleo			
José Cabrera	0	0	2006	2007	64	157	31,42	0	7
Garoña	2505	2609	2012	2018	252	624	52	0	15
Almaraz I	1456	1804	2031	2034	64	157	32	4	7
Almaraz II	1440	1804	2033	2036	64	157	32	4	7
Ascó I	1164	1421	2035	2038	64	157	32	4	7
Ascó II	1168	1421	2037	2040	64	157	32	4	7
Cofrentes	4232	5404	2039	2042	252	624	52	6	15
Vandellós II	1212	1594	2041	2044	64	157	32	4	7
Trillo	504	805	2044	2047	42	177	32	4	5

Tabla 3-25: Datos y restricciones de los ATIS

ATI	Inventario	Inv. Máx.	Año inicio Operación	Año ATI vacío
José Cabrera	12	12	2008	2025
Garoña	0	49	2018	2025
Almaraz	0	20	2018	2033
Ascó	11	32	2013	2037
Cofrentes	0	24	2021	2039
Vandellós	0	80	2025	2041
Trillo	32	80	2002	2044

Tabla 3-26: Otras restricciones para el cálculo del flujo de materiales

Restricción	Valor	Restricción	Valor
Operación ATC	ATC 1 2025	Tte. Máx. Ida reprocesado	30
	ATC 2 ⁴⁵ 2031	Retorno	12
Período de tiempo ⁴⁶	34	Año inicio de operación AGP	2070
Reprocesado	Inicio 2020	Tte. Máx. al AGP	50
	Duración 20	Cápsulas por transporte	Escenario 1 2
Año de referencia	2017	Otros	1
Tte. Máx. al ATI	25	Cápsulas por tHM	1,3
Tte. Máx. al ATC	ATC 1 40	Cápsulas por Cont.	28
	ATC 2 50		

⁴⁴ Número de contenedores que se llevan a reprocessar desde las piscinas cuando ya se han vaciado los ATIS y quedan más de tres años para el cese del primer reactor.

⁴⁵ En función del año de cese del primer reactor

⁴⁶ Varía con la fecha de cese de los reactores

Los outputs de las funciones se escriben en Excel, para llevar un control interno del correcto funcionamiento del modelo, pero además la mayoría de estos outputs se necesitan dentro de MATLAB. Al existir tres funciones diferentes para el cálculo de los transportes, algunos de estos outputs no son iguales para todas, pero la mayoría son comunes:

- N.º de contenedores que se trasladan de cada una de las piscinas al ATI correspondiente anualmente.
- Año de ampliación de los ATIS (si es que fuera necesario)
- Inventario máximo para cada uno de los ATI que requiera ampliación
- Año de cese de operación de cada uno de los ATIS
- Vector de factores que indican si es necesario construir ATI o no.
- Fechas de traslado de los contenedores al AGP
- N.º de contenedores trasladados al AGP (o ATC en el Escenario 3) anualmente.
- Únicamente para la primera función (Escenario 1 y 2B):
 - N.º de contenedores que se trasladan desde los ATIS hasta el ATC anualmente
- Únicamente para la tercera función (Escenario 3):
 - N.º de contenedores que se llevan a reprocesar desde las piscinas de los reactores
 - N.º de contenedores que se llevan a reprocesar desde los ATIS

3.4.5. Cálculo de los costes

Para calcular los costes asociados a cada uno de los escenarios se ha creado una función en MATLAB común para todos. En ellas, a través de las ecuaciones de la Ecuación 3-6 a la Ecuación 3-10 que se establecieron en el Apartado 3.2.2 de la Sección 3.2, se calculan los todos los costes de cada una de las instalaciones y de las etapas entre instalaciones (transportes, cargas, contenedores, etc.). Al haber ciertas distinciones entre los escenarios, hay particularidades que han de tenerse en cuenta. En el ANEXO III, en la Sección III.7 se muestran los diagramas de bloques asociados a la función para cada uno de los costes establecidos, donde en la Figura III-21 se muestra el diagrama de bloques general de la función.

Para este cálculo, son necesarios varios inputs. A través de MATLAB, los inputs son los diferentes outputs de las funciones que calculan el flujo de materiales. Para los escenarios en los que alguna de estas variables no exista, se crea una matriz de ceros (por ejemplo, no hay contenedores que se lleven a reprocesar para los Escenarios 1, 2A y 2B). Además, se debe indicar el Escenario que se está calculando para determinar las diferencias entre algunas de las instalaciones (ATC, AGP...). Por último, se leen tablas de Excel con los datos de las instalaciones (Tabla 3-28), de los costes (Tabla 3-27) y de otros datos (Tabla 3-29).

Tabla 3-27: Hipótesis de costes⁴⁷

Tipo	ATI	ATC	ATC2	AGP	Moneda
Inversión fijo	15	275	90	670	M€
Inversión variable	0.15	1.25	0.409	0.359	M€/contenedor
Operación	0.5	17	12	65	M€/año
Operación 2	2	8.5	6		M€/año
Traslado/carga	0.8	0.9	0.9	0.9	M€/contenedor
Desmantelamiento	0.15	0.15	0.15	260	
Contenedores CMP	1.3				M€/contenedor
Contenedores DPC	2.5				M€/contenedor

⁴⁷ Esta tabla se corresponde con la Tabla 3-21, por lo que se tienen en cuenta las mismas condiciones

Tabla 3-28: Datos de las instalaciones

Instalación	Tipo	Año Constr.	Año Operación	Año Sin CCNN	Capacidad	tU/Cont.
Jose Cabrera	Losa	2006	2008	2016	12	14,72
Santa M de Garoña	Losa	2016	2018	2022	49	9,36
Almaraz	Losa	2017	2018	2043	20	14,72
Asco	Losa	2011	2013	2047	32	14,72
Cofrentes	Losa	2019	2021	2049	24	9,36
Vandellós II	Losa	2024	2025	2051	20	14,72
Trillo	Edificio	1999	2002	2054	80	14,72
ATC	ATC	2020	2025			
AGP	AGP	2060	2070			
ATC2	ATC	2026	2031			
ATC3	ATC Vidrios	2037	2040			

Tabla 3-29: Otros datos

Dato	Valor
tasa	1,5%
referencia	2017
Inicio Rep.	2020
Tiempo Rep.	20
Reprocesado	1000 €/tHM
Plutonio	500 €/tHM
AGP Rep.	40%

Algunos de estos inputs serán modificados en los análisis de sensibilidad y de resultados, especialmente los datos de costes, pero también se verán modificadas algunas fechas que dependen del cese de operación de las CCNN, como la fecha de inicio de operación del ATC sin reencapsulado (Escenario 2B) o la del AGP. Asimismo, se realizará un análisis probabilístico con las distribuciones de probabilidad de los costes expuestas en la Tabla 3-22. No obstante, cualquier otro parámetro puede estar sujeto a variación con el modelo.

Finalmente, la función tiene un único output: el vector de costes totales, que incluye los costes por tipo (inversión, ampliación, O&M, desmantelamiento, contenedores, carga, transporte, reprocesado y plutonio) y el coste total del escenario. No obstante, en Excel se escriben dos tablas: la primera, incluye los costes desglosados por tipo y por instalación: ATIS, ATC y AGP, y la segunda, los costes anuales sin descontar por tipo y por año. Este desglose permitirá realizar un análisis más profundo sobre la influencia de cada tipo de coste y de cada instalación en el cómputo global del coste de cada escenario.

3.4.6. Cálculo del punto de equilibrio

Esta función está diseñada para calcular el coste que debería tener el reprocesado para que el coste del Escenario 3 iguale a un coste de referencia que, por definición, será el Escenario 1, pero se puede modificar. De esta manera, se realiza un cálculo del coste del Escenario 3 haciendo unitario el coste del reprocesado y se iguala al coste objetivo, determinando el valor del coste del reprocesado. El funcionamiento se muestra en el diagrama de bloques de la Figura III-27 del ANEXO III.

Para el desarrollo de la función se requieren varios inputs: el coste objetivo, el vector de costes del Escenario 3 y el número de contenedores que se lleva a reprocesar (desde los ATIS y desde las piscinas). Además, también se utilizan los datos de la Tabla 3-28 y los de la Tabla 3-29. Con todos estos inputs, se obtiene un output que es el valor del punto de equilibrio, o lo que es lo mismo, el coste que debería tener el reprocesado por tU para que el Escenario 3 alcance el coste objetivo (Escenario 1).

3.4.7. Cálculo de los días de parada por recarga

Como se explicó en la Sección 3.2 en el Apartado 3.2.3, para estimar la producción futura de electricidad se requiere el número de días que cada una de las centrales está parada por recarga de combustible. Para ello, la función *CalcularDiasParada.m* utiliza los datos procesados en Excel de los resultados de la función *CalcularInventario.m*, de donde se obtienen matrices con las fechas y años de inicio y fin de parada por recarga de combustible. Con estas matrices, se calcula cuántos días, anualmente, la central está parada por recarga de combustible, teniendo en cuenta que hay paradas que pueden ocurrir entre dos años diferentes, y la matriz que contiene estos días por cada reactor es el output en MATLAB. El funcionamiento se puede observar en la Figura III-28 del ANEXO III.

3.4.8. Cálculo de la relación entre las paradas y el factor de carga

La función se encarga de calcular la correlación entre el 1-Factor de carga, los días de parada de recarga de combustible y el número de paradas programadas y no programadas por cada reactor, a través de la técnica de mínimos cuadrados explicada en el Apartado 3.2.3 de la Sección 3.2, mediante la Ecuación 3-14. Para poder calcular esta correlación, se requieren los datos históricos del factor de carga (Tabla 3-6), del número de días de parada por recarga de combustible (Tabla 3-7), el número paradas programadas (Tabla 3-8) y el número de paradas no programadas (Tabla 3-9). Con estos datos, se calculan los vectores de coeficientes *b*, que es el output de MATLAB. Para obtener una visión más gráfica del funcionamiento, en el ANEXO III, la Figura III-29 muestra el diagrama de bloques correspondiente a la función.

3.4.9. Cálculo de la electricidad

Esta función es la que calcula la producción de electricidad futura anualmente por cada una de las centrales operativas a través de los resultados obtenidos en las funciones anteriores. Por tanto, se utilizan como inputs la matriz de días de parada por recarga de combustible por central y año y la matriz de vectores de coeficientes *b* para cada reactor. Además, se leen de Excel la tabla de probabilidades de parada programada y probabilidades de parada no programada (Tabla 3-10), así como la potencia nominal de cada uno de los reactores operativos (Tabla 3-11).

Con estos inputs, la función calcula el número de paradas programadas y no programadas anualmente de manera aleatoria, considerando la probabilidad de ocurrencia. A continuación, se calcula el factor de carga anual a través de la Ecuación 3-15, con los coeficientes obtenidos anteriormente, el número de días de parada por recarga de combustible y el número de paradas programadas y no programadas. Finalmente, utilizando la Ecuación 3-16, se estima la electricidad producida el año correspondiente por cada central. La electricidad se suma por central y en total, siendo estos datos los outputs de la función en MATLAB, pero en Excel se escriben todos los resultados desglosados anualmente y por central. Para obtener una visión más gráfica del funcionamiento, en el ANEXO III, la Figura III-30 muestra el diagrama de bloques correspondiente a la función.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS

A lo largo de este Capítulo se van a analizar los resultados obtenidos del modelo para los diferentes escenarios de gestión del combustible nuclear gastado planteados en el Capítulo 3. En primer lugar, se analizarán los resultados para el caso base, cuyas hipótesis establecieron a lo largo del Capítulo 3. En segundo lugar, se variarán las hipótesis para las fechas de cese de las centrales nucleares operativas, para determinar cómo afecta este parámetro a la elección de un escenario frente a otro y, en general, a los costes de gestión del combustible nuclear gastado.

En tercer lugar, se realizará un análisis de sensibilidad para todos los costes unitarios implicados en cada uno de los escenarios, para comprobar cómo afectan las variaciones de estos parámetros al coste total de cada uno de los escenarios y determinar, así, el grado de sensibilidad del escenario a estos costes.

En cuarto lugar, se realizará un análisis de la variación de la tasa de descuento y, a continuación, de las fechas de inicio de operación del ATC para el Escenario 1 y del reprocesado para el Escenario 3. La variación de estos dos últimos parámetros surge a raíz del análisis de los resultados del caso base, tras observar la posible importancia sobre el coste total de los respectivos escenarios. Asimismo, se realizará un análisis de la variación del coste del plutonio, en el que se observará el efecto de considerar el plutonio como materia prima sobre el coste total del Escenario 3.

Por último, se obtendrán los resultados estocásticos del análisis de Monte Carlo. Tal y como se explicó en la Sección 3.2, en el Apartado 3.2.2, para cada coste unitario se establece una distribución de probabilidad triangular, que se determinaron en la Sección 3.3. Con esto, se realizan 10.000 simulaciones con el modelo en las que se determinan los costes unitarios aleatoriamente en función de su probabilidad, obteniendo un rango de costes para cada uno de los escenarios junto con la probabilidad de que el escenario tome un determinado coste.

4.1. Resultados del caso base

En esta Sección se van a analizar los resultados obtenidos para el caso base. En primer lugar, se analizarán los costes totales descontados para cada uno de los Escenarios: la distribución de los costes por tipo y por instalación y el punto de equilibrio para el Escenario 3. En segundo lugar, se analizarán los costes normalizados, tras la obtención de la estimación de producción futura de electricidad. Por último, se analizarán los costes anuales sin descontar.

4.1.1. Costes totales descontados

En la Tabla 4-1 y la Tabla 4-2 se muestran los resultados de los costes totales descontados para cada uno de los escenarios analizados: ciclo abierto según el VI PGRR (Escenario 1), ciclo abierto sin ATC (Escenario 2A), ciclo abierto con ATC sin reencapsulado (Escenario 2B) y reprocesado (Escenario 3). En la Tabla 4-1 los costes están desglosados por tipo, mientras que en la Tabla 4-2, los costes están desglosados por instalación.

Tabla 4-1: Resultados del caso base – Costes por tipo

Tipo de coste	Escenario 1	Escenario 2A	Escenario 2B	Escenario 3
Coste de Inversión	1.475,86 M€	528,93 M€	791,98 M€	633,55 M€
Coste de Ampliación	0,00 M€	44,12 M€	17,83 M€	0,00 M€
Coste de Operación	1.235,31 M€	743,26 M€	748,64 M€	267,52 M€
Coste de Contenedores	248,62 M€	613,15 M€	604,50 M€	159,30 M€
Coste de Carga	376,30 M€	377,32 M€	372,00 M€	382,38 M€
Coste de Transporte	900,11 M€	240,47 M€	429,23 M€	687,48 M€
Coste de Desmantelamiento	104,01 M€	106,72 M€	115,64 M€	62,21 M€
Coste de Reprocesado	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€	7.085,49 M€
Coste del Plutonio	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€	3.542,74 M€
TOTAL	4.340,21 M€	2.653,97 M€	3.079,82 M€	12.820,68 M€

Tabla 4-2: Resultados del caso base - Costes por instalación

Instalación	Escenario 1	Escenario 2A	Escenario 2B	Escenario 3
Zorita	20,58 M€	74,77 M€	30,22 M€	271,69 M€
Garroña	171,10 M€	167,49 M€	123,87 M€	847,41 M€
Almaraz	161,35 M€	321,77 M€	259,02 M€	2.903,41 M€
Ascó	144,11 M€	298,65 M€	254,00 M€	3.194,79 M€
Cofrentes	138,14 M€	309,27 M€	261,54 M€	1.757,22 M€
Vandellós	66,58 M€	170,99 M€	138,55 M€	1.273,36 M€
Trillo	69,61 M€	149,17 M€	105,33 M€	1.473,44 M€
ATC	1.940,96 M€	0,00 M€	985,91 M€	755,31 M€
AGP	1.627,78 M€	1.161,86 M€	921,39 M€	344,04 M€
Total	4.340,21 M€	2.653,97 M€	3.079,82 M€	12.820,68 M€

La primera observación que se puede realizar de los resultados es que el escenario claramente más favorable a nivel de costes es el Escenario 2A, que supone una reducción en los costes del

38,85% con respecto al escenario de referencia o Escenario 1. El Escenario 2B se muestra también más favorable que el Escenario 1, con una reducción de los costes del 29.03%.

No obstante, y como era esperado, el coste del Escenario 3 se dispara un 195% con respecto al coste del Escenario 1, casi triplicándolo. Esto es debido a dos razones: i) el alto coste del reprocesado y ii) al no reutilizar los materiales extraídos en el reprocesado, hay una la falta de aprovechamiento económico.

La reducción en las necesidades de uranio es uno de los motivadores del reprocesado, que ayudan a contribuir al descenso del coste global del ciclo de combustible nuclear. Aunque el coste de gestión no se ve afectado como tal, el coste de compra del uranio sí se ve afectado, y, por tanto, el coste del ciclo de combustible nuclear se ve reducido. Por tanto, la hipótesis establecida para el Escenario 3 de no aprovechar los materiales extraídos, si bien realista en cuanto a las posibilidades del contexto español, incrementa el coste final del Escenario 3.

4.1.1.1. Análisis de la distribución de los costes por tipo

En las tablas se puede observar la importancia de determinados tipos de costes o de las instalaciones en cada uno de los escenarios. Para poder obtener estas características de manera gráfica, la Figura 4-1, Figura 4-2, Figura 4-3 y Figura 4-4 muestran la distribución de los costes por tipo para cada uno de los escenarios respectivamente.

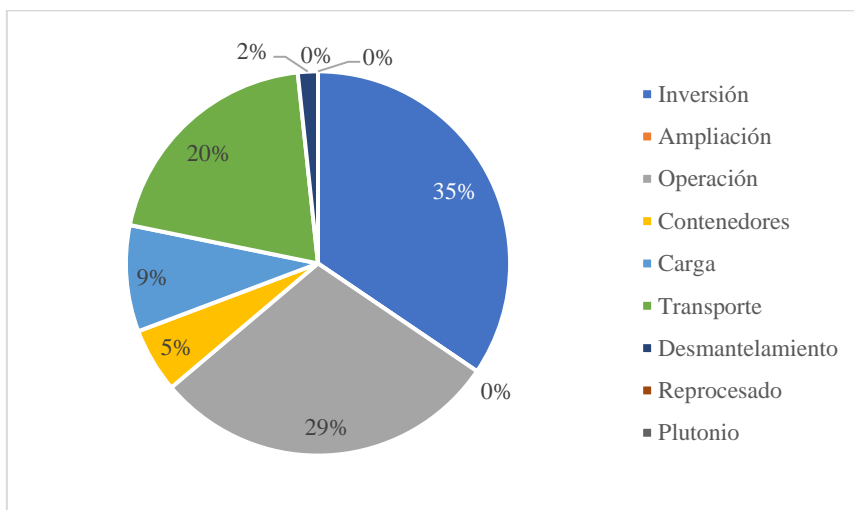


Figura 4-1: Distribución de los costes por tipo - Escenario 1

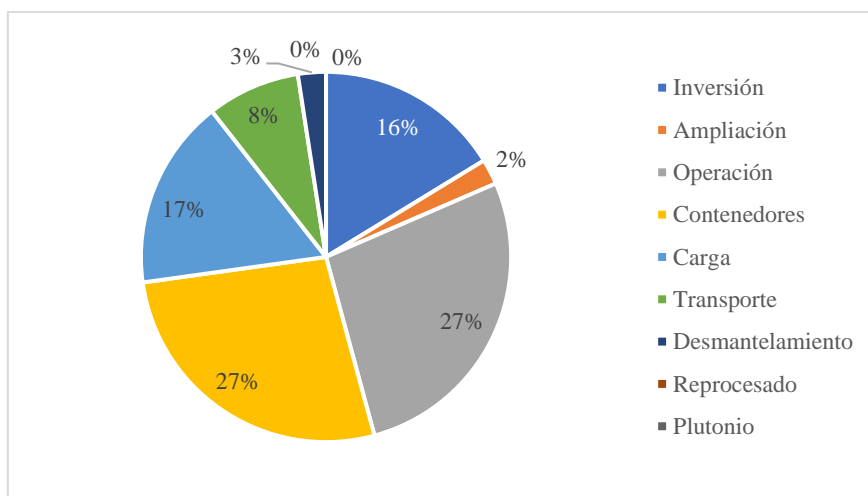


Figura 4-2: Distribución de los costes por tipo – Escenario 2A

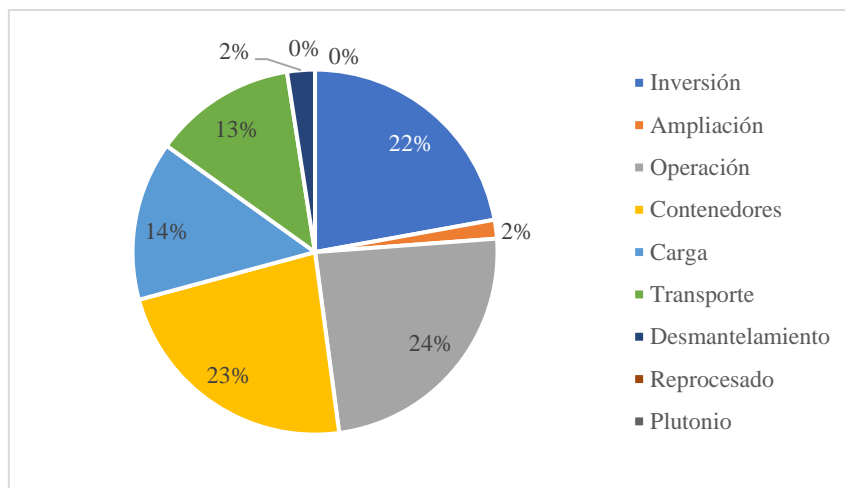


Figura 4-3: Distribución de los costes por tipo - Escenario 2B

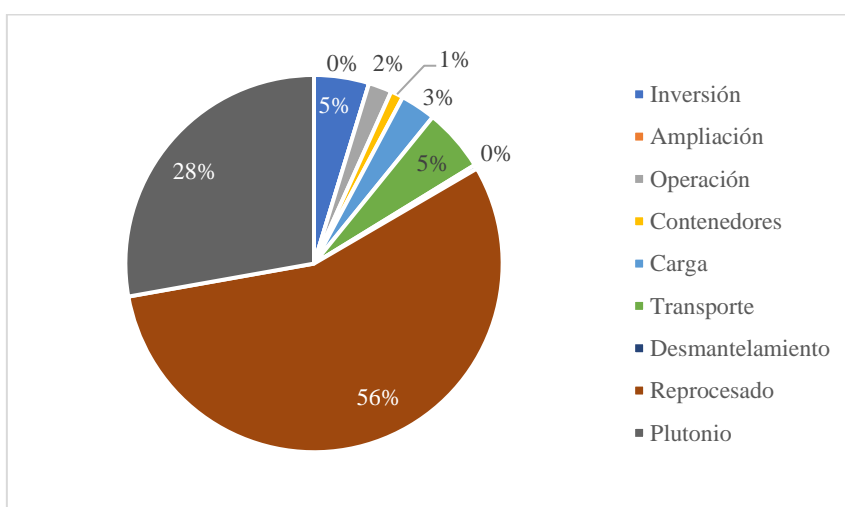


Figura 4-4: Distribución de los costes por tipo - Escenario 3

Los resultados que se muestran en las figuras son consistentes con lo esperado. De esta manera, en la Figura 4-1 se puede observar cómo el coste más importante en el Escenario 1 es el coste de inversión, con un peso del 34%, seguido por el coste de operación con un 28% y el de transporte con un 21%. Al construirse dos instalaciones importantes en este escenario: el ATC y el AGP, es de esperar que el coste de inversión tenga un papel significativo en el volumen de los costes totales, así como el coste de O&M de las instalaciones. Asimismo, al haber varias instalaciones separadas, el número de transportes será elevado y con ello, el coste de los transportes también.

En la Figura 4-2 se puede observar cómo se ve modificado el peso de los tipos de costes, pasando el de inversión a un tercer lugar, aun cuando se le suma el coste de ampliación de los ATIS. Esta variación era de esperar, al no haber construcción de una instalación importante como el ATC, ya que los costes de inversión de los ATIS no son tan elevados, aunque se produzca ampliación.

Por otro lado, en este escenario los costes están ligeramente mejor distribuidos, siendo el más relevante el coste de O&M con un 28% del peso total y seguido por el coste de los contenedores con un 23%. Éste último no era de los costes más relevantes en el Escenario 1 y la diferencia se debe a que en el Escenario 1 se pueden reutilizar los contenedores comprados y éstos se dejan de utilizar cuando entra en operación el ATC, reduciendo considerablemente el volumen de contenedores requeridos, mientras que para el Escenario 2A se requieren comprar todos los contenedores para ser almacenados en el ATI y, aunque el coste de compra de los contenedores

tipo cápsula multipropósito es más bajo, el gran aumento en el volumen de contenedores afecta al coste final, que se puede ver en la Tabla 4-1 que pasa de ser 248,62 M€ a 613,15 M€.

Otra diferencia significativa en la distribución de los costes entre el Escenario 1 y el Escenario 2A es la reducción en el peso del coste de los transportes. De nuevo, esto es un resultado consistente con lo esperado, ya que, al eliminarse el ATC, el número de transportes que se han de realizar entre instalaciones es considerablemente menor, lo que resulta en una reducción de los costes de transporte de 900,11 M€ a 240,47 M€, como se puede ver en la Tabla 4-1.

En cuanto al Escenario 2B, la distribución de los costes es más similar a la del Escenario 1, pero existen una serie de diferencias. En primer lugar, aunque el coste de inversión en este escenario se mantiene también como el más importante, su peso se ve reducido al 26%. Esto es debido a la reducción en los costes de inversión del ATC sin reencapsulado con respecto al ATC con reencapsulado. El coste de O&M se mantiene en segundo lugar con un 24% del peso, mientras que, a diferencia del Escenario 1, el coste de los contenedores pasa a ser el tercero más importante.

Al igual que sucedía en el Escenario 2A, este resultado es el esperado, debido a que, a diferencia del Escenario 1, en éste es necesario comprar todos los contenedores para almacenarlos en el ATC y, aunque el coste de compra de los contenedores individuales es menor, el coste total se ve afectado por el gran volumen de contenedores que es necesario comprar.

Por último, el Escenario 3 es el que difiere más significativamente del resto y esto es debido a que el coste del reprocesado y del uranio abarcan más de $\frac{3}{4}$ partes del coste total, en concreto, se llevan en conjunto un 83% de los costes. Esto es debido a dos razones: i) el elevado coste del reprocesado y del plutonio y, ii) a los costes reducidos de las instalaciones del ATC y el AGP al albergar vidrios en lugar de CNG.

4.1.1.2. Punto de equilibrio del reprocesado

La última observación acerca de los costes del Escenario 3 y las diferencias con el Escenario 1 ponen en relevancia la importancia de calcular el punto de equilibrio del reprocesado, y esto es, como se explicó anteriormente, el coste que debería tener el reprocesado para que el Escenario 3 tuviera el mismo coste total que el Escenario 1.

De esta manera, para el caso base, el punto de equilibrio se encuentra en 202,1 €/kgHM para el coste del reprocesado (y la mitad, 101 €/kgHM para el coste del plutonio), lo cual supone una reducción de casi el 80% con respecto a la hipótesis inicial asumida. No es de esperar en el corto plazo que el coste del reprocesado se vea reducido tan significativamente.

4.1.1.3. Análisis de la distribución de los costes por instalaciones

Al igual que se ha analizado en el Apartado 4.1.1.1 la distribución de los costes por tipo, es interesante hacer lo mismo pero por tipo de instalación. Para ello, se van a agrupar los costes de los ATIS. Se ha de señalar que los ATIS incluyen los costes de compra y carga de contenedores y del reprocesado para la cantidad de combustible equivalente a cada ATI. La Figura 4-5 muestra la distribución de los costes totales para todos los escenarios en M€ y la Figura 4-6 los muestra en % respecto a los costes totales de cada escenario.

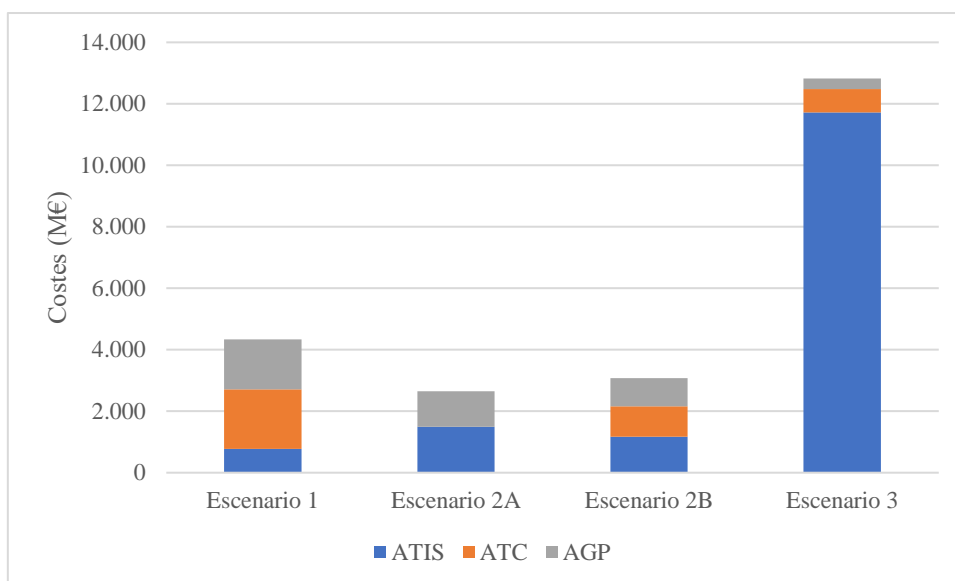


Figura 4-5: Distribución de los costes totales por instalación

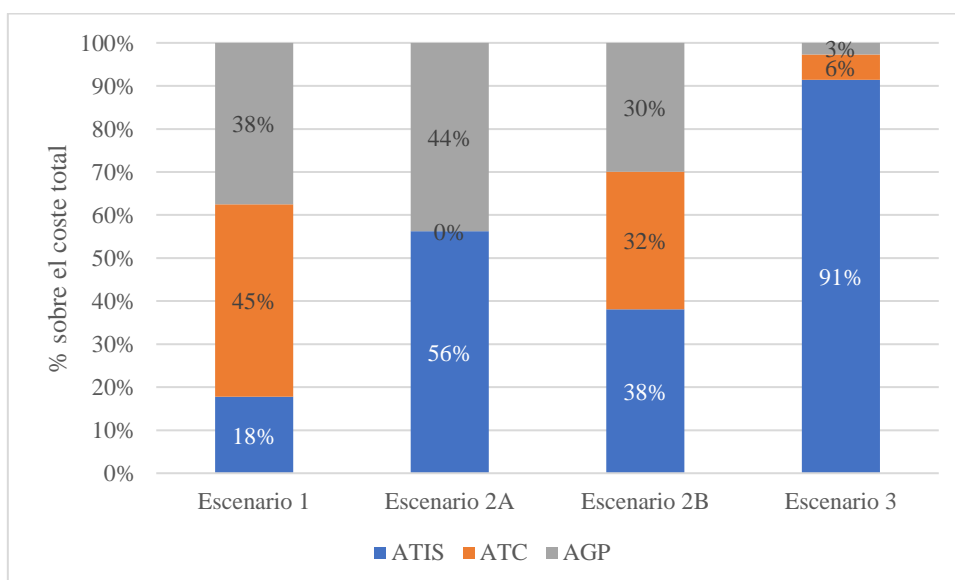


Figura 4-6: Distribución de los costes totales por instalación (en % del total de cada escenario)

En la Figura 4-6 se puede observar la distribución de los costes en % para todos los escenarios. En el Escenario 1, el ATC abarca el 45% del total de los costes, siendo la instalación más significativa. Se podría esperar que el coste del AGP tuviera más relevancia en el coste final. Sin embargo, al estar tratando con costes descontados, el efecto del retraso en el tiempo reduce el peso del coste final del AGP, moviéndolo a un segundo puesto en la distribución de los costes con un 37%. Por último, el peso del coste de los ATIS es significativamente el menos importante, con un 18% de los costes. Es un resultado esperado, ya que el coste de inversión y de O&M de los ATIS es bastante menor que el de las otras instalaciones y, al no adquirirse un número elevado de contenedores, tampoco se ve aumentado, en consecuencia, el coste correspondiente a los ATIS.

Al analizar la distribución de los costes en el Escenario 2A, se ve cómo los costes del ATC desaparecen, aumentando radicalmente el peso de los ATIS en el coste final. Esto se debe a un mayor coste de inversión de los ATIS, al mayor tiempo de operación y, en mayor medida, al incremento significativo en el número de contenedores requeridos, que incrementa el coste compra de los contenedores. En la Figura 4-5 se puede observar que el coste absoluto de los ATIS

para el Escenario 2A es mayor que el del Escenario 1, por lo que es de esperar que el relativo se vea tan significativamente incrementado.

Para el Escenario 2B, se puede observar cómo el incremento en el número de contenedores y, por tanto, en el coste de compra, así como la reducción en los costes del ATC, cambian significativamente la distribución de los costes con respecto al Escenario 1, pasando a tener los ATIS el mayor peso con un 38%. No obstante, en este escenario los costes están distribuidos de manera bastante equitativa, no habiendo más de un 8% de diferencia entre el coste de mayor peso y el de menor peso.

Finalmente, el Escenario 3, de nuevo, vuelve a presentar la distribución más divergente. Al atribuirse los costes del reprocesado a los ATIS, éstos abarcan un 91% de los costes, lo cual difiere radicalmente del 18% del coste de los ATIS en el Escenario 1. Esta diferencia se ve acentuada, asimismo, por la reducción en los costes del ATC y el AGP de vidrios, tal y como se explicó en la Sección 4.1.1.1.

4.1.2. Costes normalizados

Una buena manera de comparar los costes es mediante los costes normalizados. Para este estudio no se ha podido aplicar una definición estricta del LCOE, debido a la existencia de diversas centrales con fechas de inicio y cese de operación distintas y con capacidades de producción diferentes, así como por la dificultad de asociar los costes de las diversas instalaciones a dichas centrales. No obstante, se ha realizado la normalización de los costes a través de la estimación de la producción de electricidad total de las CCNN a lo largo de su vida operativa, lo cual se ha realizado en numerosos artículos e informes.

Tabla 4-3: Producción de electricidad nuclear histórica (millones de kWh o GWh)

Año	Anual	Acumulativo	Año	Anual	Acumulativo
1967	0	0	1992	55.783	495.004
1968	57	57	1993	56.059	551.063
1969	829	886	1994	55.313	606.376
1970	924	1.810	1995	55.445	661.821
1971	2.525	4.335	1996	56.329	718.150
1972	4.751	9.086	1997	55.297	773.447
1973	6.454	15.540	1998	59.003	832.450
1974	7.225	22.765	1999	58.852	891.302
1975	7.544	30.309	2000	62.206	953.508
1976	7.555	37.864	2001	63.708	1.017.216
1977	6.525	44.389	2002	63.044	1.080.260
1978	7.649	52.038	2003	61.894	1.142.154
1979	6.700	58.738	2004	63.675	1.205.829
1980	5.186	63.924	2005	57.538	1.263.367
1981	9.568	73.492	2006	60.126	1.323.493
1982	8.771	82.263	2007	55.102	1.378.595
1983	10.661	92.924	2008	58.973	1.437.568
1984	23.086	116.010	2009	52.761	1.490.329
1985	28.044	144.054	2010	61.990	1.552.319
1986	37.458	181.512	2011	57.731	1.610.050
1987	41.271	222.783	2012	61.383	1.671.433
1988	50.466	273.249	2013	56.827	1.728.260
1989	56.126	329.375	2014	57.376	1.785.636
1990	54.268	383.643	2015	57.188	1.842.824
1991	55.578	439.221	2016	56.099	1.898.923
TOTAL				1.898.923	

La Tabla 4-3 muestra los datos de la producción histórica de electricidad del parque nuclear español que, como se señaló en la Sección 3.2, son datos conocidos, obtenidos a través de [189] y [6]. Estos datos son necesarios para poder obtener la producción eléctrica total de las centrales nucleares españolas.

El segundo paso para la obtención de la producción eléctrica total, es la estimación de la producción eléctrica futura, lo cual se ha realizado a través del modelo con las funciones explicadas en la Sección 3.4, utilizando las técnicas del Apartado 3.2.3. Al existir una parte aleatoria en el cálculo, se obtienen los resultados para 100 simulaciones en función de la probabilidad de ocurrencia de los diferentes tipos de parada, explicados anteriormente. Así, la Figura 4-7 representa los resultados de las simulaciones en un diagrama de cajas y bigotes, donde se muestran los valores más probables de la producción eléctrica futura para cada año. Por otro lado, la Figura 4-8 muestra la producción histórica junto al promedio de las estimaciones obtenidas con el modelo.

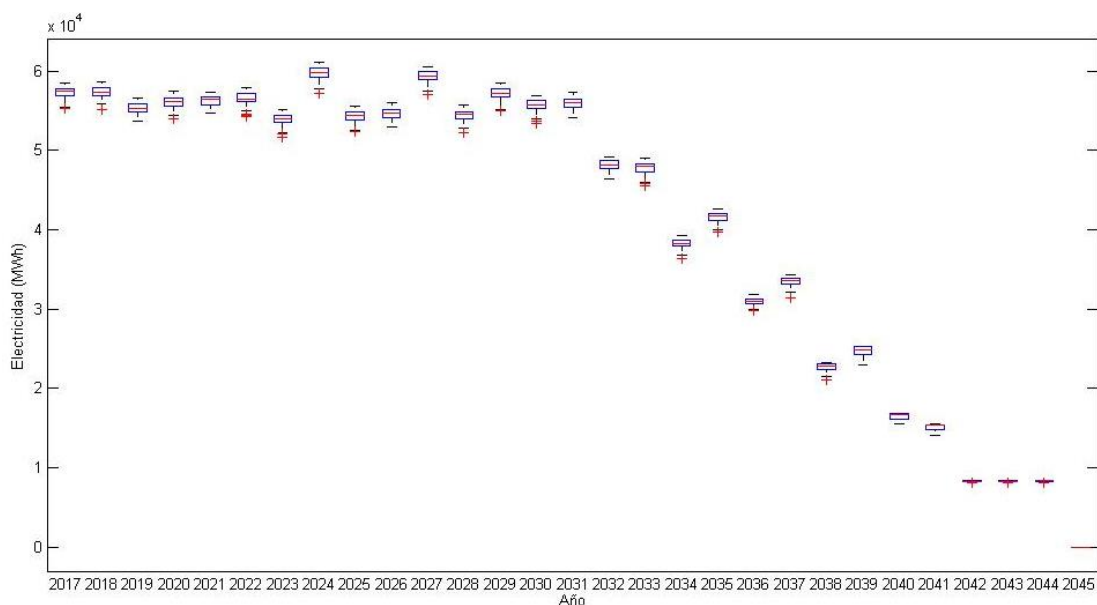


Figura 4-7: Resultados de las 100 simulaciones para la estimación de la electricidad futura

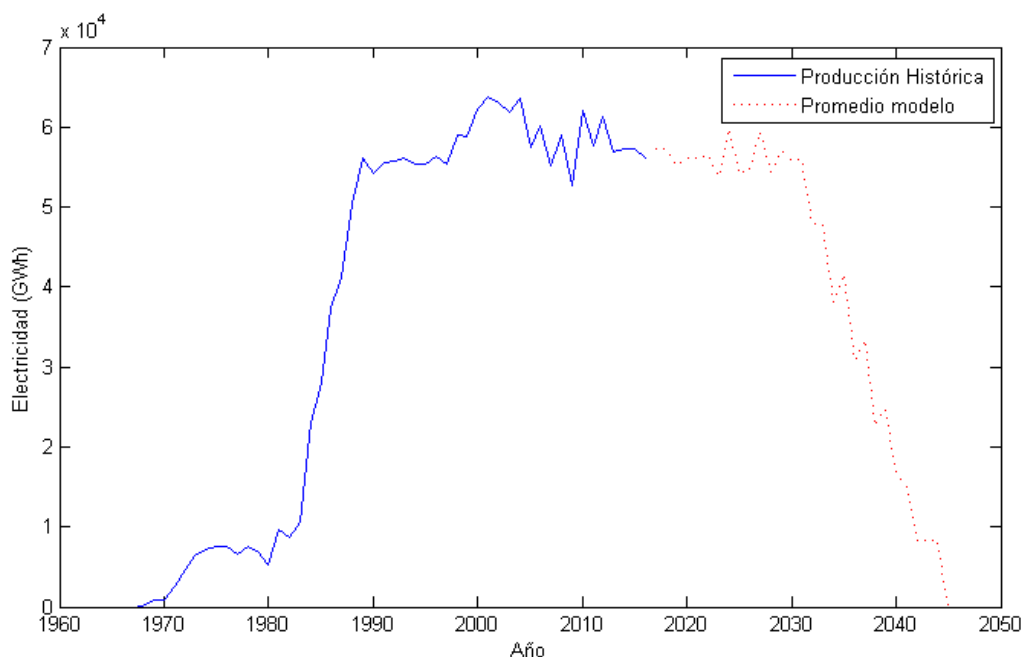


Figura 4-8: Datos históricos y producción eléctrica estimada

A pesar de ser un promedio, se pueden observar picos en la gráfica de la Figura 4-8, al igual que sucede en el diagrama de cajas y bigotes de la Figura 4-7. Estos se deben, fundamentalmente, a la coincidencia de varias paradas por recarga de combustible en las diferentes plantas, que sucederán independientemente de la aleatoriedad del modelo, por lo que no se ven afectadas por probabilidades ni por el número de simulaciones. Por tanto, en los años en los que se producen varias paradas por recarga de combustible, la producción eléctrica se verá reducida significativamente, independientemente del resto de paradas.

Asimismo, también se observan caídas en la producción debidas al cese de operación de las diferentes centrales. En general, se pueden observar dos comportamientos diferentes tras las caídas de producción: i) no hay una variación significativa en la producción o ii) se produce un pico de producción. El primer caso se produce cuando, en el año de cese de operación de la central y al año siguiente, el número de paradas de las demás centrales es similar, por lo que no varía significativamente la producción. No obstante, en el segundo caso, es probable que el cese de operación coincida con varias paradas por recarga de combustible, por lo que, al año siguiente, se produce un pico de producción debido al mayor número de horas de operación de las centrales.

Tras la obtención de los resultados de la simulación, el promedio de electricidad futura estimada se puede sumar a la producción histórica nuclear y obtener la estimación de electricidad futura total. Finalmente, con este dato, se puede calcular el coste normalizado para los Escenarios, que se muestra en la Tabla 4-4. Para determinar la validez de los resultados, éstos se comparan con los resultados de los costes de gestión del combustible gastado en informes internacionales para estrategias de ciclo abierto y de reprocesado. Los resultados de los informes se muestran en la Tabla 4-5.

Tabla 4-4: Costes normalizados por instalación

Instalación	Escenario 1	Escenario 2A	Escenario 2B	Escenario 3
ATIS	0,25 mill/kWh	0,48 mill/kWh	0,38 mill/kWh	3,79 mill/kWh
ATC	0,63 mill/kWh	0,00 mill/kWh	0,32 mill/kWh	0,24 mill/kWh
AGP	0,53 mill/kWh	0,38 mill/kWh	0,30 mill/kWh	0,11 mill/kWh
Total	1,40 mill/kWh	0,86 mill/kWh	1,00 mill/kWh	4,15 mill/kWh

Tabla 4-5: LCOE en informes internacionales para 60 años

Estrategia	Ciclo abierto	Reprocesado
De Roo, Parsons 2009 [52]	1,3	2,98 – 6,97 ⁴⁸
De Roo, Parsons 2011 [53]	1,31	2,87 – 6,96 ⁴⁸
OECD 2013 ⁴⁹ [3] (Tasa: 0%)	1,56 – 5,24	2,5 – 6,84
OECD 2013 ⁴⁹ [3] (Tasa: 3%)	0,96 – 2,42	2,17 – 4
Kim et al. 2015 [41]	2,35	2,91 – 4,86 ⁵⁰
Ganda et al. 2015 [43]	1,64	4,3
Gao et al. 2017 [58]	4,36	5,61

La comparación de los resultados no se puede hacer de forma directa por varias razones. En primer lugar, porque el contexto es diferente en todos los informes: EEUU, una media global o, en este caso, España, por tanto, las hipótesis de los costes no tienen por qué ser las mismas. En segundo

⁴⁸ Estos estudios consideran dos reactores: uno utiliza UOX como combustible y el otro el MOX procedente del reprocesado. Ambos reactores tienen el mismo LCOE total, pero sus costes de gestión del combustible nuclear gastado son diferentes.

⁴⁹ El estudio realiza una serie de parametrizaciones que dan un rango de resultados, en lugar de uno solo.

⁵⁰ El primer valor no considera la fabricación de MOX y el segundo sí.

lugar, porque tanto la tasa de descuento utilizada en los informes como la producción eléctrica de las centrales considerada es diferente a la asumida para el caso base, lo cual varía los resultados. Además, los años de vida útil considerados para las centrales son 60 para los informes expuestos en la Tabla 4-5, mientras que en éste se han utilizado 50 años de media para un cierre progresivo.

En tercer lugar, con respecto a los escenarios analizados, cabe destacar que la estrategia de ciclo abierto sin ATC no suele ser la más frecuentemente estudiada. Por el contrario, generalmente, el estudio del ciclo abierto se centra en una estrategia con ATC. De esta manera, los costes obtenidos para el ciclo abierto en los estudios internacionales son ligeramente superiores al del ciclo abierto sin ATC planteado. Asimismo, la estrategia de reprocesar suele implicar, casi siempre, el reciclado del combustible gastado en MOX y su utilización en los reactores, lo cual puede tener, o no, un impacto en el coste de gestión total, dependiendo de las hipótesis que se tomen respecto a los costes asociados al back-end y/o al front-end.

En cuarto lugar, este caso considera varias centrales en un contexto heterogéneo de fechas de inicio de operación y cese, entre otras cosas, mientras que los estudios presentados, por la definición del LCOE, utilizan una central de referencia con mayor o menor producción eléctrica, que homogeniza el estudio, confiriendo unas propiedades que pueden afectar notablemente a los resultados.

Por último, este estudio está contando exclusivamente los costes futuros desde el año de referencia, dejando a un lado los costes que ya se han incurrido hasta la fecha. Esto es válido para escoger qué estrategia es más útil tomando como referencia el año 2017, pero para comparar los resultados con los de los informes, hay una parte de los costes que falta por tener en cuenta.

No obstante, en términos generales, se puede ver que los órdenes de magnitud coinciden y que los resultados obtenidos son consistentes con los que ofrecen informes de organizaciones e instituciones internacionales de prestigio, tal y como son la OCDE y el MIT. Así, el coste del Escenario 3 cae aproximadamente en el intermedio de los rangos de los informes internacionales del coste de la estrategia de reprocesado, mientras que el Escenario 1 tiene un coste bastante similar al de la estrategia del ciclo abierto. Los Escenarios 2A y 2B tienen un coste ligeramente más bajo, pero esto, tal y como se ha explicado, puede ser por no tener en cuenta los costes pasados.

4.1.3. Análisis de la distribución de los costes anuales

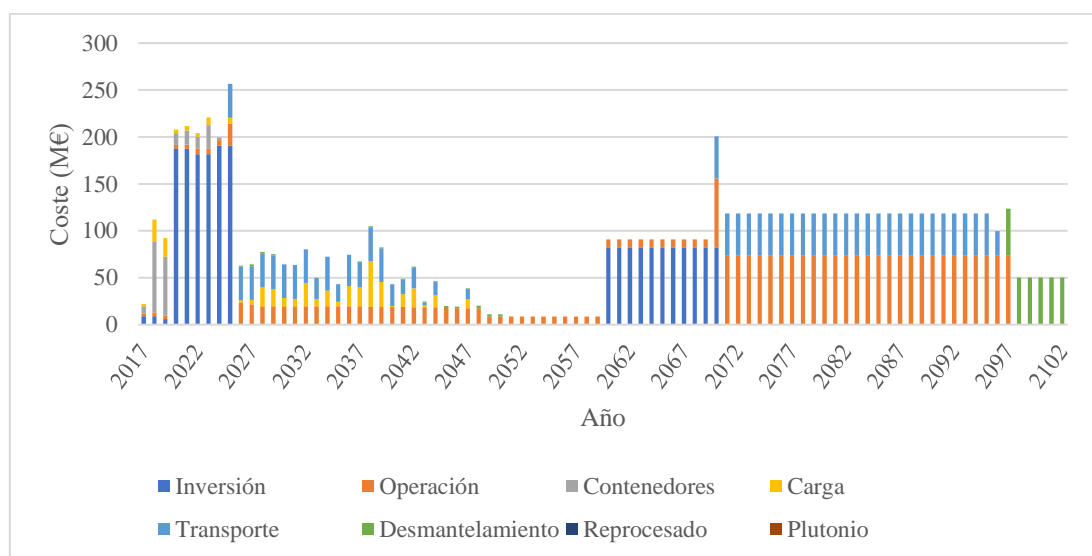


Figura 4-9: Costes anuales sin descontar - Escenario 1

En las secciones anteriores se han analizado los resultados del caso base en función de los costes descontados o los costes descontados normalizados, para los cuales la fecha en la que se incurren los gastos tienen un peso importante en el resultado final. Por esta razón, resulta interesante analizar cuáles son los costes anuales sin descontar, para entender el funcionamiento de cada escenario y obtener una visión global, que, a su vez, sirva para proponer bases para los análisis paramétricos de los resultados. Así, la Figura 4-9 muestra la distribución de los costes anuales para el Escenario 1, la Figura 4-10 los muestra para el Escenario 2A, la Figura 4-11 para el Escenario 2B y la Figura 4-12 para el Escenario 3.

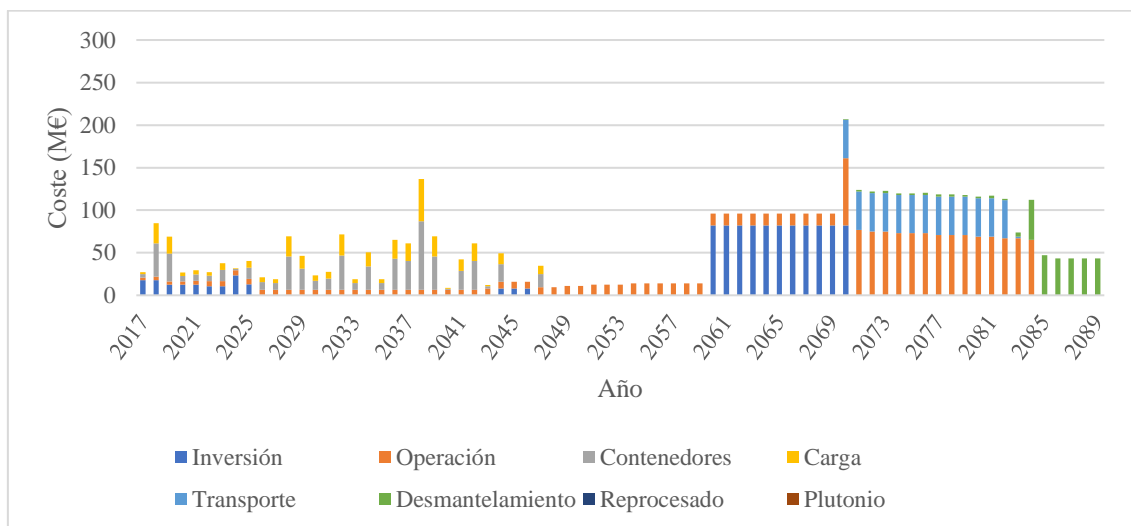


Figura 4-10: Costes anuales sin descontar - Escenario 2A

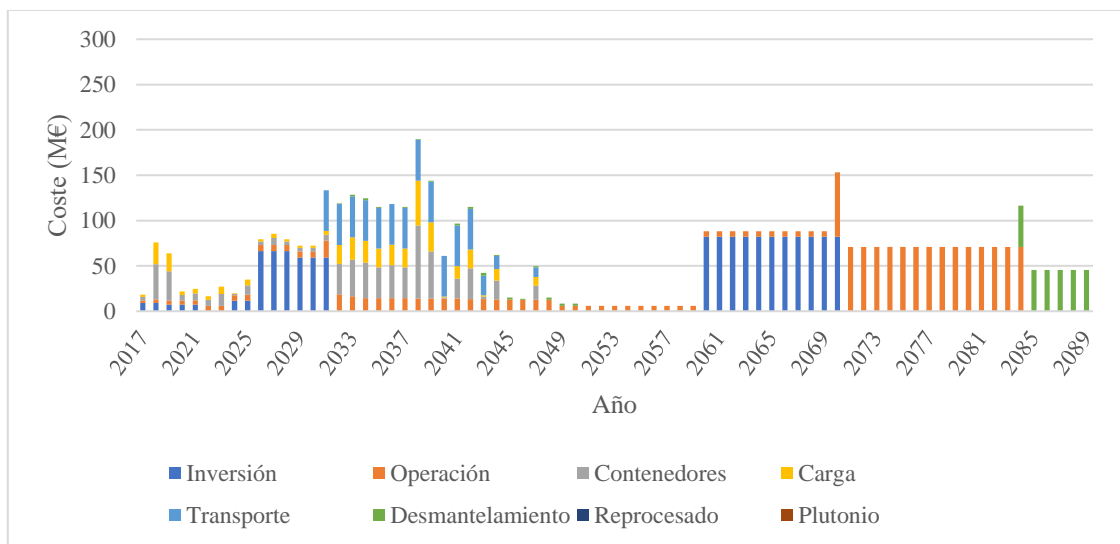


Figura 4-11: Costes anuales sin descontar - Escenario 2B

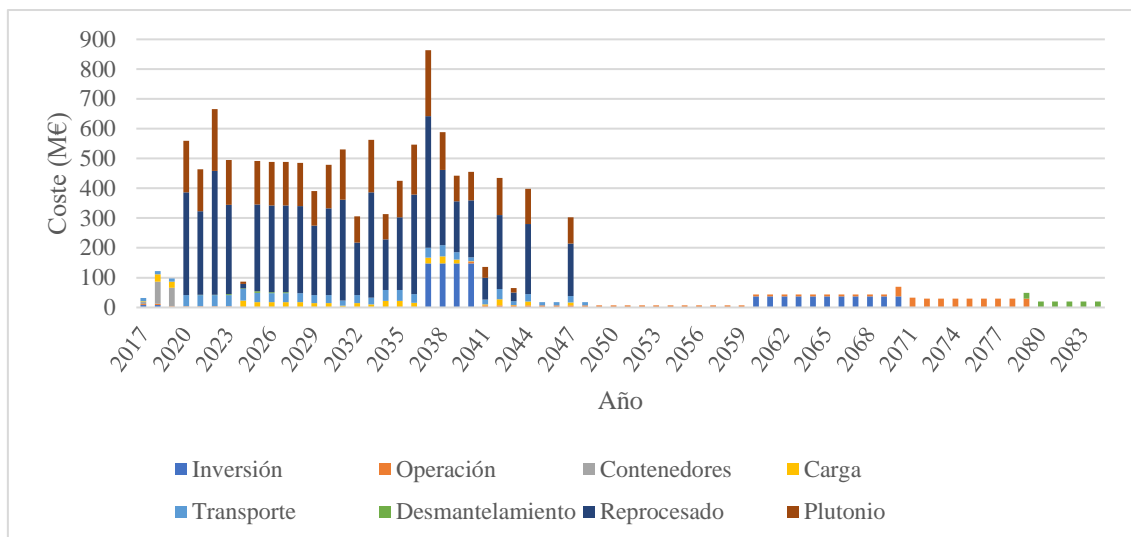


Figura 4-12: Costes anuales sin descontar - Escenario 3

Como se puede comprobar en la Figura 4-9, los costes más importantes del Escenario 1 son los de inversión del ATC, y éstos suceden muy temprano en la escala temporal, lo que hace que tengan un impacto mucho mayor en el resultado final de los costes descontados. Además, se puede observar que la escala temporal es mayor que para el resto y esto es debido a que el número de cápsulas que hay que trasladar del ATC al AGP es mayor que en el resto de casos, porque éstas tienen menor capacidad para albergar EC (se pasa de 32EC y 52 EC a unos 7 EC y 15 EC para PWR y BWR respectivamente), lo que incrementa el número de transportes que hay que realizar.

En el caso del Escenario 2A, la Figura 4-10 muestra cómo los costes iniciales de este escenario son bastante bajos, y no se llevan a cabo los más importantes hasta muy adelante en la línea temporal. Esto hace que los costes más grandes se vean reducidos significativamente al descontarlos, teniendo un impacto menor en el cómputo global.

El Escenario 2B se encuentra en una situación intermedia. Como se ve en la Figura 4-11, una parte importante de los costes se produce no muy lejos del año de referencia, pero sí más adelante que en el Escenario 1 y, además, estos costes son menos importantes que para este último escenario, que son, fundamentalmente, los costes del ATC, que, como se vio en la Sección 3.3, son más bajos para el ATC sin reencapsulado. En cuanto a los costes del AGP, se encuentra en una situación muy similar a los otros dos escenarios, y, al suceder lejos en la línea temporal, su impacto se ve reducido.

Por último, y como ha venido sucediendo hasta el momento, el Escenario 3 presenta la distribución de costes más dispar al resto de escenarios. Al ser los costes del reprocesado tan elevados, los demás costes en la escala se ven prácticamente despreciables, lo cual se ha podido ir observando tanto en la Figura 4-4 como en la Figura 4-5 y la Figura 4-6. Además, estos costes se producen muy pronto en la línea temporal, haciendo que su impacto en el coste descontado sea muy grande.

4.1.4. Planteamiento de los parámetros a variar en los análisis

Una vez analizados todos los resultados desde diversas perspectivas, surgen puntos de interés a analizar para comprobar cómo afecta la variación de alguno de los parámetros en los resultados finales obtenidos. De esta manera, a continuación, se listan y se explican los parámetros que se van a someter a este análisis:

- La fecha de cese de las centrales operativas. Es de esperar que los costes totales aumenten si el número de años que la central está operando aumenta también, y lo contrario si los años disminuyen. No obstante, es interesante comprobar qué efecto tiene esta variación en el coste normalizado, para comprobar si el aumento de los costes se ve o no compensado por el incremento en la producción eléctrica.
- Análisis de sensibilidad: Se van a realizar variaciones de $\pm 50\%$ de diversos costes para ver cómo afectan al coste total:
 - Coste de los ATIS.
 - Coste del ATC.
 - Coste del AGP. El coste del AGP implica una gran inversión y afecta a todos los escenarios. Si bien es un coste que se lleva a cabo lejos en la línea temporal, también es un coste rodeado de mucha incertidumbre, ya que, hoy en día, no hay ningún AGP operativo, aunque haya varios en construcción. Por tanto, comprobar el impacto del incremento del coste del AGP es un análisis que se debe realizar.
 - Coste de los transportes.
 - Coste de los contenedores.
 - Coste del reprocesado. Se ha visto como el punto clave para la viabilidad del Escenario 3 es el coste del reprocesado. Por tanto, aunque ya se ha visto el punto de equilibrio del reprocesado, será interesante analizar por separado la variación del coste total del Escenario 3 con el reprocesado.
- Variación de la tasa. Como se vio en la Tabla 4-5, la variación de la tasa asumida en el cálculo de los costes descontados tiene un impacto sobre ellos, mayor o menor según la distribución de los costes en el tiempo. Por tanto, y teniendo en cuenta que éste es un dato muy variable, el análisis es necesario.
- Fecha del reprocesado. En la sección anterior se ha podido comprobar cómo el reprocesado, siendo el coste significativamente más alto del Escenario 3, se produce al comienzo de la línea temporal. Además, aproximadamente en la mitad de la línea temporal los gastos se reducen considerablemente, ya que no se está reprocesando más combustible. Por tanto, surge el interés de analizar el efecto de retrasar el reprocesado para ver qué impacto tiene en los costes descontados.
- Fecha del ATC. Al igual que sucede con el reprocesado, el ATC en el Escenario 1 se construye en los primeros años, lo cual resulta en que el impacto del coste sobre el cómputo global sea mayor. Así, se va a analizar también el efecto de retrasar la fecha de construcción del ATC en los costes totales descontados.
- Coste del plutonio. Ya se ha mencionado que se quiere analizar el efecto de la variación del coste del reprocesado en el coste total. En el caso base, se ha supuesto un coste del Pu positivo, debido a que, hoy en día, no es probable que se saque provecho económico directamente del Pu, ya que el precio del U está relativamente bajo. No obstante, puede resultar interesante analizar el efecto que tendría en los costes que el Pu tuviera un coste negativo, o lo que es lo mismo, que reportara beneficios económicos.

4.2. Análisis de la variación de la fecha de cese de las centrales nucleares

Como se ha comentado en la sección anterior, es interesante ver el efecto de variar las fechas de cese de las centrales en el coste final de gestión del combustible nuclear gastado, para comprobar cuáles pueden ser más convenientes en relación a este aspecto. Para ello, las fechas de cese que se han tenido en cuenta para este análisis están basadas en el cierre progresivo de las centrales nucleares a una vida media de 40 a 80 años, con incrementos intermedios de 5 años. Asimismo, se va a estudiar también las fechas de cierre oficiales establecidas actualmente, que no corresponden con un cierre progresivo, mostradas en la Tabla 4-6.

Tabla 4-6: Fechas oficiales de cese de las CCNN españolas

Central Nuclear / Reactor	Año de cese
José Cabrera	2006
Santa María de Garoña	2012
Almaraz Reactor 1	2021
Almaraz Reactor 2	2023
Ascó Reactor 1	2023
Ascó Reactor 2	2025
Cofrentes	2024
Vandellós Reactor 1	1989
Vandellós Reactor 2	2027
Trillo	2028

No obstante, antes de proceder a este análisis, se van a especificar las hipótesis de tiempo que se han tomado:

- La fecha de operación del ATC para el Escenario 1 se mantiene constante
- La fecha de operación del ATC para el Escenario 2B varía según la fecha de cese del primer reactor
- La fecha de inicio del reprocesado se mantiene constante.
- La fecha de operación del ATC para el Escenario 3 depende de la fecha de inicio de vuelta de los contenedores del reprocesado, que, al no variarse este parámetro, se mantiene constante.
- La fecha de operación del AGP varía consecuentemente con la de cese de las centrales: un retraso de 5 años en el cese supone un retraso de 5 años en la fecha de inicio de operación.

En primer lugar, se va a realizar un análisis preliminar de la variación de los costes con el tiempo para cada escenario. No obstante, debido a la complejidad de los resultados, se procederá, tras esta primera evaluación, a un análisis más exhaustivo desglosando, para cada escenario, los costes descontados por tipo y por instalación. Finalmente, se llevará a cabo un análisis de los costes normalizados.

De esta manera, la Figura 4-13 muestra la variación de los costes con el tiempo del Escenario 1, la Figura 4-14 los muestra para los dos Escenarios 2 y la Figura 4-15 para el Escenario 3. Para el escenario de fechas de cierre oficial, los costes se han representado para una vida media de 39 años. Asimismo, los escenarios se muestran en figuras separadas debido a que las escalas son muy diferentes y no se aprecia bien la variación de los costes representando todos los escenarios en la

misma figura. Por tanto, no se deben comparar tampoco directamente las pendientes de las curvas visualmente, ya que éstas están en escalas diferentes.

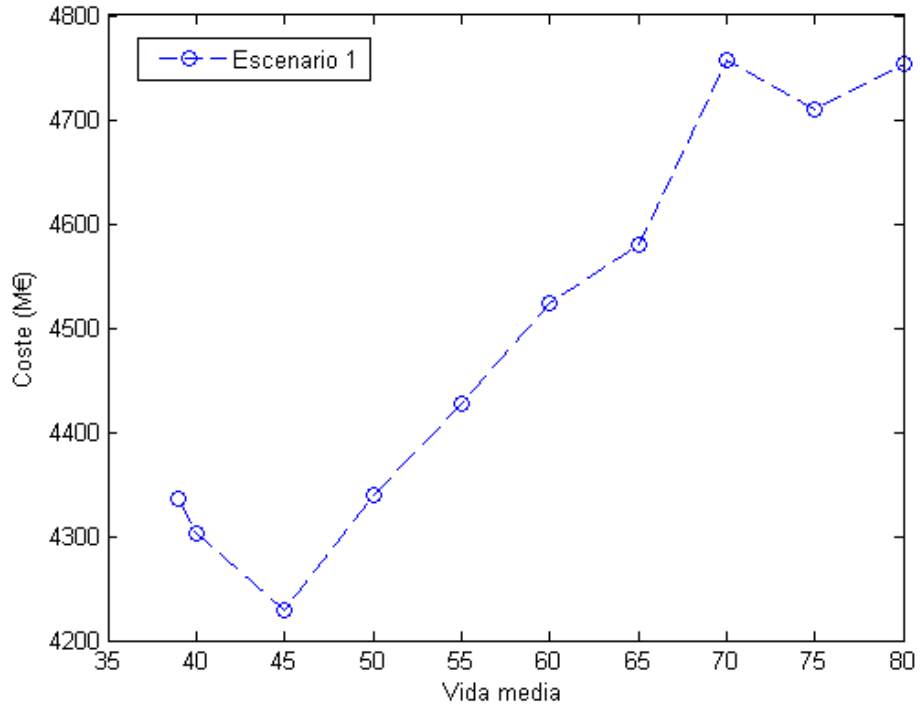


Figura 4-13: Variación de los costes con el tiempo - Escenario 1

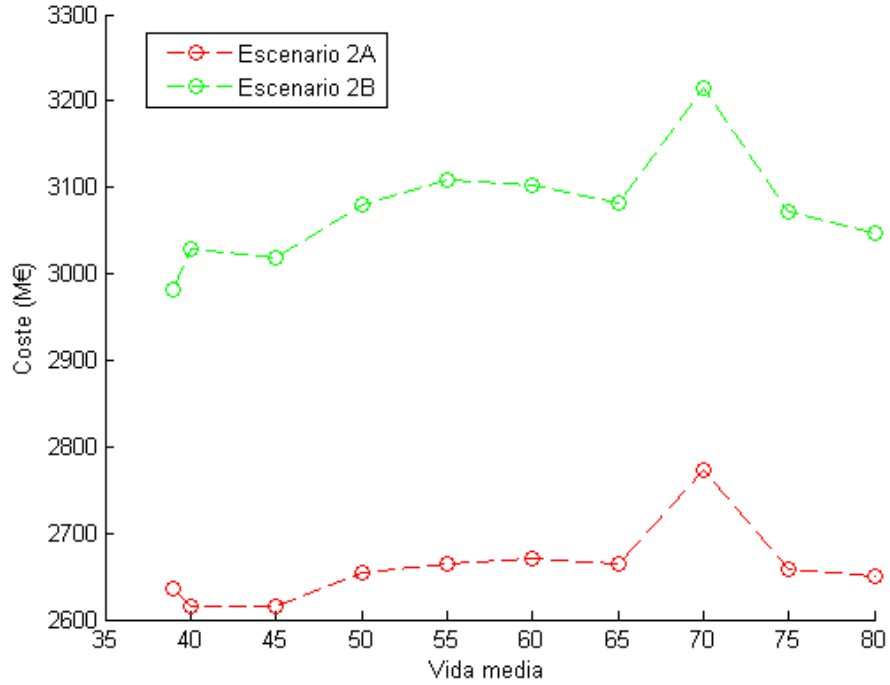


Figura 4-14: Variación de los costes con el tiempo - Escenarios 2

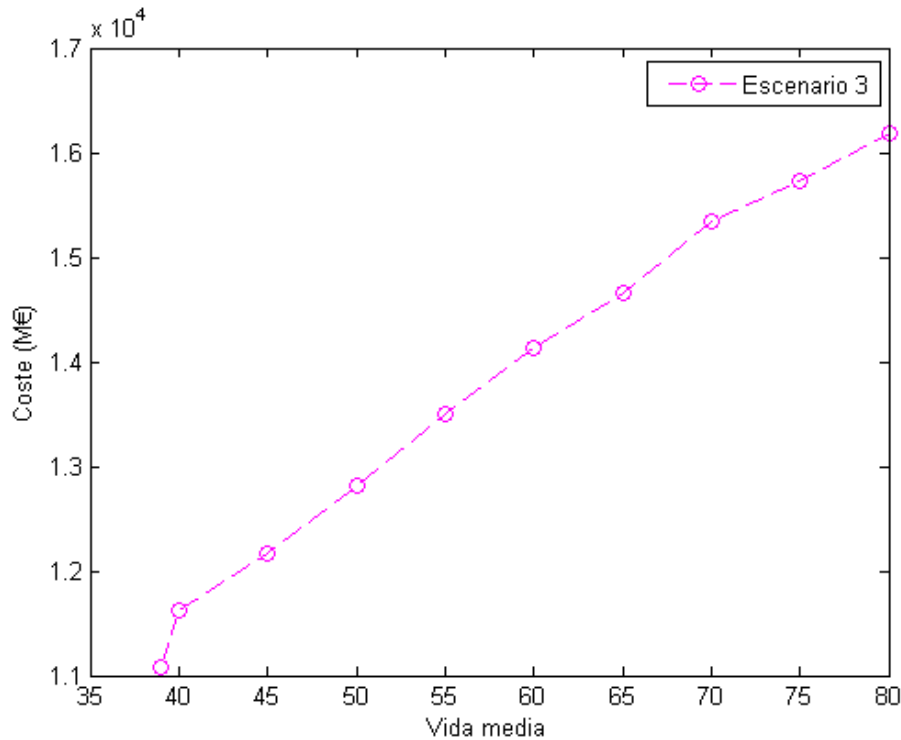


Figura 4-15: Variación de los costes con el tiempo - Escenario 3

Como se puede observar en las figuras, los comportamientos de los escenarios son muy diferentes. Únicamente el Escenario 3 tiene un comportamiento esperado: el incremento del coste total con una vida operacional media mayor y, consecuentemente, una mayor cantidad de combustible nuclear gastado a gestionar. No obstante, en el Escenario 1 se produce una disminución inicial del coste total, que no es esperada y deberá analizarse más en detalle. Asimismo, los Escenarios 2A y 2B prácticamente no varían con el tiempo, salvo alguna fluctuación, lo cual vuelve a ser inesperado.

Por último, en la Tabla 4-7 se pueden comparar los resultados de los cierres progresivos mostrados en las figuras con el escenario de cierre oficial de las centrales nucleares españolas. Se puede comprobar cómo para el Escenario 1 y el Escenario 2A, el cambio de las fechas de cierre actuales al cierre progresivo supone una reducción en los costes, mientras que para los Escenarios 2B y 3, se incrementan los costes. Para entender estos comportamientos, se desglosarán a continuación los diferentes tipos de costes.

Tabla 4-7: Comparación de resultados para los diferentes escenarios de cierre de las CCNN

Cierre	Escenario 1	Escenario 2A	Escenario 2B	Escenario 3
Oficial	4.336,37	2.635,63	2.982,69	11.086,40
40 progresivo	4.302,86	2.615,81	3.029,43	11.631,14
45 progresivo	4.228,99	2.614,37	3.017,62	12.169,23
50 progresivo	4.340,21	2.653,97	3.079,82	12.820,68
55 progresivo	4.427,36	2.664,76	3.109,22	13.506,28
60 progresivo	4.523,94	2.671,09	3.102,72	14.126,71
65 progresivo	4.579,42	2.664,15	3.081,94	14.654,70
70 progresivo	4.757,48	2.773,37	3.214,45	15.341,48
75 progresivo	4.710,10	2.659,35	3.072,45	15.722,29
80 progresivo	4.754,25	2.650,79	3.047,26	16.177,37

4.2.1. Escenario 1

4.2.1.1. Variación de los costes por tipo

En primer lugar, se va a analizar la variación de los costes desglosados por tipo de coste. Para este fin, la Tabla 4-8, la Tabla 4-9 y la Figura 4-16 muestran los resultados obtenidos de este análisis. Como se puede observar, desde los 45 años de vida operacional media los costes totales descontados, de manera general, aumentan con el tiempo de operación de las centrales, lo cual era un resultado esperado, debido a que se aumentan el número de EC a gestionar. No obstante, previo a los 45 años, los costes disminuyen con una mayor vida operacional. Asimismo, existe una excepción en este aumento, entre los 70 y 75 años de vida operacional media de las centrales. Para entender por qué existe esta desviación de lo esperado, se va a analizar más en detalle los costes desglosados.

Tabla 4-8: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 1 (1)

Fecha	Oficial	40	45	50	55	60
Inversión	1.439,52	1.431,07	1.443,31	1.475,86	1.510,38	1.547,78
Ampliación	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Operación	1.139,79	1.147,53	1.190,47	1.235,31	1.272,55	1.320,77
Contenedores	453,94	420,49	253,19	248,62	248,62	248,62
Carga	323,70	336,89	357,03	376,30	388,97	400,98
Transportes	837,93	839,07	870,21	900,11	912,33	920,85
Desmantelamiento	141,50	127,82	114,78	104,01	94,51	84,94
Reprocesado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Plutonio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	4.336,37	4.302,86	4.228,99	4.340,21	4.427,36	4.523,94

Tabla 4-9: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 1 (2)

Fecha	65	70	75	80
Inversión	1.579,17	1.647,20	1.657,09	1.694,40
Ampliación	0,00	0,00	0,00	0,00
Operación	1.343,88	1.383,90	1.388,99	1.398,28
Contenedores	248,62	248,62	248,62	248,62
Carga	409,74	433,14	429,48	437,12
Transportes	920,73	969,27	922,53	918,00
Desmantelamiento	77,27	75,35	63,38	57,82
Reprocesado	0,00	0,00	0,00	0,00
Plutonio	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	4.579,42	4.757,48	4.710,10	4.754,25

Si se observa la Tabla 4-8 y la Tabla 4-9, se puede comprobar cómo todos los tipos de coste aumentan con el tiempo de operación de las centrales, salvo el coste de los contenedores y el coste de desmantelamiento, aunque el de inversión se reduce entre el escenario oficial y el de 40 años progresivo, y existen un par de excepciones entre los 70 y 75 años de vida útil para el coste de transporte y carga. No obstante, el coste de desmantelamiento disminuye para todos los incrementos de vida operacional media, debido a que se produce un retraso en el tiempo en este coste, lo cual implica una disminución del coste descontado.

Por otro lado, el coste de los contenedores disminuye abruptamente entre 40 y 45 años y después decrece más lentamente hasta estabilizarse y se mantiene constante en el resto de incrementos de vida operacional. Esto ocurre debido a dos razones que interactúan entre ellas: i) la fecha de inicio de operación del ATC se mantiene constante en 2025 y ii) los contenedores se dejan de comprar en cuanto el ATC comienza su operación.

Al producirse el primer cierre de las centrales antes del inicio de operación del ATC (2021), y como las piscinas de las centrales se deben vaciar para proceder al desmantelamiento de la central, se requiere comprar más contenedores para poder trasladarlos a los ATIS mientras no se inicia la operación del ATC. Por tanto, el beneficio de reutilizar los contenedores en cuanto comienza a operar el ATC se ve muy reducido.

De esta manera, aunque el resto de costes aumentan en 93,42M€, en cuanto se retrasa el cierre de las centrales, el ATC empieza a operar antes de que se produzca el primer cierre (2026), por lo que se requiere comprar considerablemente menos contenedores, por lo que la reducción en el coste de compra es de 167,3 M€. Así, la reducción de costes producida por la disminución del número de contenedores compensa suficientemente el aumento del resto de costes, resultando en un coste total menor para el escenario de 45 años de vida media de las centrales nucleares, además, resultando más rentable económicamente cambiar del escenario oficial de cierre de las CCNN a un cierre progresivo.

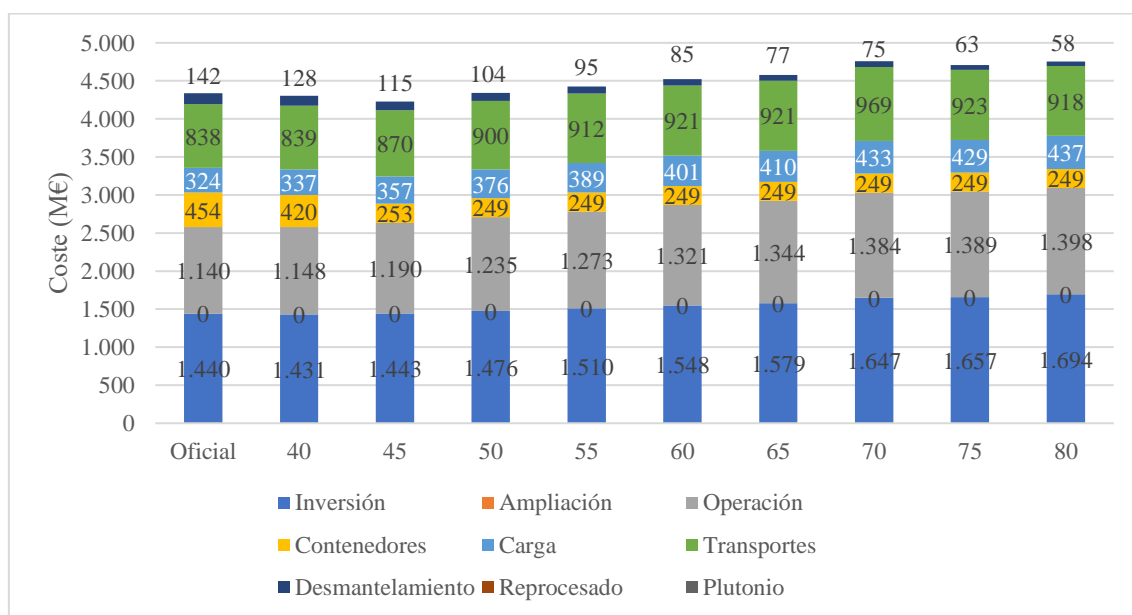


Figura 4-16: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 1

Para el resto de casos analizados, la reducción del número de contenedores se acaba estabilizando, debido a que la fecha de inicio de operación del ATC es fija, por tanto, llegados un punto, para cualquier fecha de cierre de las centrales se requiere comprar el mismo número de contenedores. Sin embargo, el resto de costes siguen aumentando, por lo que el coste total aumenta, tal y como se esperaba, salvo para 75 años, que, debido a una reducción mayor de los costes de transporte, el coste total disminuye ligeramente.

4.2.1.2. Variación de los costes por instalación

Con el objetivo de profundizar en el análisis, en segundo lugar, se va a analizar la variación de los costes por instalación con el tiempo. Analizando los resultados de la Tabla 4-10 y la Tabla 4-11, se pueden observar comportamientos diferentes con el efecto del tiempo para cada tipo de instalación. En primer lugar, los ATIS tienen el mismo comportamiento que el coste total del

Escenario 1: entre el escenario oficial y el cierre progresivo a 40 años se reducen los costes y de 40 a 45 años esta reducción es más drástica, mientras que, de 45 en adelante, éstos aumentan. Este efecto se produce por la variación del número de contenedores que se requiere comprar, explicada anteriormente, que se reduce drásticamente de 40 a 45 años y después se estabiliza. Por otro lado, al aumentar el número de contenedores a gestionar, aumentan el número de cargas y el número de transportes, incrementando, consecuentemente, los costes, aunque sin llegar a ser un aumento muy significativo.

En segundo lugar, los costes del ATC, tal y como se esperaba, se incrementan con el aumento de la vida útil de las centrales nucleares. Esto sucede así porque el coste de inversión del ATC se ve incrementado debido al aumento de número de contenedores que se deben albergar. Asimismo, al retrasarse la construcción del AGP, el número de años que ha de operar el ATC es mayor, aumentando los costes de O&M.

Tabla 4-10: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 1 (1)

Instalación	Oficial	40	45	50	55	60
ATIS	940,39	911,69	751,83	771,47	791,00	809,93
ATC	1.608,60	1.683,12	1.808,73	1.940,96	2.055,19	2.167,04
AGP	1.787,39	1.708,05	1.668,43	1.627,78	1.581,18	1.546,97
Total	4.336,37	4.302,86	4.228,99	4.340,21	4.427,36	4.523,94

Tabla 4-11: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 1 (2)

Instalación	65	70	75	80
ATIS	824	849	855	868
ATC	2.265	2.363	2.465	2.556
AGP	1.490	1.546	1.390	1.331
Total	4.579	4.757	4.710	4.754

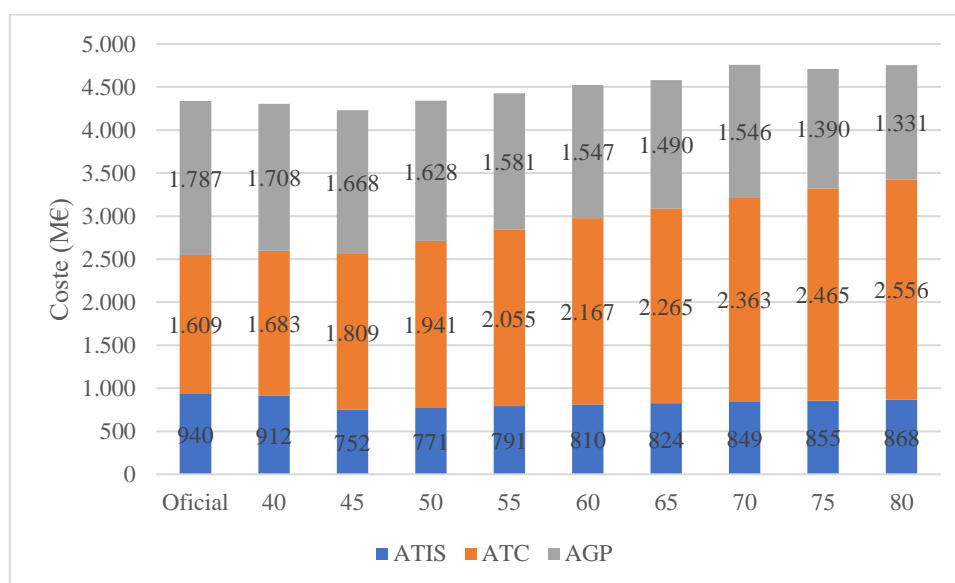


Figura 4-17: Variación de la distribución de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 1

Por último, el comportamiento de los costes del AGP con el tiempo es el opuesto al del ATC: se reducen con el tiempo. Esto, de entrada, podría parecer contra intuitivo. Sin embargo, si se

profundiza un poco el análisis, se entiende que no es así. Debido al aumento en el número de contenedores, el coste de inversión del AGP será mayor, aumentando también el número de transportes y el número de años de operación del AGP, con el incremento correspondiente al coste de transportes y de O&M.

No obstante, aunque se produce un aumento de los costes sin descontar del AGP, el retraso en su construcción produce una reducción del coste descontado debido a la influencia del tiempo, y los resultados muestran como el retraso en esta construcción compensa el incremento en el coste de manera que el coste final acaba disminuyendo con el aumento de la vida útil de las centrales.

4.2.2. Escenario 2A

4.2.2.1. Variación de los costes por tipo

La Tabla 4-12, la Tabla 4-13 y la Figura 4-18 muestran la variación de los costes por tipo para el Escenario 2A. Como se puede observar, el comportamiento en la variación de los costes para el Escenario 2A es muy similar a la del Escenario 1, salvo porque las variaciones totales son menores. De esta manera, de 40 a 45 años se produce una casi insignificante reducción de los costes, mientras que, de 45 en adelante, los costes aumentan muy levemente, siendo la variación entre el caso de mayor coste y del menor de alrededor al 6%. No obstante, se produce una ligera reducción de los costes de 60 a 65 años, de los 75 a los 80 y una mayor reducción de los 70 a 75 años de vida operacional media.

Tabla 4-12: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 2A (1)

Fecha	Oficial	40	45	50	55	60
Inversión	607,94	570,58	548,42	528,93	510,09	493,03
Ampliación	26,36	26,43	41,73	44,12	47,32	49,93
Operación	716,80	734,65	714,60	743,26	745,25	743,54
Contenedores	554,75	569,00	589,29	613,15	634,55	654,87
Carga	341,39	350,15	362,64	377,32	390,49	402,99
Transportes	250,23	240,11	240,20	240,47	238,92	236,41
Desmantelamiento	138,17	124,88	117,49	106,72	98,13	90,31
Reprocesado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Plutonio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	2.635,63	2.615,81	2.614,37	2.653,97	2.664,76	2.671,09

Tabla 4-13: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 2A (2)

Fecha	65	70	75	80
Inversión	475,44	487,46	445,67	431,32
Ampliación	51,87	55,31	55,72	59,00
Operación	740,16	759,76	729,81	723,21
Contenedores	669,84	707,86	703,22	716,22
Carga	412,21	435,61	432,75	440,75
Transportes	231,56	244,99	221,86	215,59
Desmantelamiento	83,07	82,38	70,33	64,69
Reprocesado	0,00	0,00	0,00	0,00
Plutonio	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	2.664,15	2.773,37	2.659,35	2.650,79

Analizando cada tipo de coste por separado, se puede comprobar como el comportamiento de cada uno es diferente, aunque en ninguno de ellos la variación es muy significativa, pero el efecto de los costes que aumentan se ven contrarrestados por los costes que disminuyen, causando que la variación total sea reducida.

Así, se puede comprobar como el coste de inversión disminuye siempre con el aumento de los años de vida útil de las centrales. Como ya se ha visto en el análisis del Escenario 1, el efecto del tiempo en el coste de inversión del AGP produce la compensación del incremento debido al aumento del número de contenedores, causando que el coste descontado se reduzca en lugar de incrementarse. Esto no sucedería con el coste de inversión de los ATIS, ya que su construcción se produce en las mismas fechas y, aunque los que se construyen a partir de la fecha de referencia serán de mayor tamaño, la diferencia no es tan significativa en comparación.

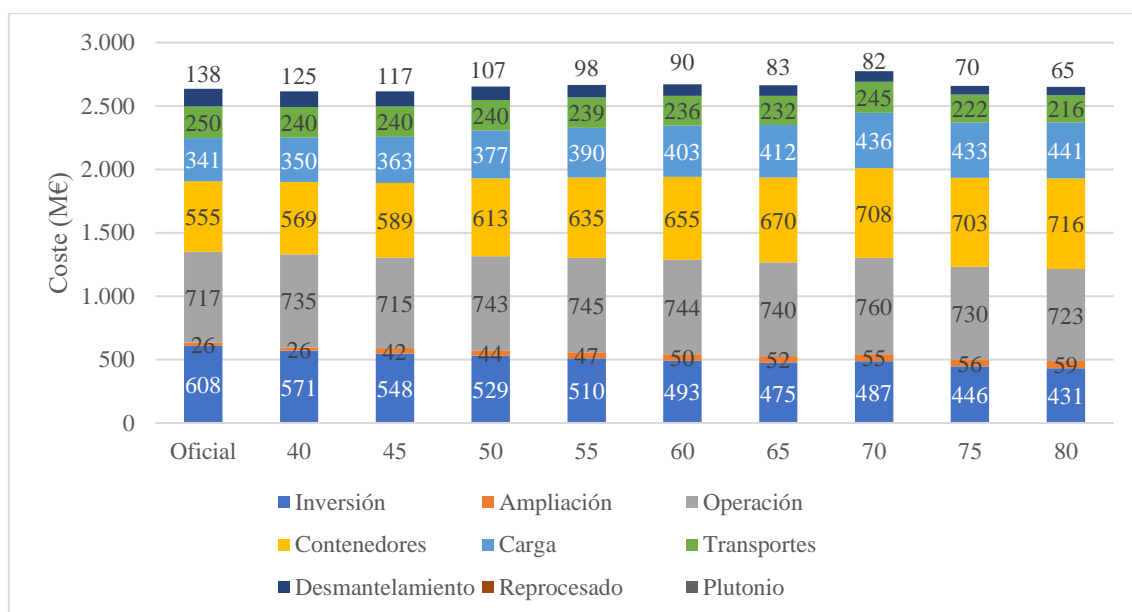


Figura 4-18: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo – Escenario 2A

El coste de ampliación de los ATIS, no obstante, aumenta con el incremento de los años de operación de las centrales, lo cual es de esperar, debido a que, al aumentar el número de contenedores a gestionar, más ATIS son susceptibles de esta ampliación y la ampliación será mayor.

Con respecto al coste de O&M, éste tiene un comportamiento más peculiar, oscilando entre cada escenario: en ocasiones disminuyendo (de 40 a 45, de 55 a 65 y de 70 a 80) y en otras aumentando (del escenario oficial a 40, de 45 a 55 años y de 65 a 70 años), aunque manteniéndose al final en valores muy similares. La variación de estos costes es más compleja, debido a que afectan varios parámetros que modifican los costes de maneras opuestas, haciendo que, en unos casos, el coste aumente y, en otros, disminuya. Así, los costes de O&M de los ATIS aumentan con el tiempo, al estar más años operando, pero al retrasarse el cierre de las centrales, los años en los que los ATIS están operando sin central se producen más adelante en el tiempo, causando un efecto que contrarresta el aumento del coste sin descontar.

Por otro lado, los costes de O&M del AGP también sufren este mismo efecto. El AGP estará más años operando, pero el efecto del retraso en el tiempo contrarresta, hasta cierto punto, el aumento de los costes. De esta manera, se crea un efecto complejo que resulta en una fluctuación de los costes descontados de O&M, tal y como se ha visto.

Tanto los costes de compra de contenedores como los de carga, aumentan con el tiempo de operación de las centrales, salvo de 70 a 75 años, que disminuyen. Esto es un resultado esperado, ya que el número de contenedores a gestionar se incrementa con la operación de las centrales y, en este caso, no hay un efecto del tiempo que llegue a compensar este incremento.

Sin embargo, en el coste de los transportes, la interacción entre el aumento del número de transportes y el efecto del tiempo sobre el coste descontado, al retrasarse en el tiempo los años en los que se producen los transportes, vuelve a ser similar al del coste de O&M, de manera que el coste descontado de los transportes aumenta de manera bastante insignificante entre los 40 y los 50 años de operación de las centrales, y luego disminuye, salvo de 65 a 70 años, aunque está reducción no es muy notable. Se puede decir que ambos efectos se ven compensados.

Finalmente, para el coste de desmantelamiento, el caso es mucho más claro. Al retrasarse todas las fechas de desmantelamiento, el efecto del retraso al descontar los costes compensa el aumento de los costes de desmantelamiento de los ATIS por su mayor tamaño y, como el coste de desmantelamiento del AGP es fijo, el efecto del retraso en el tiempo reduce este coste. Así, el coste de desmantelamiento descontado disminuye con el tiempo.

4.2.2.2. Variación de los costes por instalación

Para completar el análisis y verificar algunas de las conclusiones extraídas anteriormente, se va a proceder a analizar la variación de los costes por instalación. Así, la Tabla 4-14, la Tabla 4-15 y la Figura 4-19 muestran esta variación, en las que se puede comprobar que el coste de los ATIS aumenta con el tiempo de operación de las centrales, mientras que el coste del AGP disminuye con el tiempo. Estos dos efectos se contrarrestan bastante, causando que el incremento de los costes sea muy reducido.

Tabla 4-14: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 2A (1)

Instalación	Oficial	40	45	50	55	60
ATIS	1.330,08	1.378,33	1.439,59	1.492,11	1.542,00	1.587,87
ATC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
AGP	1.305,55	1.237,47	1.174,78	1.161,86	1.122,76	1.083,22
Total	2.635,63	2.615,81	2.614,37	2.653,97	2.664,76	2.671,09

Tabla 4-15: Variación de los costes por instalación con el tiempo (M€) - Escenario 2A (2)

Instalación	65	70	75	80
ATIS	1.623,00	1.694,67	1.698,91	1.731,14
ATC	0,00	0,00	0,00	0,00
AGP	1.041,15	1.078,70	960,45	919,64
Total	2.664,15	2.773,37	2.659,35	2.650,79

El coste de los ATIS aumenta, como se ha visto antes, por el efecto de aumentar el número de contenedores, incrementando el coste de compra, el coste de carga y el coste de inversión. Si bien, el efecto del tiempo en algún caso contrarresta moderadamente alguno de los costes, como se ha visto en la Sección 4.2.2.1, esta compensación o no es suficiente o es muy reducida, de manera que en el cómputo global no es suficiente para que los costes de los ATIS disminuyan.

Sin embargo, en el caso del AGP sucede lo contrario. Aunque los costes del AGP aumenten en consecuencia a la mayor cantidad de CNG a gestionar, el efecto del retraso en el tiempo sobre los

costes descontados es lo suficientemente grande como para contrarrestar el aumento, consiguiendo que los costes descontados se reduzcan con más años de operación de las CCNN.

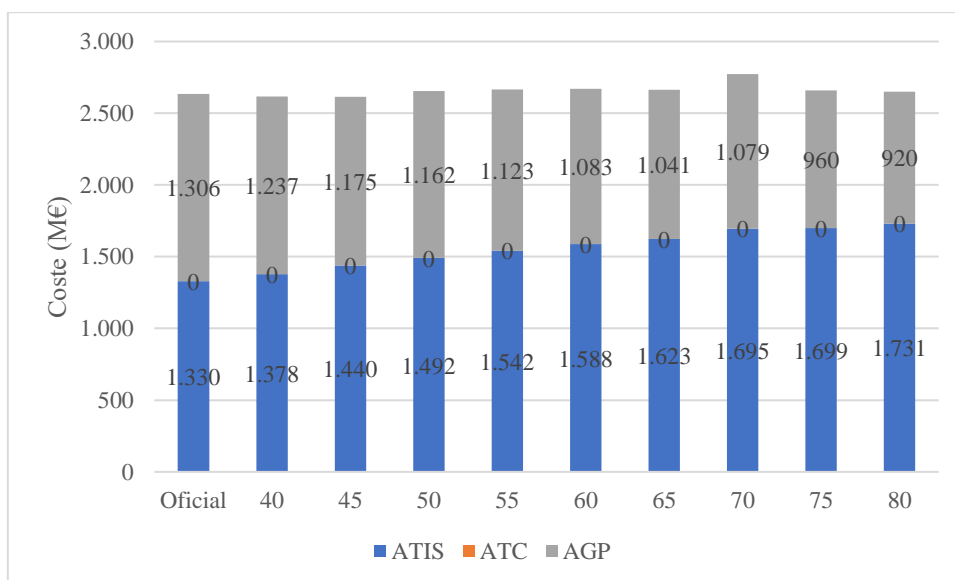


Figura 4-19: Variación de la distribución de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2A

4.2.3. Escenario 2B

4.2.3.1. Variación de los costes por tipo

Al igual que se ha realizado en los anteriores escenarios, se va a proceder al análisis de la variación de los costes del Escenario 2B con los años de operación de las CCNN. Para ello, primero se van a analizar los resultados por tipo de coste, tal y como muestran la Tabla 4-16, la y la Figura 4-20.

Tabla 4-16: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 2B (1)

Fecha	Oficial	40	45	50	55	60
Inversión	869,19	835,81	809,54	791,98	785,85	764,11
Ampliación	0,00	0,00	0,00	17,83	23,43	24,96
Operación	694,32	733,98	718,44	748,64	748,62	746,59
Contenedores	537,72	559,71	580,16	604,50	628,75	646,35
Carga	330,91	344,44	357,02	372,00	386,93	397,76
Transportes	402,96	421,81	428,30	429,23	426,74	422,38
Desmantelamiento	147,59	133,69	124,17	115,64	108,89	100,57
Reprocesado	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Plutonio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	2.982,69	3.029,43	3.017,62	3.079,82	3.109,22	3.102,72

Como se puede comprobar en la Tabla 4-16 y en la Tabla 4-17, el comportamiento de los costes totales con respecto al tiempo es muy similar al que se producía con los costes de O&M en el Escenario 2A, visto en la Sección 4.2.2.1, ya que no es un comportamiento uniforme y los costes oscilan según los años: aumentan ligeramente del escenario oficial al de 40 años progresivo, se reducen de 40 a 45 años, aumentan de 45 a 55 años, y luego se vuelven a reducir hasta 80, aumentando únicamente a los 70 años. No obstante, la variación entre el coste máximo y el mínimo es de aproximadamente un 7%, por lo que ésta sigue siendo muy poco significativa. Para

entender mejor este comportamiento, a continuación, se va a analizar cada tipo de coste por separado.

Tabla 4-17: Variación de los costes por tipo con el tiempo (M€) - Escenario 2B (2)

Fecha	65	70	75	80
Inversión	741,74	763,75	698,61	675,23
Ampliación	26,49	26,49	47,48	50,65
Operación	743,12	769,64	737,71	733,07
Contenedores	658,58	696,46	687,74	698,39
Carga	405,28	428,59	423,22	429,78
Transportes	413,77	437,84	396,52	385,31
Desmantelamiento	92,96	91,68	81,18	74,83
Reprocesado	0,00	0,00	0,00	0,00
Plutonio	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	3.081,94	3.214,45	3.072,45	3.047,26

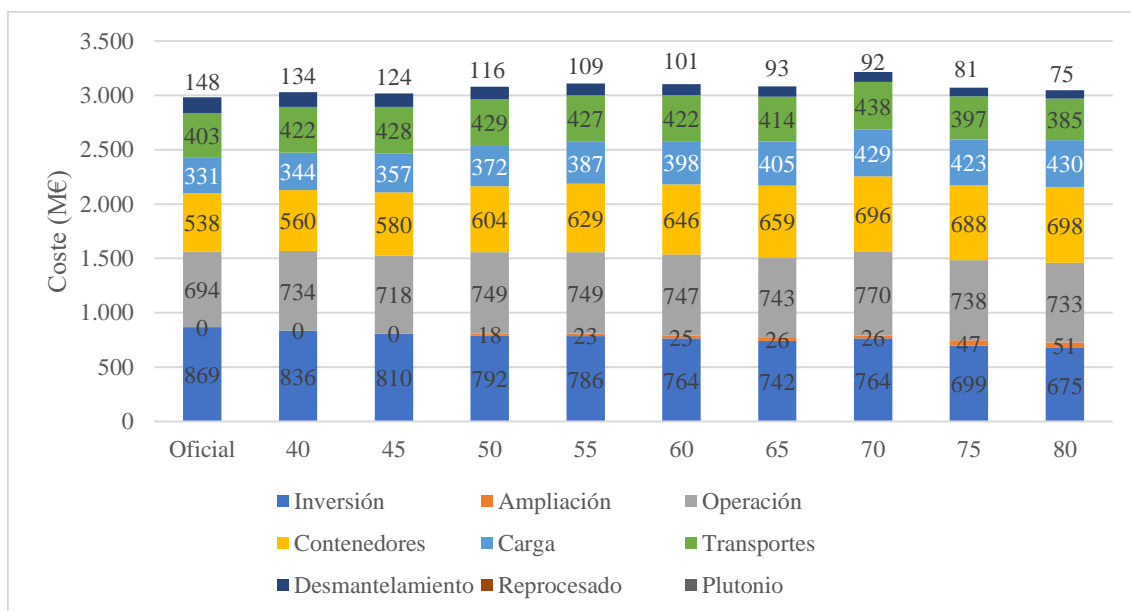


Figura 4-20: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 2B

El coste de inversión vuelve a tener el mismo comportamiento que en el Escenario 2A: se reduce con el tiempo, salvo para 75 años. Las razones son las mismas, y es por el efecto del tiempo sobre los costes descontados, al producirse retrasos en la construcción de instalaciones. Además, en este caso, al retrasarse también la construcción del ATC, el efecto es mayor, a diferencia del Escenario 1, que, al no haber retraso en el ATC, los costes de inversión aumentan con el tiempo.

Debido a la variación de las fechas en la construcción del ATC, así como en la cantidad de CNG que es necesario gestionar, el coste de ampliación aumenta o desaparece según el número de años de operación de las CCNN, por la necesidad o no de ampliar en mayor o menor medida los ATIS.

Con los costes de O&M y de transporte, vuelve a suceder lo mismo que ocurría en el Escenario 2A, precisamente por la misma combinación de efectos que se producía en este escenario, y que está explicada en la Sección 4.2.2.1. Asimismo, el coste de compra y el de carga de contenedores aumenta con el tiempo de operación de las CCNN, mientras que el coste de desmantelamiento disminuye, volviendo a repetir el mismo comportamiento del Escenario 2A.

Como se ha visto, los comportamientos de los costes por tipo y las razones detrás de ellos son los mismos que en el Escenario 2A. Sin embargo, el efecto total no es igual, por las diferencias en los escenarios, causando que la variación de los costes totales descontados por la compensación de estos efectos sea ligeramente diferente a la del Escenario 2A.

4.2.3.2. Variación de los costes por instalación

La Tabla 4-18, la Tabla 4-19 y la Figura 4-21 muestran la variación de los costes por instalación con el tiempo de operación de las CCNN para el Escenario 2B, lo cual permitirá completar el análisis de la Sección 4.2.3.1. Al igual que se vio en la Sección 4.2.2.2, el coste de los ATIS en el Escenario 2B aumenta con el tiempo de operación de las centrales debido, principalmente, al aumento en el número de contenedores a gestionar que provoca el aumento del coste de compra de contenedores, de carga, de inversión y ampliación de los ATIS, etc., que no se ven compensados por el efecto del tiempo, al no producirse retrasos, o siendo estos poco significativos.

No obstante, al igual que en el Escenario 2A, el coste del AGP sí se ve afectado por los retrasos en el tiempo, de manera que vuelve a suceder que el efecto de estos retrasos en los costes descontados compensa el incremento de coste por el aumento en el número de contenedores, resultando en una disminución de los costes descontados del AGP con el tiempo.

Tabla 4-18: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2B (1)

Instalación	Oficial	40	45	50	55	60
ATIS	989,60	1.023,82	1.078,65	1.172,53	1.263,90	1.320,17
ATC	937,78	1.008,25	1.004,39	985,91	961,48	935,74
AGP	1.055,31	997,36	934,59	921,39	883,84	846,81
Total	2.982,69	3.029,43	3.017,62	3.079,82	3.109,22	3.102,72

Tabla 4-19: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2B (2)

Instalación	65	70	75	80
ATIS	1.367,66	1.430,17	1.482,49	1.521,51
ATC	904,69	950,58	851,38	821,70
AGP	809,59	833,71	738,58	704,05
Total	3.081,94	3.214,45	3.072,45	3.047,26

Finalmente, con el ATC sucede lo mismo que con el coste total, fluctuando con los aumentos de vida operacional media: en algunos casos aumenta y en otros disminuye. En la Sección 4.2.1.2 se pudo ver cómo los costes del ATC aumentaban con el tiempo para el Escenario 1. No obstante, esto se producía porque la fecha de construcción del ATC se considera fija para el Escenario 1 y no había retraso en el tiempo. Esto no sucede así en el Escenario 2B, donde la construcción del ATC se retrasa consecuentemente con la fecha de cese de las CCNN. Por tanto, al igual que con el AGP, el efecto del retraso en el tiempo compensa el aumento de los costes por la mayor cantidad de CNG a gestionar. No obstante, debido al mayor tiempo de operación, los costes de O&M pueden aumentar a pesar del retraso en el tiempo, por lo que se produce un efecto contrapuesto que en algunos casos resulta en un coste menor y en otros en un coste mayor.

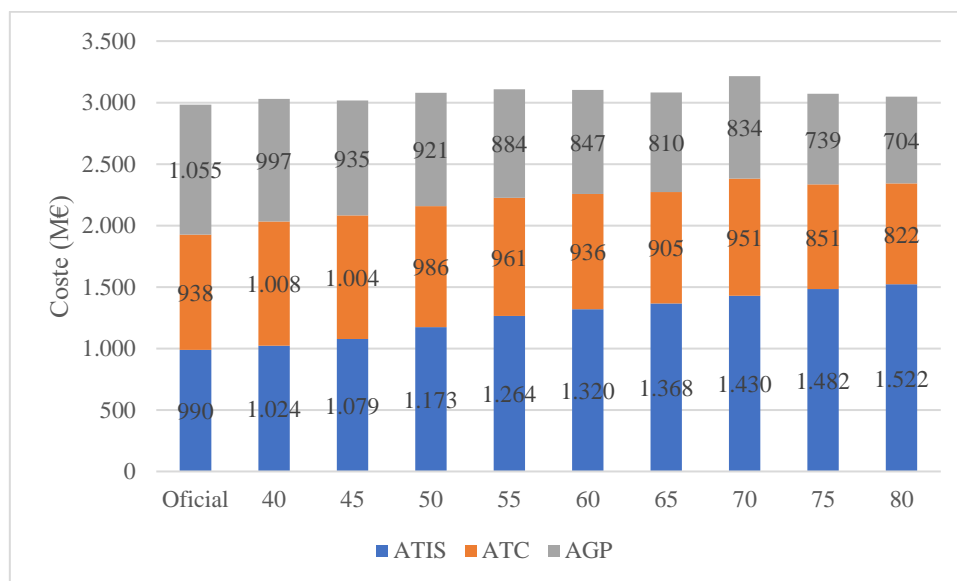


Figura 4-21: Variación de la distribución de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 2B

4.2.4. Escenario 3

4.2.4.1. Variación de los costes por tipo

Finalmente, la Tabla 4-20, la Tabla 4-21 y la Figura 4-22 muestran la variación de los costes por tipo para el Escenario 3. Los costes totales del Escenario 3 se ven claramente aumentados con el tiempo de operación de las CCNN, produciéndose una variación total del 46% entre el caso de 40 años y el de 80. Este resultado es consistente con lo esperado y se debe al aumento del CNG a gestionar.

A diferencia de los otros escenarios, en este caso el coste del reprocesado y del plutonio tienen un peso tan importante en el coste total del Escenario 3 que las variaciones de los otros costes no tienen prácticamente ningún efecto sobre el resultado final. Al ser el coste del reprocesado directamente dependiente de las tU a reprocesar, y, al no producirse ningún retraso en las fechas del reprocesado, no se produce ninguna compensación por el efecto del tiempo.

Tabla 4-20: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 3 (1)

Fecha	Oficial	40	45	50	55	60
Inversión	628,49	626,66	642,42	633,55	653,26	674,29
Ampliación	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Operación	307,88	249,68	266,06	267,52	280,96	283,04
Contenedores	215,58	270,97	210,65	159,30	159,30	159,30
Carga	313,00	329,54	355,79	382,38	405,28	426,81
Transportes	579,99	609,69	645,18	687,48	725,60	762,06
Desmantelamiento	76,22	74,81	70,05	62,21	58,33	55,35
Reprocesado	5.976,82	6.313,19	6.652,72	7.085,49	7.482,36	7.843,91
Plutonio	2.988,41	3.156,59	3.326,36	3.542,74	3.741,18	3.921,96
Total	11.086,40	11.631,14	12.169,23	12.820,68	13.506,28	14.126,71

Tabla 4-21: Variación de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 3 (2)

Fecha	65	70	75	80
Inversión	691,44	724,49	733,85	753,96
Ampliación	0,00	0,00	0,00	0,00
Operación	292,70	305,38	303,14	309,80
Contenedores	159,30	159,30	159,30	159,30
Carga	444,51	467,91	480,75	495,84
Transportes	792,33	829,64	854,99	881,79
Desmantelamiento	52,05	51,53	46,72	44,16
Reprocesado	8.148,25	8.535,49	8.762,35	9.021,67
Plutonio	4.074,13	4.267,75	4.381,18	4.510,84
Total	14.654,70	15.341,48	15.722,29	16.177,37

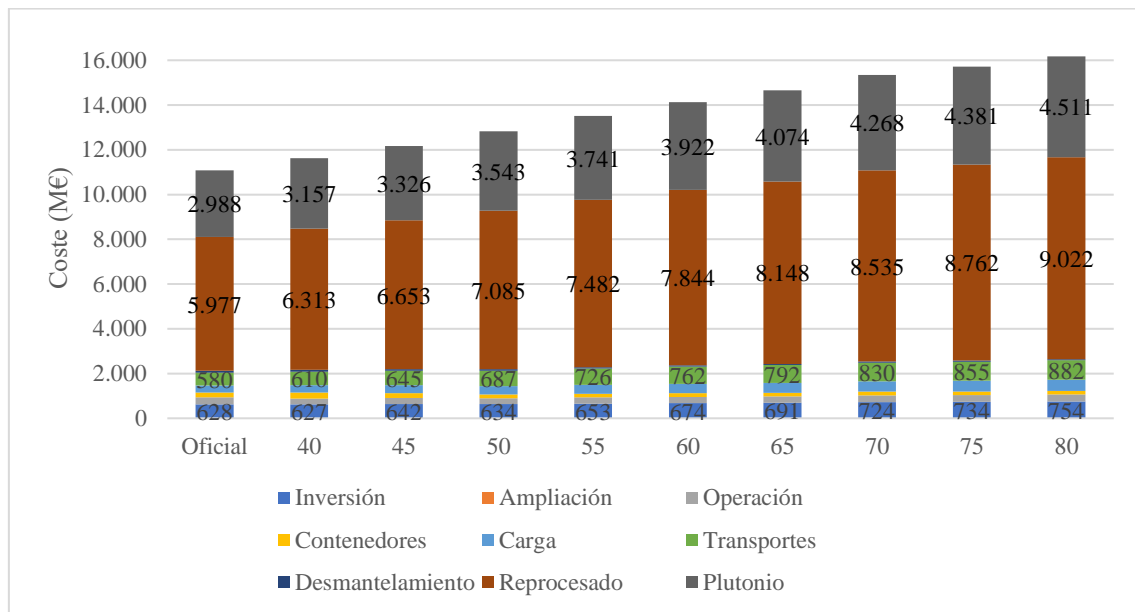


Figura 4-22: Variación de la distribución de los costes por tipo con el tiempo - Escenario 3

4.2.4.2. Variación de los costes por instalación

Tabla 4-22: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 3 (1)

Instalación	Oficial	40	45	50	55	60
ATIS	10.005,19	10.603,38	11.100,14	11.721,32	12.365,30	12.953,37
ATC	626,33	652,07	704,43	755,31	807,70	859,03
AGP	454,87	375,68	364,66	344,04	333,28	314,30
Total	11.086,40	11.631,14	12.169,23	12.820,68	13.506,28	14.126,71

Tabla 4-23: Variación de los costes por instalación con el tiempo - Escenario 3 (2)

Instalación	65	70	75	80
ATIS	13.447,50	14.078,07	14.445,67	14.866,71
ATC	903,99	948,42	1.001,27	1.045,85
AGP	303,21	314,98	275,35	264,81
Total	14.654,70	15.341,48	15.722,29	16.177,37

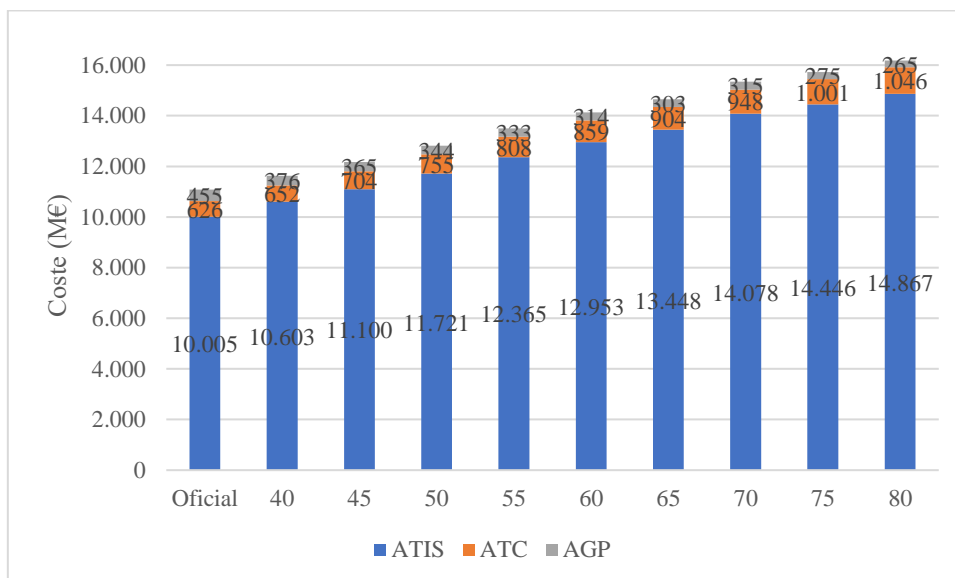


Figura 4-23: Variación de la distribución de costes por instalación con el tiempo - Escenario 3

Para completar el análisis, la Tabla 4-22, la Tabla 4-23 y la Figura 4-23 muestran la variación de los costes por instalación con el tiempo de operación de las CCNN. Como era esperado, el coste de los ATIS se ve significativamente incrementado cuando aumentan los años de operación de las CCNN. Esto es debido, fundamentalmente, a que el coste del reprocesado se asocia en este estudio a los ATIS. No obstante, también existen otros parámetros que lo aumentan, como el número de contenedores, pero estas variaciones son bastante insignificantes en relación al aumento por el coste de reprocesar y del plutonio.

Se puede observar que el coste del ATC también aumenta con el tiempo y esto se debe, al igual que en el Escenario 1, a que la fecha de construcción del ATC para vidrios no se retrasa, debido a que la fecha de inicio del reprocesado y de retorno de los vidrios se mantiene constante, haciendo necesario tener la instalación operativa para la vuelta de los vidrios.

Por último, y como ha sucedido hasta ahora, el coste del AGP disminuye con el tiempo, por el efecto del retraso en el tiempo. Sin embargo, al ser el coste menos significativo, prácticamente no tiene ningún efecto sobre el total.

4.2.5. Variación del punto de equilibrio con el tiempo

Tras haber analizado las causas detrás de las variaciones de los costes en el Escenario 1 y el Escenario 3, y habiendo visto que la variación total en cada uno es significativamente diferente: un 6,97% frente a un 21,5%, los resultados mostrados en la Tabla 4-24 de la variación del punto de equilibrio con el tiempo son los esperados.

Tabla 4-24: Variación del punto de equilibrio con el tiempo

Años de operación	Punto de equilibrio
Oficial	247,09 €/kgHM
40	226,14 €/kgHM
45	204,31 €/kgHM
50	202,10 €/kgHM
55	191,09 €/kgHM
60	183,85 €/kgHM
65	175,67 €/kgHM
70	173,33 €/kgHM
75	162,16 €/kgHM
80	155,88 €/kgHM

La cantidad de CNG a gestionar aumenta considerablemente con el tiempo de operación de las centrales, haciendo que el coste del reprocesado se vea incrementado proporcionalmente. Sin embargo, el coste del Escenario 1 no aumenta tanto, debido a las causas explicadas en la Sección 4.2.1. Así, el coste del reprocesado tiene que ser compensado cada vez en mayor medida, porque el incremento del coste del Escenario 1 no compensa el aumento de CNG.

4.2.6. Variación de los costes normalizados con el tiempo

Para finalizar el análisis de la variación de los costes con el tiempo, se va a proceder a analizar la variación de los costes normalizados y, por tanto, el efecto que tiene el aumento de la producción eléctrica en los costes. En la Tabla 4-25 se muestra el promedio de las 100 simulaciones para la producción eléctrica futura en todos los escenarios temporales. En la Figura 4-24 se muestra la producción anual promedio de las 100 simulaciones para cada escenario temporal, donde se puede observar una disminución abrupta cada año que se produce un cierre (o varios en el escenario oficial) de reactores. La producción total para cada caso sería la suma del valor de la producción futura mostrada en la Tabla 4-25 más la histórica que se mostró anteriormente.

Tabla 4-25: Estimación promedio de la producción eléctrica futura para los diferentes años de operación de las CCNN

Años de operación	Producción eléctrica futura (GWh)
Oficial	474.874,30
40	628.496,70
45	922.805,76
50	1.187.785,33
55	1.470.426,36
60	1.756.646,05
65	2.027.192,22
70	2.309.342,26
75	2.599.734,08
80	2.864.806,04

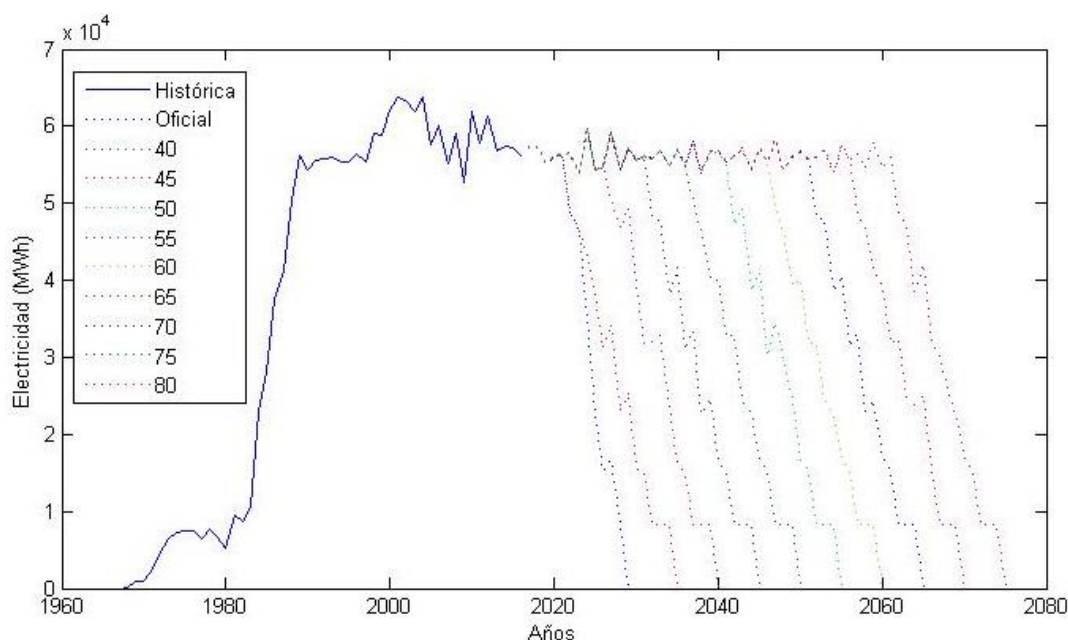


Figura 4-24: Producción eléctrica nuclear para los diferentes escenarios de cierre de las CCNN

Con los resultados mostrados en la Tabla 4-25 y los resultados de los costes totales descontados, se pueden calcular los costes normalizados para cada caso y Escenario. Éstos se muestran en la Tabla 4-26, en la que se puede observar cómo todos los costes normalizados disminuyen cuando los años de operación de las centrales aumentan, lo cual es indicativo de que el incremento en la producción eléctrica compensa el aumento de los costes totales descontados.

Tabla 4-26: Variación de los costes normalizados con el tiempo (mill/kWh)

Vida útil	Escenario 1	Escenario 2A	Escenario 2B	Escenario 3
Oficial	1,82	1,11	1,26	4,67
40	1,70	1,03	1,20	4,60
45	1,50	0,93	1,07	4,31
50	1,40	0,86	1,00	4,15
55	1,31	0,79	0,92	4,00
60	1,24	0,73	0,85	3,86
65	1,17	0,68	0,78	3,73
70	1,13	0,66	0,76	3,65
75	1,05	0,59	0,68	3,49
80	1,00	0,56	0,64	3,40

Para profundizar un poco más en el análisis, la Figura 4-25 muestra la variación de los costes normalizados para el Escenario 1, la Figura 4-26 para ambos Escenarios 2 y la Figura 4-27 para el Escenario 3. Se han representado únicamente los escenarios de cierre progresivo, debido al cambio de hipótesis en el cierre oficial, y en figuras diferentes, porque el valor de los costes es lo suficientemente diferente como para que en una misma figura no se observen bien las variaciones. No obstante, se han representado en la misma escala, por lo que la pendiente es directamente comparable.

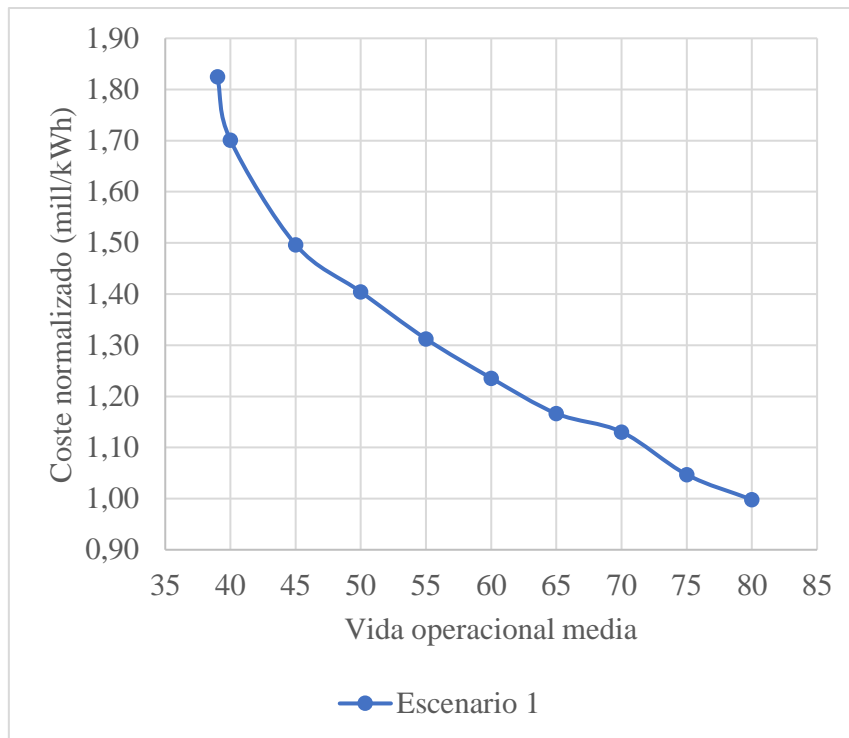


Figura 4-25: Variación de los costes normalizados con el tiempo - Escenario 1

Tal y como se puede observar en las figuras, y como se mostraba en la Tabla 4-26, el Escenario 3 es el que tiene una mayor reducción de los costes normalizados con el tiempo, lo cual se antoja curioso, debido a que es el que, a su vez, tiene un mayor aumento de los costes totales descontados. No obstante, si se analiza el incremento relativo, para el Escenario 3 se comprueba que se produce una reducción del 27,2%, mientras que para el Escenario 1 es del 45,3%, para el Escenario 2A del 49,8% y para el Escenario 2B del 49 %.

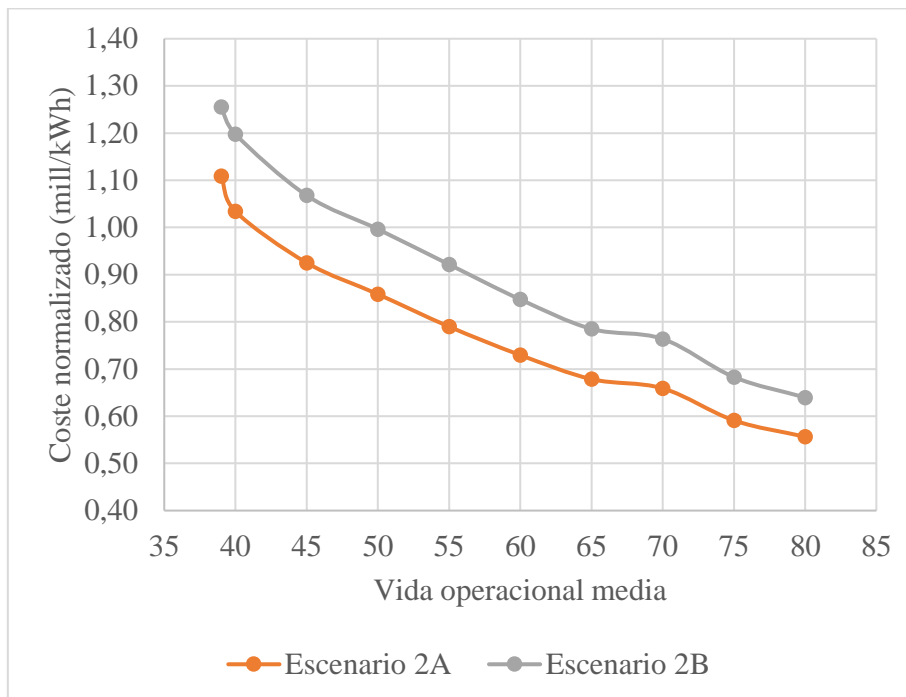


Figura 4-26: Variación de los costes normalizados con el tiempo - Escenarios 2

Por tanto, el incremento relativo se muestra acorde con la variación de los costes totales descontados: para los Escenarios 2, los costes totales descontados varían muy sutilmente, por lo que la reducción relativa de los costes normalizados es elevada; para el Escenario 1, los costes totales sufren un incremento ligeramente superior, por lo que la reducción relativa es menor; y para el Escenario 3, los costes totales sufren el mayor incremento, por lo que la reducción relativa de los costes normalizados es menos de la mitad que para los Escenarios 2.

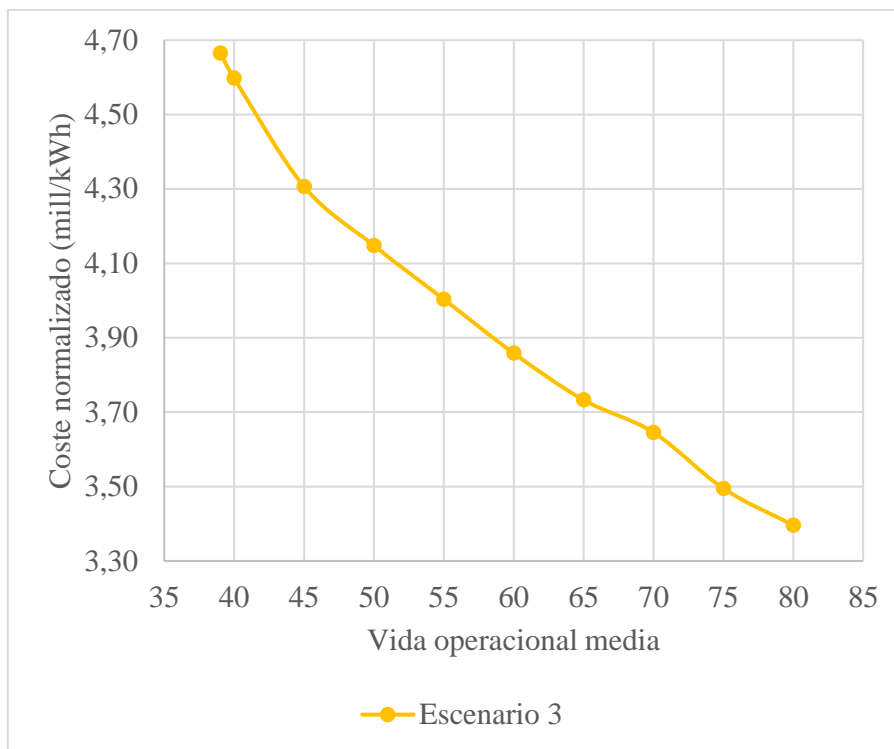


Figura 4-27: Variación de los costes normalizados con el tiempo - Escenario 3

El hecho de que la reducción absoluta de los costes normalizados sea superior para el Escenario 3 implica que el Escenario 3 es más susceptible a los cambios en la producción eléctrica, por lo que, aunque los costes totales descontados sufran un incremento, en el cómputo global de la generación eléctrica y del ciclo del combustible nuclear, incrementar la vida útil de las centrales nucleares beneficia a la gestión del combustible nuclear gastado.

Esto se hace incluso más evidente para los demás escenarios, donde la variación total de los costes no es especialmente significativa (entre un 6 y un 13%), pero la variación de la producción eléctrica es muy notable (6 veces mayor), por lo que los costes de la gestión se ven compensados enormemente por los beneficios generados de una mayor producción eléctrica.

4.3. Análisis de sensibilidad para los costes

En la Sección 4.1 en el Apartado 4.1.1, se analizaron los resultados de los costes totales descontados del caso base, donde se pudo observar el peso relativo de cada instalación y tipo de coste sobre el total. Además, esta influencia de los costes se ha sometido a un segundo análisis al determinar la influencia del tiempo sobre los costes totales en la Sección 4.2. A continuación, se va a analizar la variación de los costes totales para cada uno de los escenarios cuando se varían un $\pm 50\%$ diferentes costes: ATIS, ATC, AGP, transporte, contenedores y reprocesado.

4.3.1. Escenario 1

La Figura 4-28 muestra el impacto sobre el coste total del Escenario 1 de diferentes componentes de los costes. En la Figura 4-6 se pudo observar cómo el ATC era el coste con más peso en el Escenario 1. Por tanto, no es sorprendente ver en la Figura 4-28 que la variación de este parámetro es la que produce un mayor impacto en el coste total: una variación del 50% en el coste del ATC tiene un impacto del 17% en el coste total. La variación del coste del AGP, del mismo modo, tiene un impacto bastante cercano al del ATC, con un 14%.

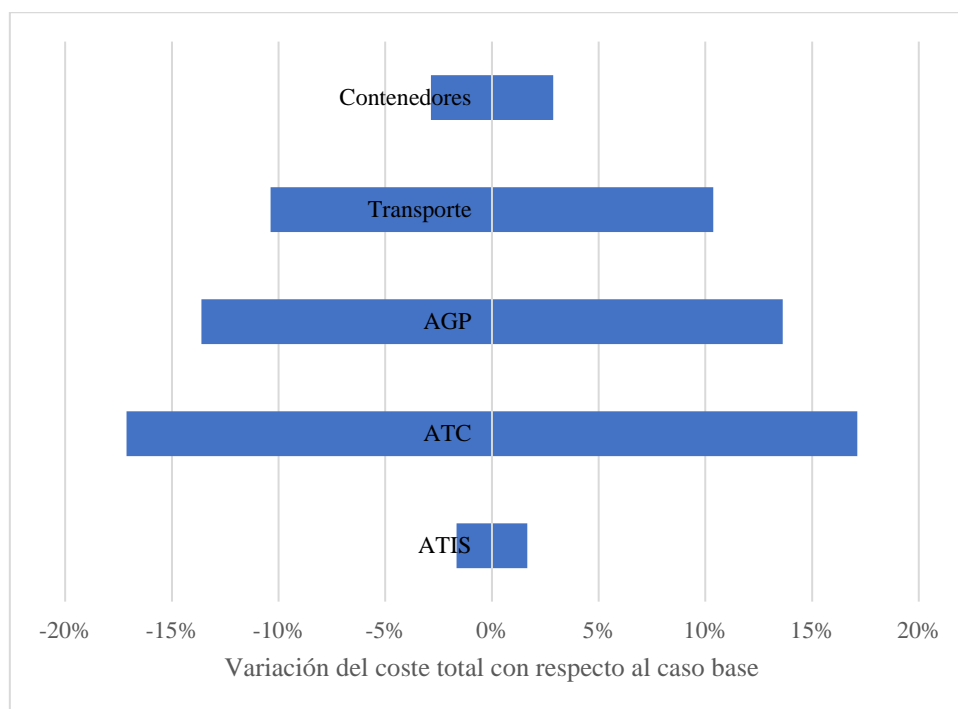


Figura 4-28: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 1

Asimismo, en la Figura 4-1, se pudo observar cómo el transporte era el tercer tipo de coste con mayor peso sobre el total, y en la Figura 4-28 vuelve a aparecer como el tercer coste cuya variación tiene un mayor impacto, ligeramente por encima del 10%. Esto es un resultado esperado, ya que en el Escenario 1, el número de transportes entre instalaciones es bastante elevado: de los ATIS al ATC y del ATC al AGP, al estar estas dos últimas instalaciones en ubicaciones diferentes.

Finalmente, tanto la variación de los costes de compra de los contenedores como la de los ATIS apenas tiene un impacto notable sobre el coste total. Los primeros, porque se dejan de comprar contenedores el año de inicio de operación del ATC, y los segundos, porque los ATIS que se construyen no necesitan una capacidad muy grande y no requieren estar operando largos períodos de tiempo.

4.3.2. Escenario 2A

La Figura 4 27 muestra el impacto de la variación de los parámetros de costes sobre el coste total del Escenario 2A. En este caso no se muestra el ATC, ya que, al no construirse ATC en este escenario, la variación va a ser 0.

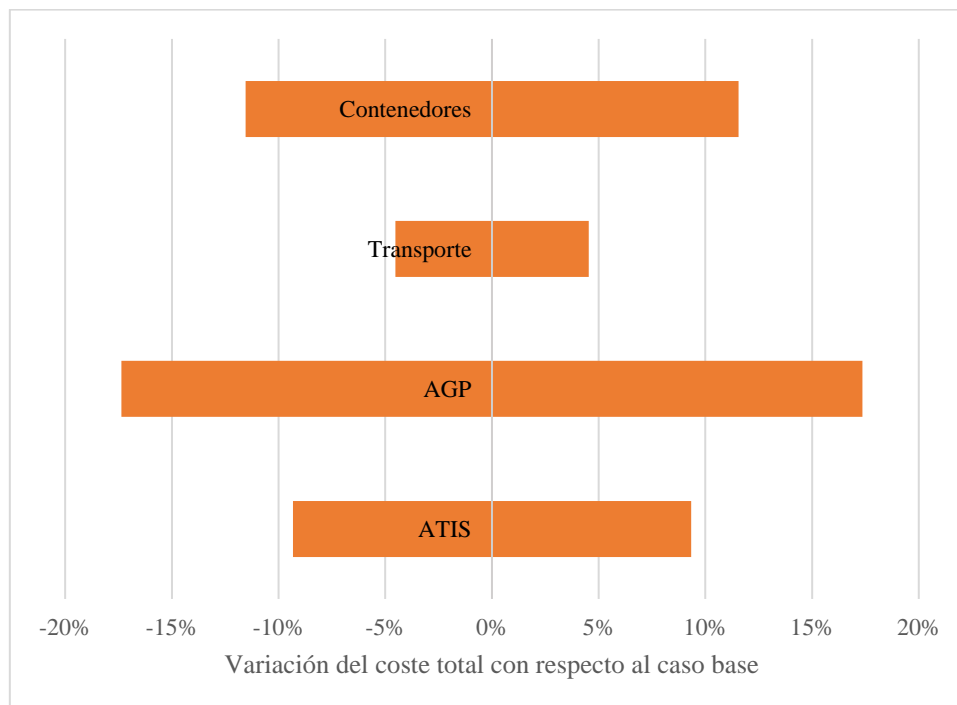


Figura 4-29: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 2A

Al contrario de lo sucedido en el análisis del Escenario 1, en el Escenario 2A la Figura 4-6 mostraba cómo el coste de los ATIS era el que mayor peso tenía sobre el coste total, quedando en un segundo lugar el AGP. No obstante, en esa figura los costes de compra y carga de los contenedores se atribuía al coste de los ATIS, y éstos tenían un gran peso sobre el coste final, como se vio en la Figura 4-2. Por tanto, el parámetro cuya variación muestra en realidad un mayor impacto sobre el coste total del Escenario 2A es el coste del AGP, con un 17% aproximadamente para una variación del $\pm 50\%$.

Además, precisamente por el peso del coste de los contenedores mostrado en la Figura 4-2, debido a la necesidad de comprar todos los contenedores en este escenario, la variación de este parámetro pasa a tener un mayor impacto que en el Escenario 1, con un 12%.

Asimismo, como en el Escenario 2A se deben construir y ampliar todos los ATIS, operando durante un período de tiempo más largo, es de esperar que la variación del parámetro de coste de los ATIS tenga un impacto notable sobre el coste final del Escenario 2A, aunque no sea el más importante.

Finalmente, el impacto del coste de los transportes es el menor de todos, debido a que sólo ocurren transportes entre los ATIS y el AGP final, y éstos ocurren lejos en la línea temporal, por lo que su impacto al descontarlos no es muy considerable.

4.3.3. Escenario 2B

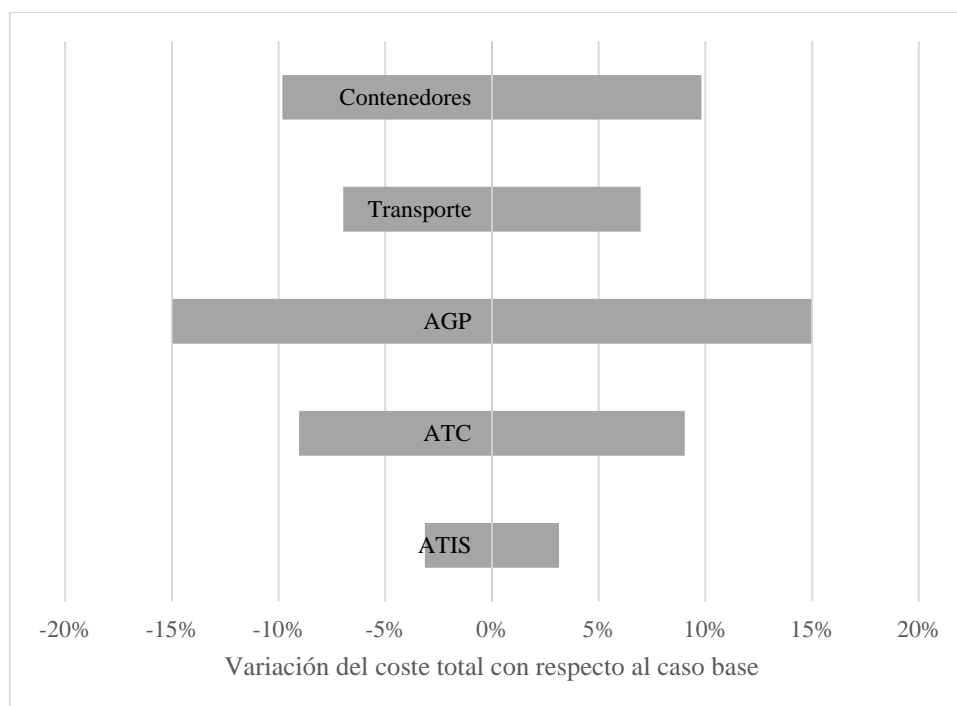


Figura 4-30: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 2B

En la Figura 4-30 se puede observar cómo el impacto de la variación de los costes sobre el coste total para el Escenario 2B es bastante más homogéneo que para los otros dos escenarios. Este escenario se encuentra en un punto intermedio entre el Escenario 1 y el Escenario 2A.

De esta manera, el AGP se mantiene como el coste cuya variación tiene un mayor impacto sobre el total, con un 15%. No obstante, con respecto al Escenario 1, la variación del coste de los contenedores adquiere mayor importancia, al suceder lo mismo que en el Escenario 2A, siendo necesaria la compra de todos los contenedores. Además, el ATC pasa a un tercer plano, porque los costes del ATC del Escenario 2B son más bajos que los del Escenario 1.

El coste de los transportes se encuentra prácticamente en el punto intermedio entre el Escenario 1 y el Escenario 2, con aproximadamente un 7% de impacto sobre el coste total. Esto se debe a que los transportes que ocurren entre el ATC y el AGP no tienen costes asociados, al encontrarse ambas instalaciones en la misma ubicación, y éstos se incorporan al coste del AGP. No obstante, los transportes de los ATIS al ATC tienen lugar antes en el Escenario 2B que en el Escenario 2A, lo cual implica un mayor impacto sobre el coste total.

Por último, el coste de los ATIS tiene un impacto ligeramente mayor para el Escenario 2B que para el Escenario 1, en parte porque, al entrar en operación el ATC más adelante, los ATIS pueden llegar a necesitar una mayor capacidad, así como operar más tiempo. Además, al ser el coste del ATC más bajo, el peso relativo de los ATIS aumenta.

4.3.4. Escenario 3

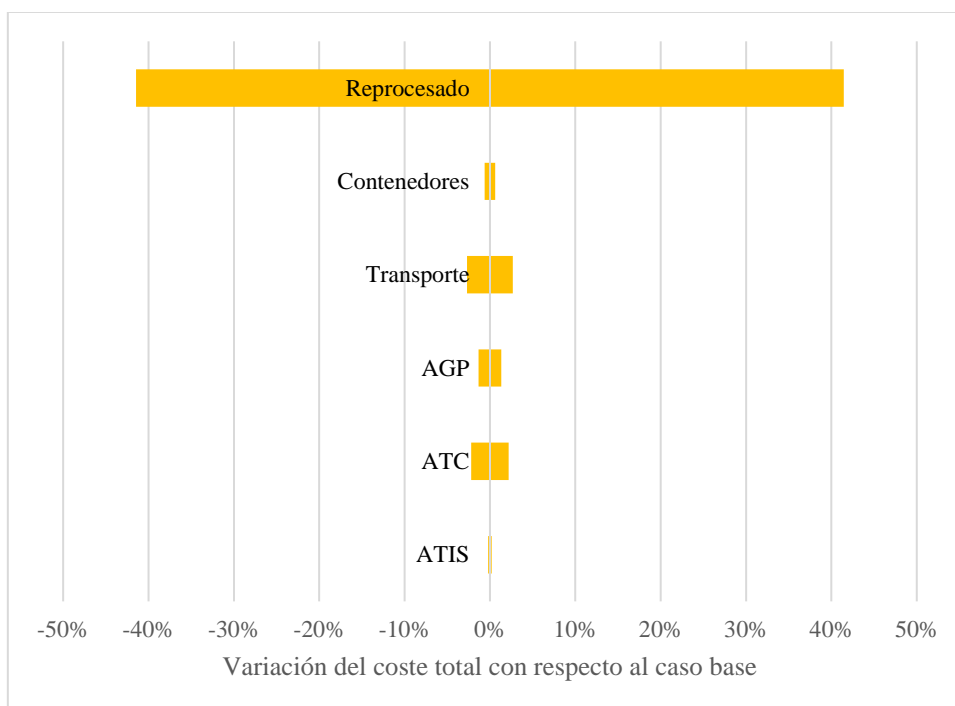


Figura 4-31: Impacto de las variaciones del $\pm 50\%$ de los costes unitarios sobre el coste total - Escenario 3

La Figura 4-31 muestra el impacto de la variación de los diferentes parámetros de costes del Escenario 3 sobre el coste total. Ésta vuelve a reforzar las conclusiones extraídas en las anteriores secciones, donde se veía el impacto del reprocesado sobre el coste total, como en la Figura 4-4 y en la Figura 4-6.

De esta manera, existe un gran desequilibrio entre la influencia de los diferentes parámetros, al contrario que sucedía para el Escenario 2B. Los impactos de la variación de los costes de los ATIS, del ATC, del AGP, del transporte y de los contenedores se sitúan entre un 0,2 y un 2,7%, volviendo a destacar el peso insignificante que tienen estos parámetros sobre el coste total.

Sin embargo, al ser el coste del reprocesado (incluyendo el coste del plutonio) un parámetro tan importante en el coste total, una variación del $\pm 50\%$ tiene un impacto del 41% de variación sobre el coste total, lo cual es extremadamente alto, implicando que pequeñas fluctuaciones en este parámetro, varían ampliamente la mayor o menor viabilidad de este escenario.

4.3.5. Impacto sobre la viabilidad de los Escenarios

A lo largo de esta Sección 4.3, se ha analizado el impacto de la variación de los costes sobre el coste total de cada uno de los escenarios. A continuación, se van a analizar en conjunto los costes totales de los escenarios para las variaciones del -50% en los costes (Figura 4-32) y del +50% de los costes (Figura 4-33).

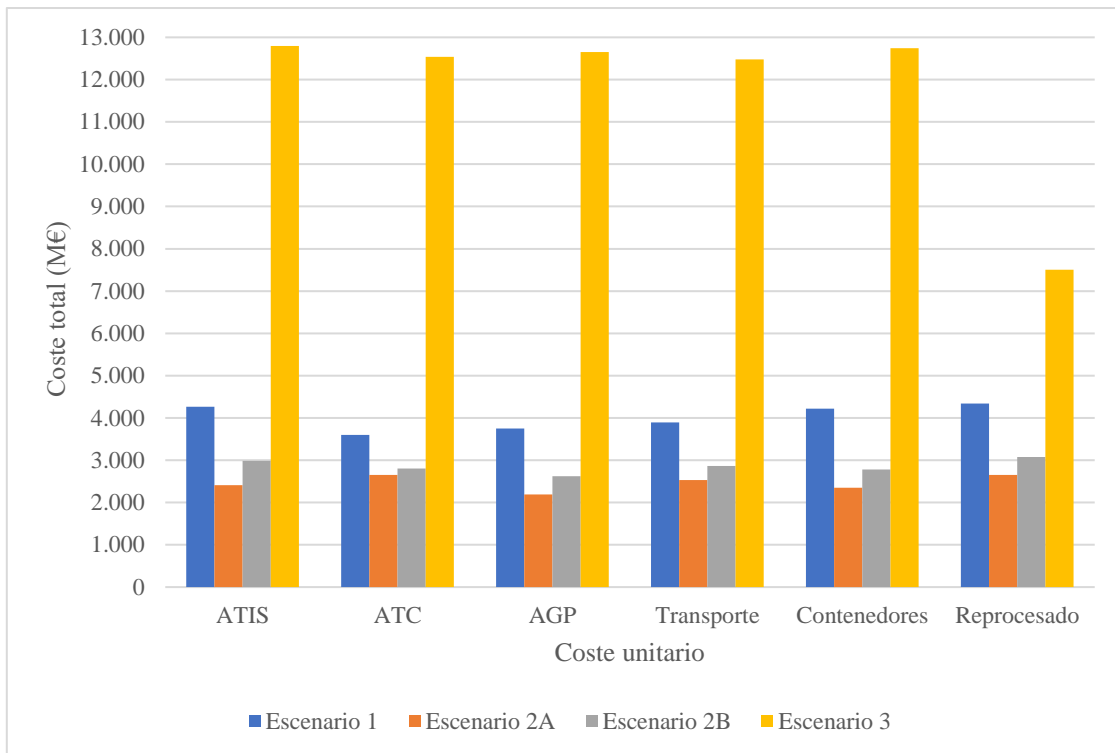


Figura 4-32: Impacto en los costes totales para variaciones del -50%

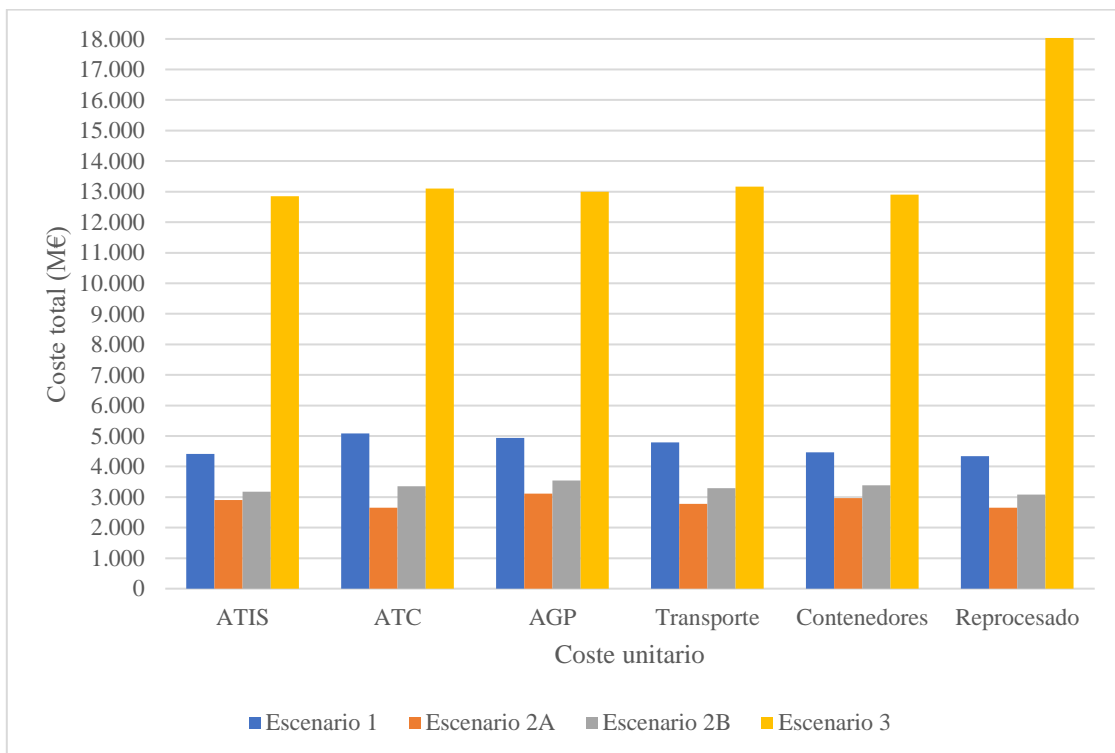


Figura 4-33: Impacto en los costes totales para variaciones del +50%

Tanto en la Figura 4-32 como en la Figura 4-33 se puede comprobar que la preferencia por cada uno de los escenarios se mantiene para cualquiera de las variaciones de los parámetros que se ha analizado. No obstante, en alguno de los casos, los costes se aproximan más entre ellos o se disparan las diferencias.

Así, para los Escenarios 2A y 2B, se puede comprobar que sus costes se aproximan bastante para una variación del -50% del coste del ATC y para una variación del +50% del coste de los ATIS. Lo cual implica que, en el caso de que se consiguieran abaratar los costes del ATC, el Escenario 2B podría llegar a ser prácticamente igual de viable que el Escenario 2A. Asimismo, si los costes de los ATIS se vieran incrementados, lo cual no es muy probable, el Escenario 2B tendría una mayor relevancia entre los escenarios estudiados.

El Escenario 1 se aleja más de la viabilidad respecto al Escenario 2A que el Escenario 2B. No obstante, para una variación del -50% del coste del ATC, el coste se aproxima bastante más al del Escenario 2A, haciendo resaltar la importancia de este coste sobre la viabilidad del Escenario 1.

Finalmente, el Escenario 3, tal y como se mostraba en la Figura 4-31, se muestra prácticamente invariable para todos los parámetros menos para el coste del reprocesado. Por tanto, en cualquiera de los casos sigue siendo un escenario bastante inviable, excepto para una variación del -50% de los costes del reprocesado en donde, aunque se mantiene como el escenario más costoso, la diferencia con el resto de escenarios es notablemente menor. No obstante, en términos absolutos, la diferencia de costes sigue siendo importante.

4.4. Análisis de la variación de la tasa

En la Sección 3.2.2, se explicaban las técnicas del modelo para el cálculo de los costes. Para ello, la Ecuación 3-11 mostraba la hipótesis utilizada para la tasa de descuento. Debido a que éste es un parámetro sometido a un cierto nivel de incertidumbre, se van a aplicar diversas tasas de descuentos al modelo para analizar su impacto sobre los costes totales. La Figura 4-34 muestra esta variación.

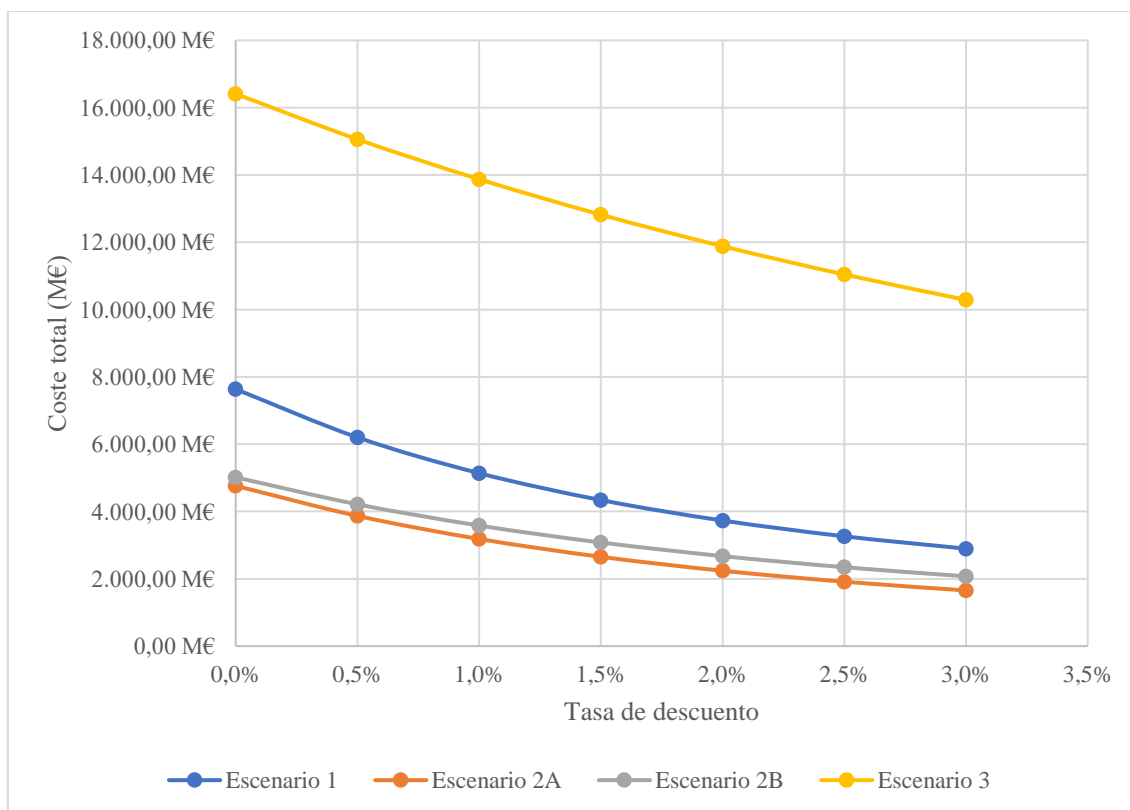


Figura 4-34: Variación de los costes totales con la tasa de descuento

Como se puede ver en la Figura 4-34, la tasa de descuento tiene un impacto importante en todos los escenarios. A primera vista, se puede ver cómo el Escenario 3 sufre la mayor reducción de los costes, mientras que los Escenarios 2 son los que menos reducen sus costes.

Se han presentado en la Figura 4-34 líneas de tendencia para cada uno de los escenarios, cuya curva se aproxima muy bien a una exponencial, debido a que la tasa de descuento influye potencialmente al coste total, donde la potencia es el tiempo, como se veía en la Ecuación 3-4. Si se observan las ecuaciones de estas curvas, se puede comprobar que el factor que multiplica la x , es decir, la dependencia de la tasa, es más fuerte para el Escenario 2A y más débil para el Escenario 3.

Para comprobar que esto sucede así, y que el Escenario 2A es, en efecto, el más sensible a la tasa, la Figura 4-35 muestra la variación relativa de los costes con respecto al caso base en función de las diferentes tasas de descuento aplicadas. Como se puede observar en la Figura 4-35, y tal y como se deducía por la línea de tendencia, el Escenario 2A es el más sensible a la tasa, seguido de cerca por el Escenario 1. Además, se puede observar que el impacto de la tasa es mayor al reducir la tasa y la sensibilidad se va reduciendo a medida que la tasa aumenta, lo cual se espera cuando la tendencia de la curva es exponencial. Debido a esto, en la Figura 4-34 se puede observar cómo el coste total del Escenario 2B se aproxima más al del Escenario 2A para una tasa del 0%, mientras que el Escenario 1 se aproxima más a los Escenarios 2 cuanto más alta es la tasa.

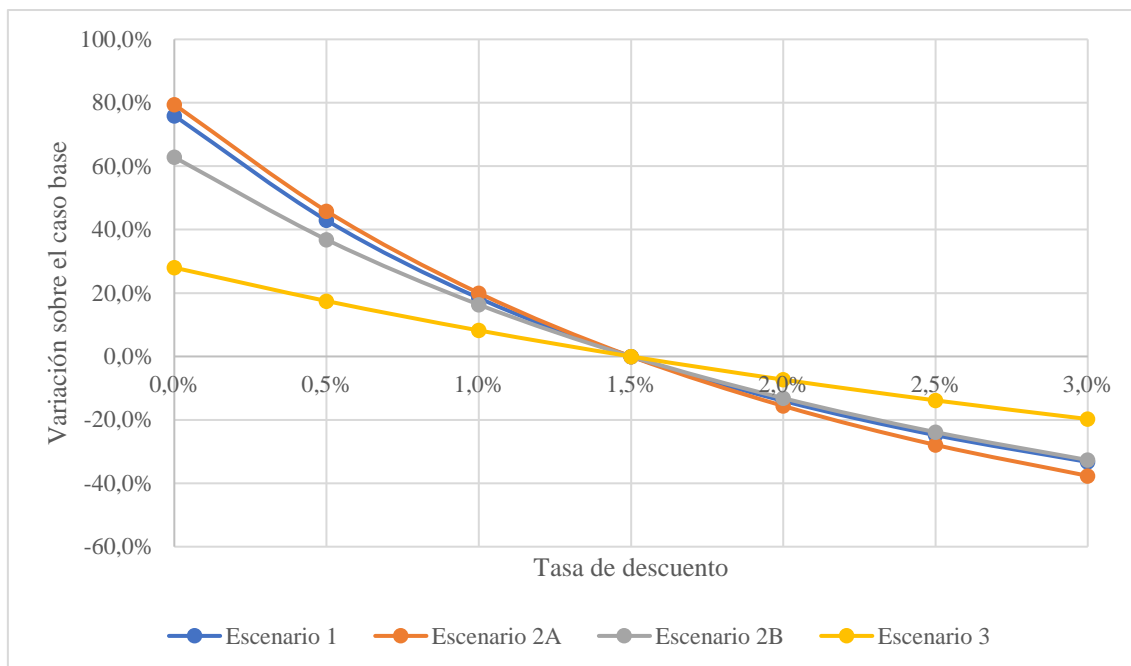


Figura 4-35: Variación de los costes relativos al caso base con la tasa

Debido a que la tasa es un número positivo y el tiempo también, el denominador de los costes descontados va a ser siempre mayor o igual que 1. Para mayores tasas, mayor es el denominador y más se reducen los costes. Además, cuanto mayor el tiempo, más influencia tiene la tasa sobre el coste final, reduciéndolo en mayor medida. Por tanto, teniendo esto en cuenta, se va a analizar el efecto de la tasa sobre la distribución de los costes para cada uno de los escenarios, para comprobar qué parámetros son más susceptibles a esta variación.

4.4.1. Impacto de la tasa en la distribución de los costes por tipo

El impacto de la tasa en la distribución de los costes por tipo va a depender tanto de la distribución de los costes para cada escenario como del tiempo en el que se producen esos costes. Así, la Figura 4-36 muestra la variación de la distribución de los costes por tipo para el Escenario 1, la Figura 4-37 muestra esta variación para el Escenario 2A, la Figura 4-38 para el Escenario 2B y la Figura 4-39 para el Escenario 3.

Para el Escenario 1, se puede observar cómo los costes de O&M y de desmantelamiento disminuyen su porcentaje en peso sobre el coste total a medida que la tasa aumenta. Esto se debe a que el grueso de los costes se produce más adelante en el tiempo, fundamentalmente para el desmantelamiento, por lo que, tal y como se explicó antes, los tiempos mayores afectan exponencialmente a la tasa, haciendo que los costes asociados se vean más reducidos que los costes que se producen antes en el tiempo.

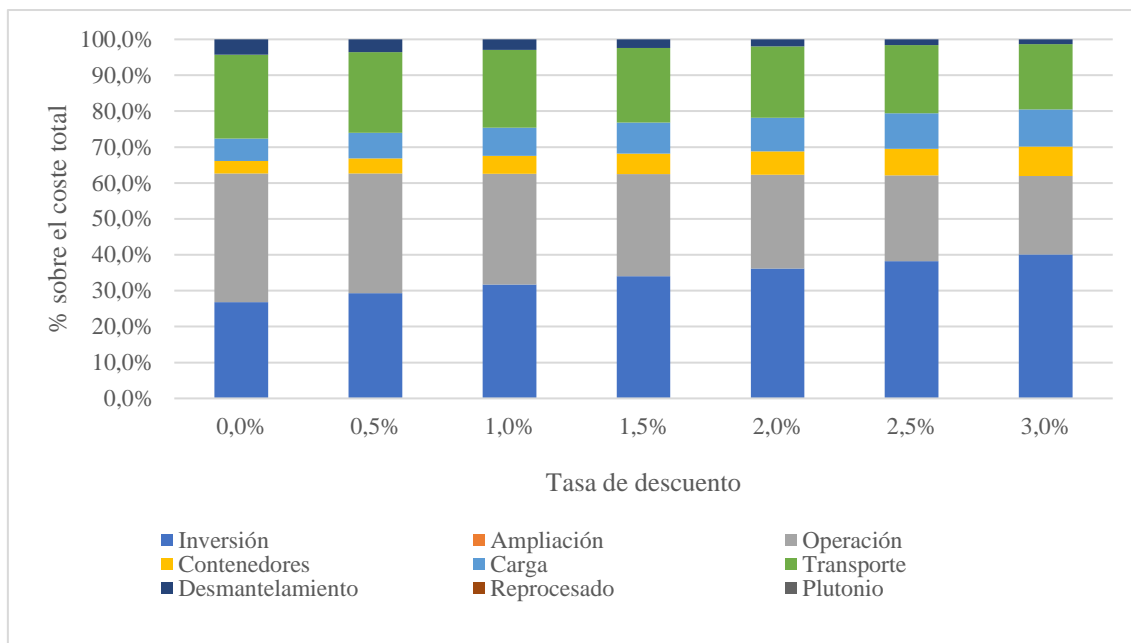


Figura 4-36: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 1

Para los costes de inversión, de compra y de carga de contenedores, sucede lo contrario. Debido a que el grueso de estos costes sucede al comienzo de la línea temporal, la potencia que afecta a la tasa es menor, haciendo que su influencia no sea tan grande sobre el coste total. Esto produce que, al no variar tan significativamente los costes, y habiéndose reducido los otros notablemente, éstos costes aumenten de peso relativo en función al coste total.

Los costes de transporte disminuyen su porcentaje en peso sobre el total, pero prácticamente no se ven afectados. Esto sucede porque los transportes ocurren a lo largo de todo el tiempo estudiado, y al distribuirse en el tiempo, parte de estos costes se ven más afectados por la tasa y otros menos.

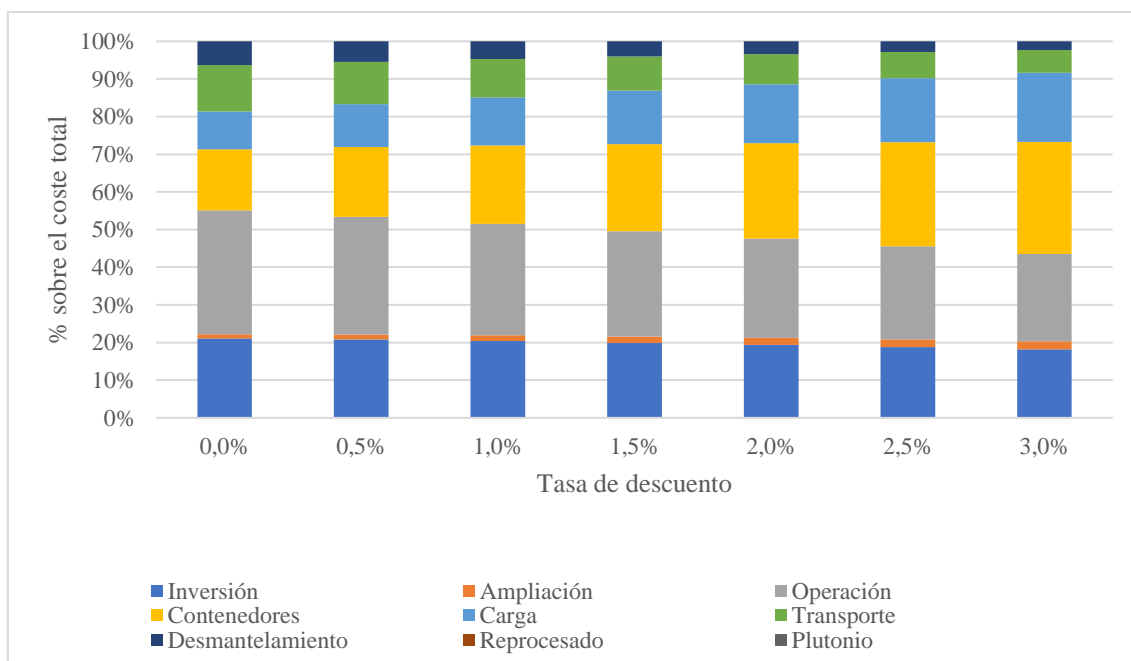


Figura 4-37: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 2A

En la Figura 4-37, vuelve a suceder lo mismo con los costes de O&M y de desmantelamiento, reduciéndose su peso porcentual respecto al coste total a medida que aumenta la tasa. Además, en este escenario, también sucede lo mismo con los transportes. Esta diferencia con el Escenario 1 se debe a que, en el Escenario 2A, los transportes suceden más lejos en la línea temporal, aumentando la influencia de la tasa sobre el coste descontado.

Con el coste de carga y de compra de contenedores, la situación se repite con respecto al Escenario 1, aumentando su peso porcentual cuanto mayor es la tasa. Esto se ve incluso más acentuado en el caso de los contenedores, ya que hay un mayor número de contenedores que se compran. Además, en este caso se añaden costes de ampliación, por lo que, al suceder también relativamente pronto en la línea temporal, el efecto de la tasa es menor.

Sin embargo, a diferencia del Escenario 1, el porcentaje en peso de los costes de inversión permanecen prácticamente inamovibles con la tasa. Esto se debe a una combinación de efectos: i) el coste de inversión del AGP no se produce hasta muy adelante en la línea temporal, por lo que la tasa le afecta fuertemente, ii) el coste de inversión de los ATIS es mayor que en el Escenario 1 y éstos suceden al principio de la línea temporal, iii) la sensibilidad de los otros parámetros a la tasa afecta al peso de todos los costes.

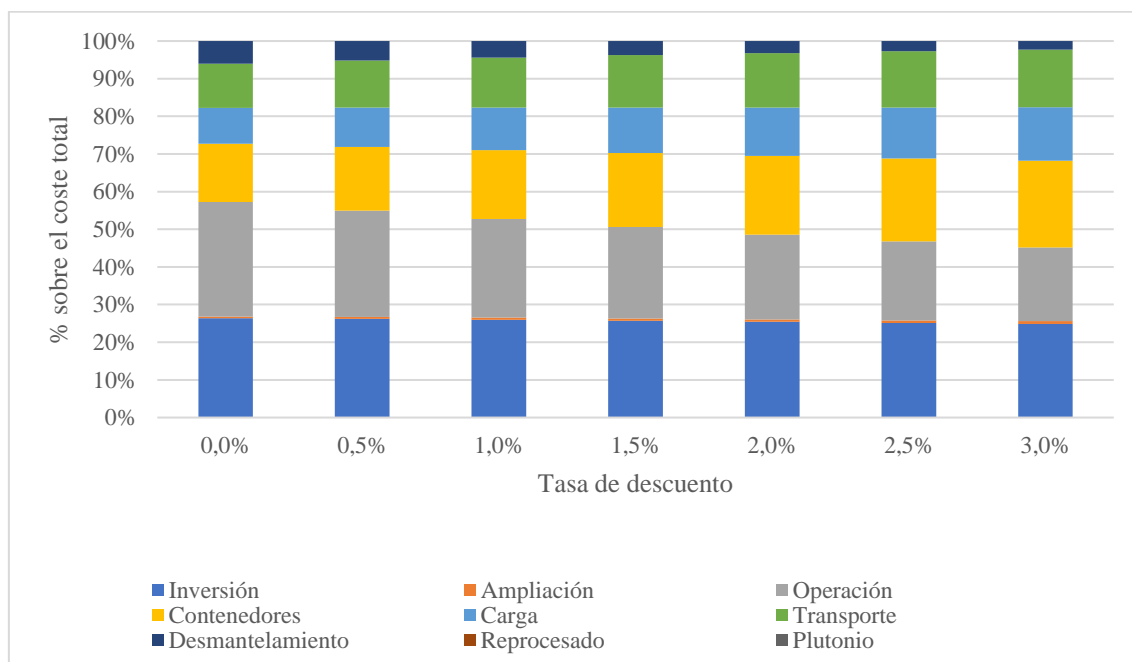


Figura 4-38: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 2B

Para el Escenario 2B, se produce una situación muy similar a la del Escenario 2A, tal y como se puede observar en la Figura 4-38, donde los costes de O&M y de desmantelamiento disminuyen su peso porcentual sobre el total a medida que aumenta la tasa. Los costes de compra y carga de contenedores y de ampliación de los ATIS, aumentan su peso porcentual y el peso de los costes de inversión se mantiene prácticamente constante.

Sin embargo, a diferencia de los Escenarios 1 y 2A, los costes de transporte aumentan ligeramente su peso con el aumento de la tasa. Esto es así debido a que los transportes de los ATIS al ATC suceden antes en la línea temporal que los transportes de los ATIS al AGP para el Escenario 2A, y los transportes del ATC al AGP no conllevan ningún coste, a diferencia de lo que sucede en el Escenario 1.

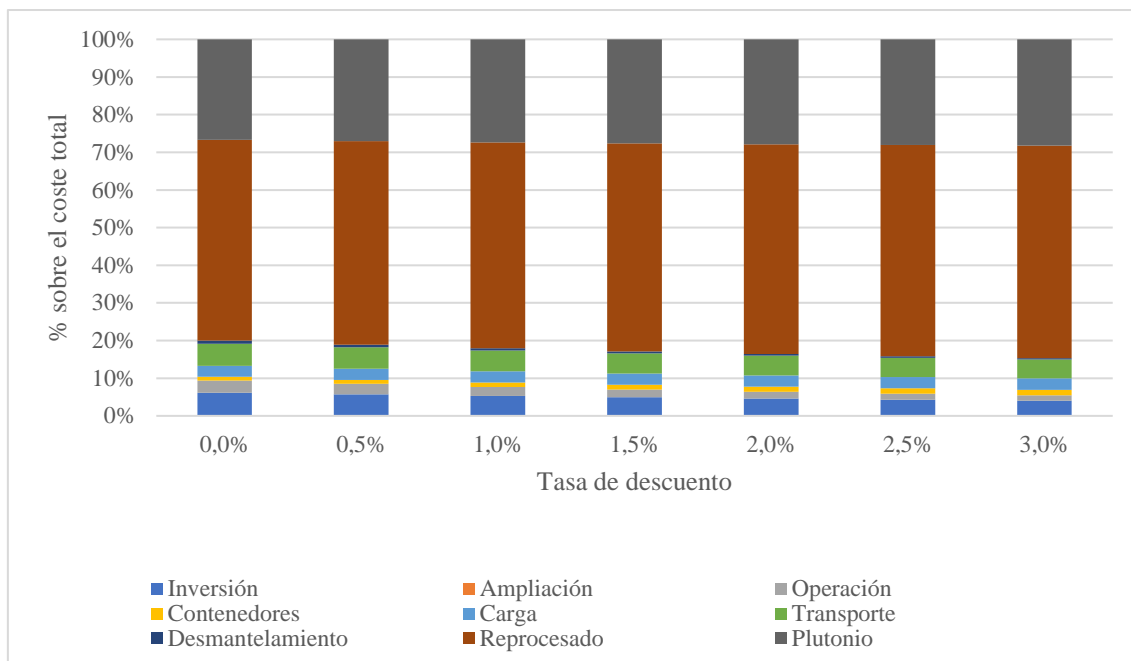


Figura 4-39: Variación de la distribución de los costes por tipo con la tasa - Escenario 3

Por último, para el Escenario 3 se puede observar en la Figura 4-39 que la influencia de la tasa en la distribución de los costes no es muy notable. Esto se debe a que la mayor parte de los costes se los lleva el reprocesado con el plutonio y estos costes suceden muy temprano en la línea temporal, causando que el efecto de aumentar la tasa sea menor que si éstos se llevaran a cabo más adelante.

De esta manera, el peso del coste del reprocesado y del plutonio sobre el coste total se hace incluso un poco más notable a medida que aumenta la tasa. Esto se debe a que los costes que se producen más lejos en la línea temporal, se ven más afectados por ella, y su impacto en peso sobre el coste total se reduce en mayor medida que para los costes que se producen antes.

4.4.2. Impacto de la tasa en la distribución de los costes por instalación

A raíz de lo observado anteriormente, es de esperar que los costes que se producen al comienzo de la línea temporal se vean influenciados en menor medida por la tasa con respecto a los que se producen más lejos en la línea temporal. Por tanto, como la influencia de la tasa hace que los costes disminuyan en mayor o menor medida, los costes que tengan menor influencia de la tasa serán los que vayan adquiriendo mayor peso a medida que la tasa aumente.

Para corroborar estas hipótesis, la Figura 4-40 muestra la variación en la distribución de los costes por instalación en función de la tasa para el Escenario 1, la Figura 4-41 los muestra para el Escenario 2A, la Figura 4-42 para el Escenario 2B y la Figura 4-43 para el Escenario 3.

Así, en el Escenario 1 se puede observar cómo el AGP va perdiendo peso a medida que la tasa aumenta, ya que ésta tiene una gran influencia sobre el coste descontado al producirse lejos en la línea temporal. Sin embargo, como tanto el ATC como los ATIS tienen la mayor parte de sus costes al inicio de la línea temporal, éstos aumentan su impacto en peso porcentual a medida que aumenta la tasa.

Los ATIS, al tener un menor impacto sobre el coste total del Escenario 1, sufren un menor aumento en el porcentaje de peso sobre el total. No obstante, este aumento se produce.

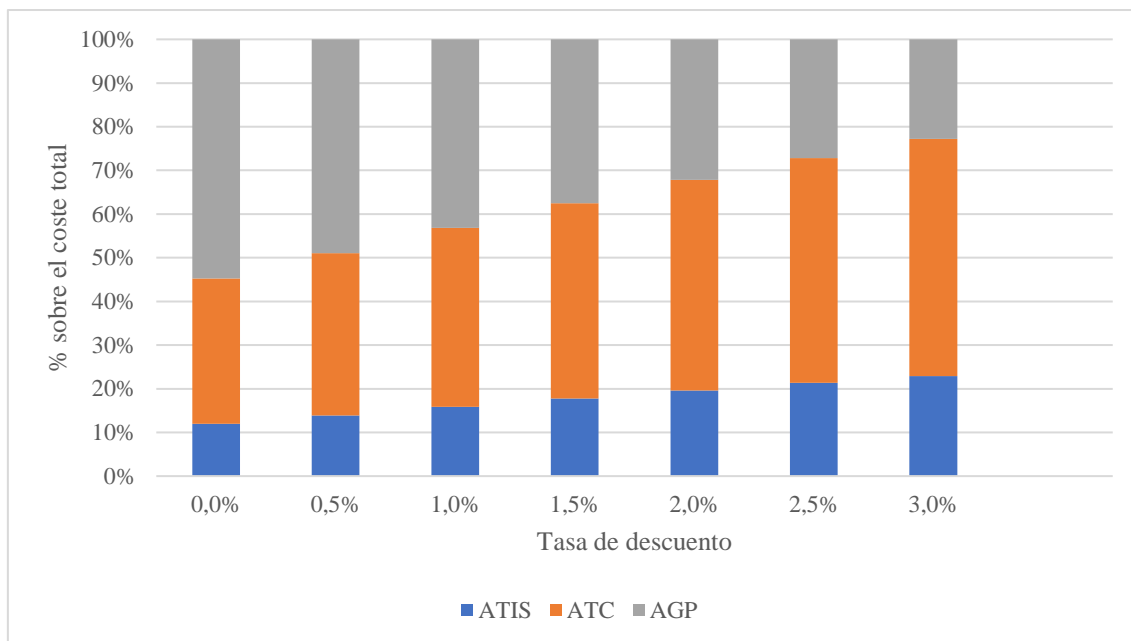


Figura 4-40: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 1

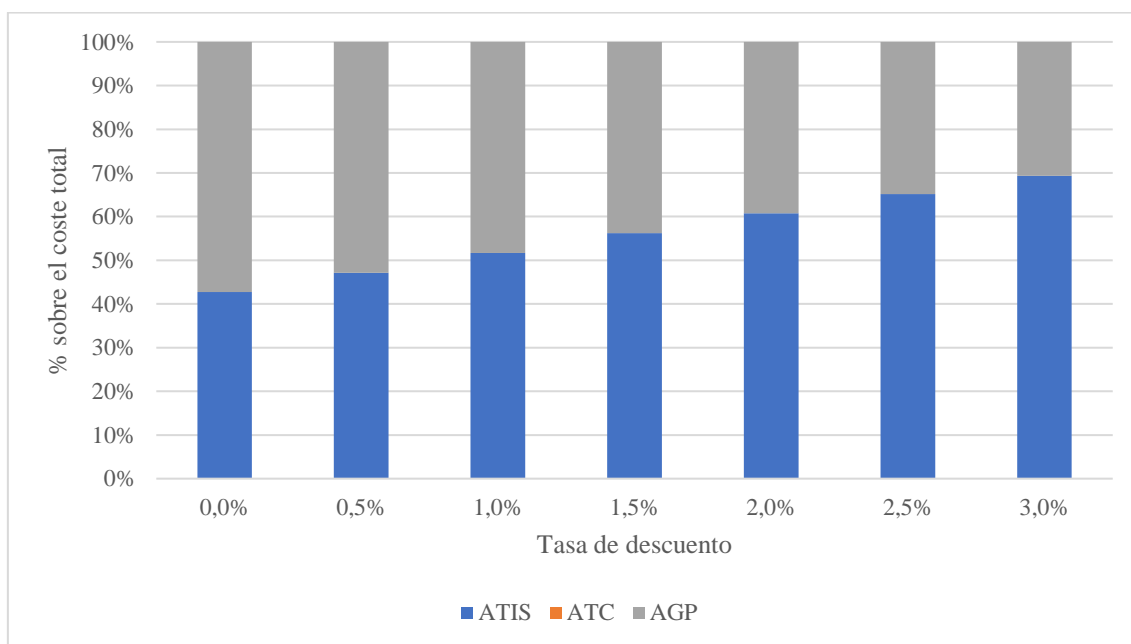


Figura 4-41: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 2ª

En el Escenario 2A, las hipótesis vuelven a tomar fuerza, ya que el peso porcentual de los costes del AGP se van reduciendo a medida que aumenta la tasa, mientras que los costes de los ATIS, donde la mayor parte se producen al comienzo de la línea temporal (inversión de los ATIS, carga y compra de contenedores...), al tener una menor influencia de la tasa, aumentan el peso sobre el total.

En el Escenario 2B, como se puede observar en la Figura 4-42, sucede algo muy similar al Escenario 1, salvo que, en este caso, el peso del ATC se mantiene un poco más estable, ya que no sucede tan cercano en la línea temporal como el ATC del Escenario 1. Además, al ser el coste del ATC del Escenario 2B menor, la importancia de este coste sobre el total es menor que para el Escenario 1.

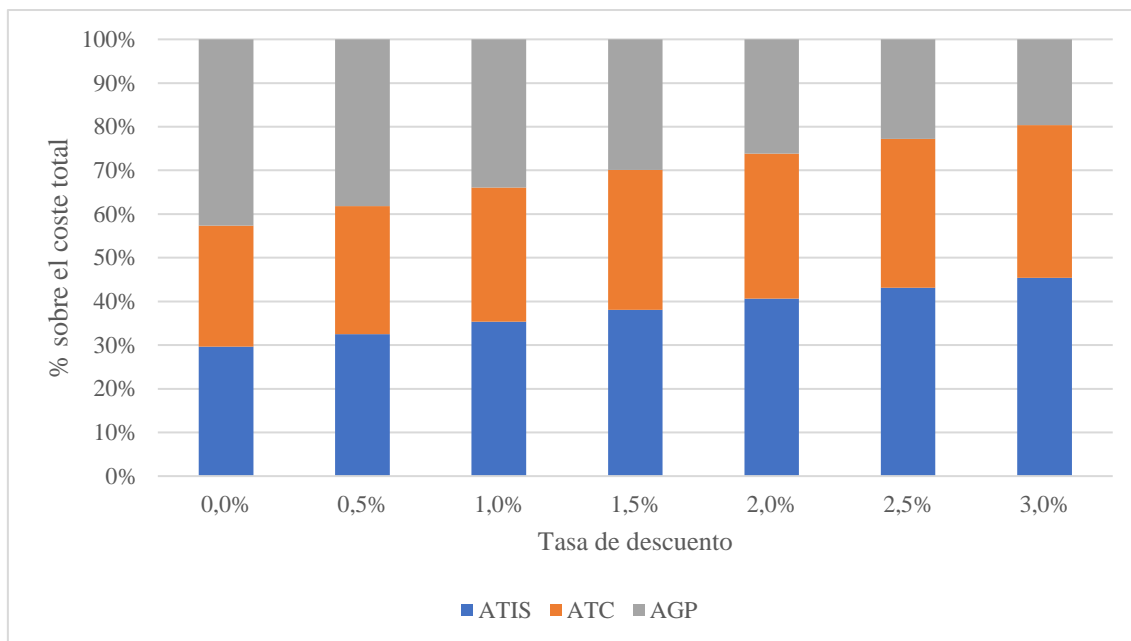


Figura 4-42: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 2B

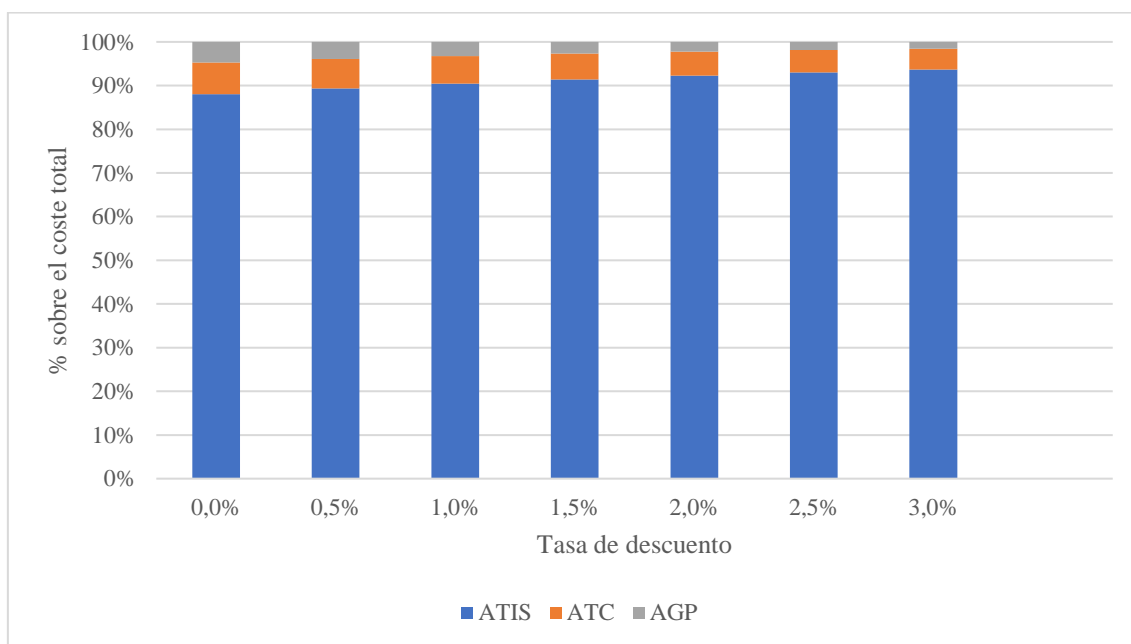


Figura 4-43: Variación de la distribución de los costes por instalación con la tasa - Escenario 3

Finalmente, para el Escenario 3, se vuelve a observar lo anteriormente descrito. Al asociarse el coste del reprocesado y del plutonio a los ATIS, y, además, produciéndose todos estos costes al inicio de la línea temporal, la influencia de la tasa sobre ellos es menor, por lo que acaban ganando incluso más peso sobre el total cuando la tasa aumenta.

4.4.3. Impacto de la tasa sobre el punto de equilibrio

A lo largo de esta Sección se ha ido analizando la influencia de la tasa sobre los costes totales y sobre la distribución de los costes. Se ha podido ver en la Figura 4-35 cómo el Escenario 3 era el menos sensible a la tasa de descuento. En la Figura 4-39 se ha podido observar que la influencia del coste del reprocesado aumenta con la tasa, debido a la influencia del tiempo.

Por tanto, a continuación, se va a analizar la combinación de estos efectos sobre el punto de equilibrio. La Tabla 4-27 y la Figura 4-44 muestran la variación de este punto en función de la tasa de descuento.

Tabla 4-27: Variación del punto de equilibrio con la tasa

Tasa	Punto de equilibrio
0,0%	331,71 €/kgHM
0,5%	275,01 €/kgHM
1,0%	233,01 €/kgHM
1,5%	202,08 €/kgHM
2,0%	179,50 €/kgHM
2,5%	163,22 €/kgHM
3,0%	151,72 €/kgHM

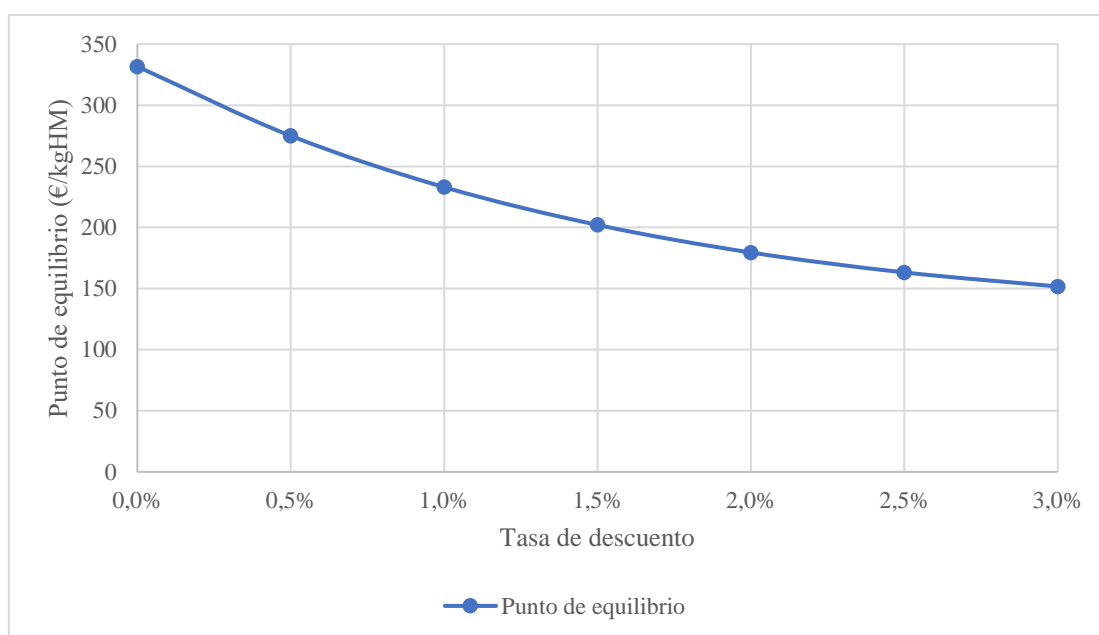


Figura 4-44: Variación del punto de equilibrio con la tasa

Como se puede observar, el punto de equilibrio se reduce a medida que la tasa aumenta. Esto quiere decir que, cuanto mayor es la tasa, más bajo tiene que ser el coste del reprocesado para poder igualar los costes del Escenario 1. Así, se complica la viabilidad del Escenario 3 cuanto mayor es la tasa.

Esto, como se ha podido ir viendo a lo largo de la sección, se debe al gran peso del reprocesado en el Escenario 3 y a que la influencia de la tasa sobre su coste total no es muy grande. Si bien esto sucede igual para el coste del ATC del Escenario 1, el peso del ATC sobre el total no es tan significativo como el peso del reprocesado sobre el total del Escenario 3.

Por tanto, esto resulta en un punto de equilibrio cada vez menor que, como se observa, en lugar de seguir una exponencial, como en el caso de los costes totales, la línea de tendencia que mejor se ajusta a su comportamiento es una polinómica de segundo grado.

4.5. Análisis de la variación de la fecha del ATC

A lo largo de la Sección 4.1 se analizó el resultado del caso base para el Escenario 1. En este análisis se pudo comprobar cómo los altos costes de inversión del ATC resultaban en un encarecimiento de la gestión del CNG para este escenario.

El efecto del retraso en las fechas de los costes afecta al coste total al descontarse, y fechas más lejanas resultan en costes más bajos. Este efecto se ha ido comprobando a lo largo de todo el CAPÍTULO 4, en especial en la Sección 4.2, donde el retraso en las fechas de cese de las centrales nucleares resultaba, por ejemplo, en el retraso de la construcción del AGP y, de esta manera, en su impacto sobre el coste total.

De esta manera, se ha querido analizar el efecto de retrasar la fecha de inicio de operación del ATC (y, por tanto, también la de construcción) para observar si algún retraso en este aspecto resulta ventajoso para el escenario y, en tal caso, si esta ventaja lo hace más competitivo que otros escenarios.

La Tabla 4-28 muestra los resultados obtenidos del modelo al retrasar la fecha del ATC entre 2 y 10 años, y la Figura 4-45 muestra la representación gráfica de los resultados, junto con la línea de tendencia asociada.

Tabla 4-28: Variación del coste total del Escenario 1 en función de la fecha del ATC

Fecha ATC	2025	2027	2030	2032	2035
Coste Total	4.340,21 M€	4.301,58 M€	4.268,17 M€	4.364,84 M€	4.567,15 M€

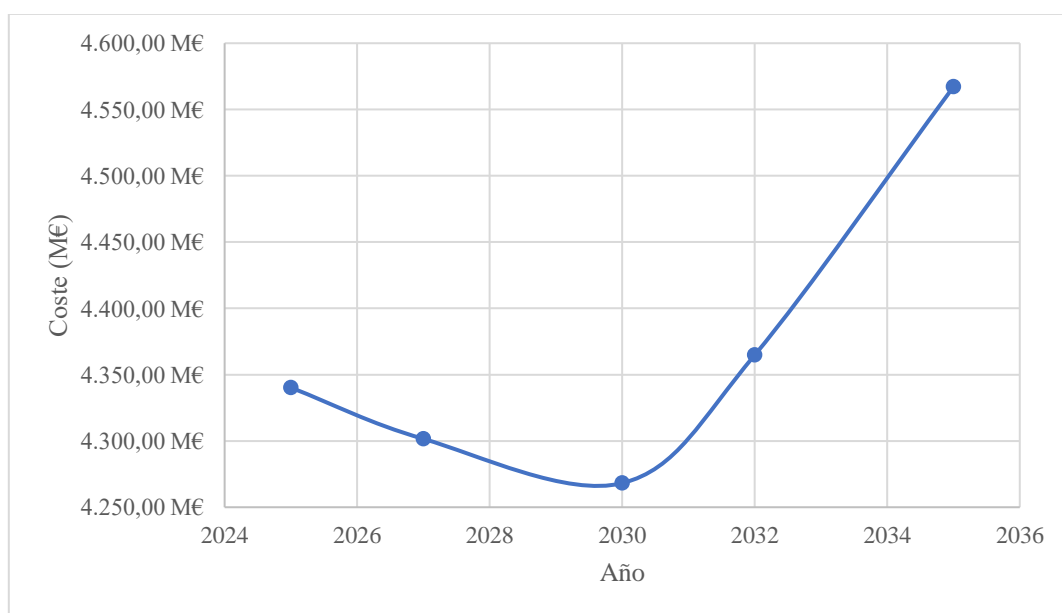


Figura 4-45: Variación del coste total del Escenario 1 en función de la fecha del ATC

Se puede observar que el comportamiento en los costes no siempre es el mismo. Los primeros años de retraso del ATC resultan en beneficio del Escenario 1, reduciendo los costes, aunque la reducción que se consigue es muy escasa, alrededor del 1,7%. No obstante, a partir de este punto, los costes comienzan a incrementarse de nuevo y, al llegar a los 10 años de retraso, los costes han sufrido un incremento del 5,23%.

La explicación detrás de este comportamiento se basa en dos efectos contrapuestos, fundamentalmente: i) el efecto de retrasar las fechas, especialmente la de inversión del ATC, y ii) la necesidad de comprar más contenedores y más capacidad en los ATIS.

De esta manera, se puede comprobar cómo, para los primeros años de retraso en la fecha de inicio de operación del ATC, la compra de más contenedores y la necesidad de ATIS más amplios se ven compensados por el retraso en la inversión. No obstante, a partir de los 5 años de retraso, la necesidad de compra de más contenedores y de construir y ampliar ATIS prevalece sobre el efecto del retraso en la inversión, causando que los costes comiencen a incrementarse.

Para entrar en mayor profundidad en este análisis, a continuación, se va a analizar el efecto del retraso de la fecha de construcción del ATC en la distribución de los costes.

4.5.1. Variación de la distribución de los costes por tipo

En primer lugar, se va a analizar la variación de la distribución de los costes por tipo en función de la fecha de inicio de operación del ATC. La Tabla 4-29 muestra la variación de los costes por tipo en función de la fecha del ATC y la Figura 4-46 muestra la representación gráfica de la distribución de estos costes. Como se puede observar en la Tabla 4-29, tanto los costes de inversión como los de O&M y transporte se reducen con el tiempo. Esto resulta en una disminución en su peso sobre el coste total, tal y como se puede observar en la Figura 4-46. La reducción en los costes se debe al retraso en la fecha de inicio de operación del ATC, que, consecuentemente, retrasa la inversión, el inicio de los costes de O&M y el transporte al ATC.

Tabla 4-29: Variación de los costes por tipo según la fecha de operación del ATC

Coste	2025	2027	2030	2032	2035
Inversión	1.475,86 M€	1.447,66 M€	1.418,09 M€	1.411,95 M€	1.380,32 M€
Ampliación	0,00 M€	0,00 M€	17,96 M€	23,69 M€	25,72 M€
Operación	1.235,31 M€	1.212,49 M€	1.179,17 M€	1.164,78 M€	1.154,12 M€
Contenedores	248,62 M€	272,57 M€	301,88 M€	421,95 M€	682,79 M€
Carga	376,30 M€	374,74 M€	372,47 M€	373,69 M€	373,49 M€
Transporte	900,11 M€	890,16 M€	871,36 M€	858,96 M€	840,89 M€
Desmantelamiento	104,01 M€	103,96 M€	107,25 M€	109,83 M€	109,80 M€
Reprocesado	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€
Plutonio	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€	0,00 M€
Total	4.340,21 M€	4.301,58 M€	4.268,17 M€	4.364,84 M€	4.567,15 M€

Sin embargo, se puede observar cómo el coste de ampliación de los ATIS, el coste de desmantelamiento y, en especial, el coste de los contenedores, se ve incrementado a medida que se retrasa la fecha de inicio de operación del ATC. Para el coste de los contenedores, esto resulta en un significativo aumento del peso sobre el coste total, pasando de un 5,7 a un 14,9%. No obstante, el peso del coste de desmantelamiento se mantiene prácticamente constante, debido a que la variación total del coste no es tan significativa. Por último, el coste de carga se mantiene prácticamente constante, aunque disminuye ligeramente, causando que su porcentaje en peso se reduzca también, pero no más de un 0,5%.

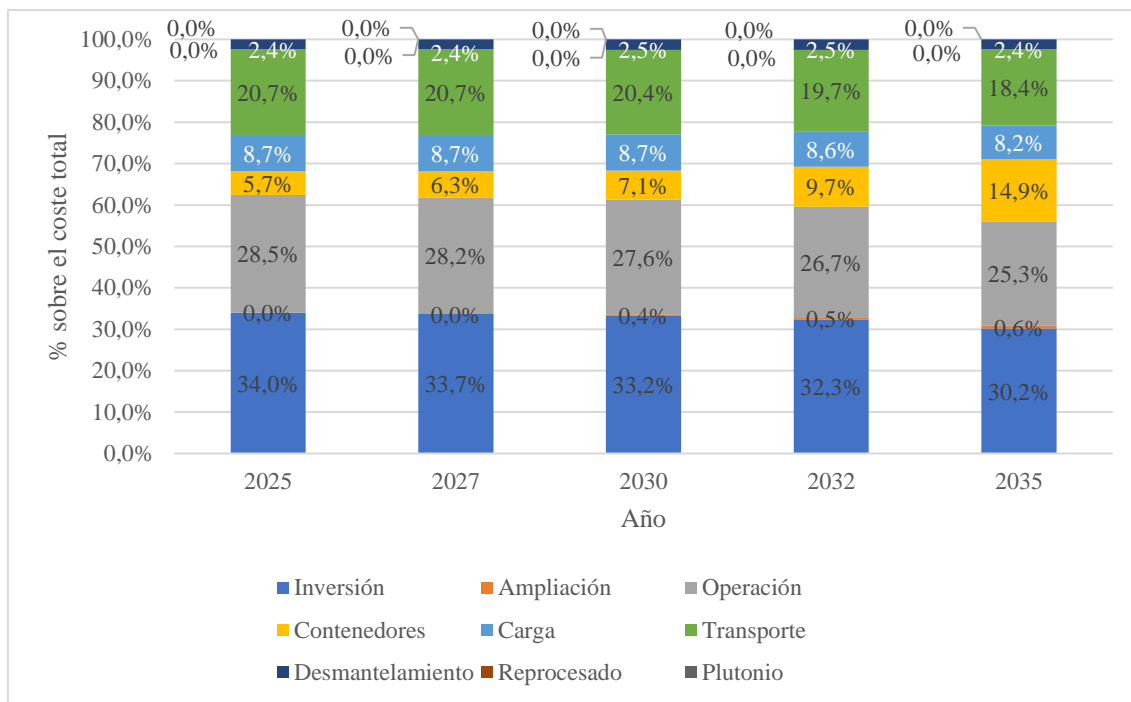


Figura 4-46: Variación de la distribución de los costes por tipo según la fecha del ATC

4.5.2. Variación de la distribución de los costes por instalación

En segundo lugar, se va a analizar el efecto del retraso de la fecha de inicio de operación del ATC en la distribución de los costes por instalación. Para ello, la Tabla 4-30 muestra los resultados de los costes por instalación en función de la fecha de inicio de operación del ATC y la Figura 4-47 muestra la representación gráfica de la distribución de estos costes.

En la Tabla 4-30 se pueden observar tres comportamientos diferentes para las tres instalaciones. En primer lugar, los costes de los ATIS sufren un incremento a medida que la fecha de inicio de operación del ATC se retrasa. En segundo lugar, los costes del ATC se reducen con el retraso en la fecha de inicio de operación del ATC. Por último, los costes del AGP se mantienen constantes.

Tabla 4-30: Variación de los costes por instalación según la fecha de operación del ATC

Instalación	2025	2027	2030	2032	2035
ATIS	771,47 M€	801,35 M€	871,36 M€	1.029,59 M€	1.313,37 M€
ATC	1.940,96 M€	1.872,45 M€	1.769,03 M€	1.707,47 M€	1.625,99 M€
AGP	1.627,78 M€	1.627,78 M€	1.627,78 M€	1.627,78 M€	1.627,78 M€
Total	4.340,21 M€	4.301,58 M€	4.268,17 M€	4.364,84 M€	4.567,15 M€

Los costes de los ATIS incluyen los costes de inversión y de ampliación, los costes de O&M, los costes de compra y carga de contenedores, y los costes de desmantelamiento. Debido al retraso en el inicio de operación del ATC, los ATIS requieren albergar más contenedores durante más tiempo, resultando en el consecuente incremento de estos costes. Cuanto mayor es el retraso, más se acerca esta parte del Escenario 1 al Escenario 2A, pero sin las ventajas que este escenario ofrece: no hay ATC y los contenedores son menos costosos.

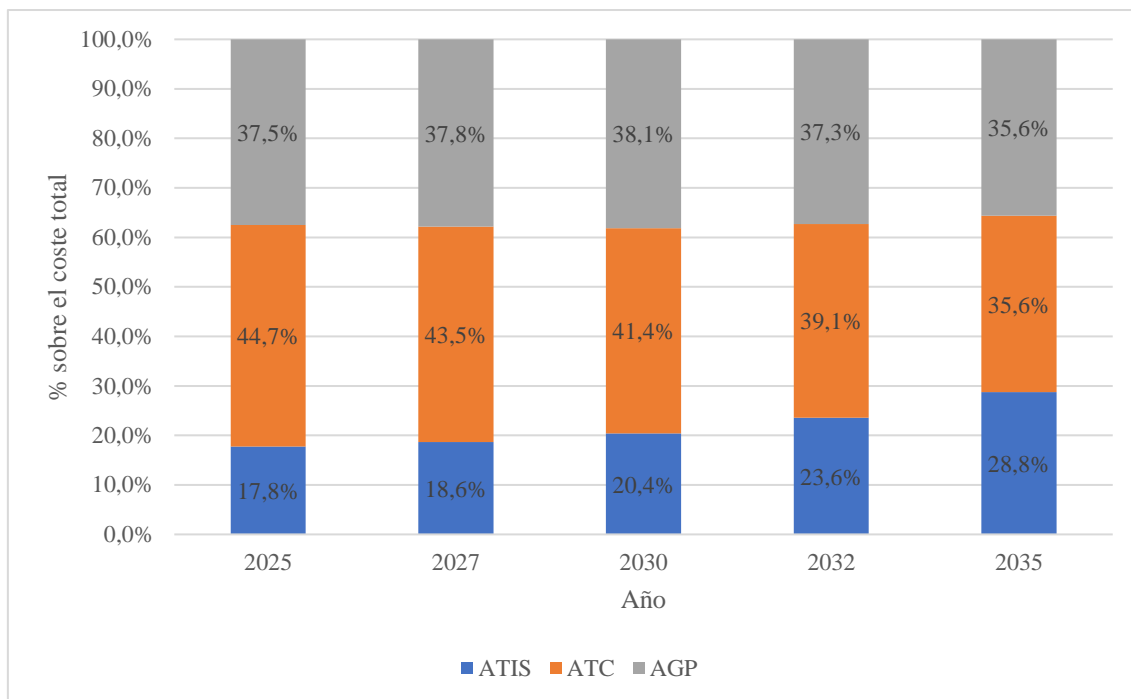


Figura 4-47: Variación de la distribución de los costes por instalación según la fecha del ATC

Los costes del ATC se ven reducidos exclusivamente por el efecto del retraso en el tiempo en los costes descontados, por lo que, cuantos más años se retrasa, mayor será la reducción sobre los costes totales del ATC.

No obstante, los costes del AGP no se ven afectados por estas variaciones, ya que la fecha de construcción y de inicio de operación del AGP no se ve modificada. Además, la capacidad del AGP tampoco se ve modificada por estos retrasos, de manera que no se produce ninguna modificación en los costes finales.

Estos comportamientos en los costes resultan en las variaciones en la distribución de los costes que se ven en la Figura 4-47: el peso de los costes asociados a los ATIS es cada vez mayor, asemejándose más al Escenario 2A, alcanzando un incremento del 11%, mientras que el ATC y, en menor medida, el AGP, reducen su peso sobre el coste total.

4.6. Análisis de la variación de la fecha de inicio del reprocesado

Como se ha podido comprobar a lo largo del CAPÍTULO 4, el coste del reprocesado (y del plutonio) domina muy fuertemente el coste total del Escenario 3. Al observar la Figura 4-12, que mostraba los costes anuales del Escenario 3, se puede comprobar cómo el reprocesado se lleva a cabo muy pronto en la línea temporal, lo que causa que en el período intermedio haya varios años donde los costes anuales son muy bajos.

En la Sección 4.5 se ha analizado el efecto de retrasar la construcción del ATC para el Escenario 1, ya que el retraso en el tiempo reduce los costes descontados. Por tanto, en esta Sección se va a realizar un análisis análogo, estudiando el efecto de retrasar la fecha del reprocesado sobre los costes totales.

Para ello, ha de asumirse una hipótesis: si el año de inicio de operación del ATC y del AGP coinciden, no se construye ATC y los vidrios procedentes del reprocesado se llevan directamente al AGP. De esta manera, la Tabla 4-31 muestra los resultados del modelo para el Escenario 3 en función de diferentes fechas de inicio del reprocesado y la Figura 4-48 muestra la representación gráfica de los resultados.

Tabla 4-31: Variación del coste total del Escenario 3 en función del año de reprocesado

Inicio reprocesado	Coste total
2020	12.820,68 M€
2025	13.048,39 M€
2030	12.641,88 M€
2035	11.986,75 M€
2040	11.356,17 M€
2045	10.717,33 M€
2050	9.219,81 M€
2055	7.531,52 M€

Como se puede comprobar tanto en la Tabla 4-31 como en la Figura 4-48, el coste total del Escenario 3 sufre un pequeño aumento con 5 años de retraso en el inicio del reprocesado. No obstante, a partir de ese punto, el coste total comienza a decrecer, especialmente a partir de los 30 años de retraso.

El aumento que se sufre cuando el reprocesado se retrasa 5 años se debe a que la necesidad de construir más ATIS al inicio de la línea temporal sobrepasa la reducción del coste por el efecto del retraso en el tiempo del reprocesado. No obstante, a partir de ese punto, el reprocesado tiene tanto peso sobre el coste final, que el aumento del número de ATIS o de su capacidad no tiene gran influencia sobre el coste final descontado.

A los 30 años de retraso se produce una mayor reducción de los costes, y esto es debido a que, en este punto, la fecha de inicio de operación del ATC de vidrios y la del AGP coinciden, por lo que se deja de construir el ATC, y estos costes se hacen 0.

No obstante, a pesar de la reducción a partir de esta fecha, el coste del Escenario 3 sigue manteniéndose como el más alto entre todos los escenarios, en concreto, un 74% más elevado que el coste del Escenario 1. Para entrar en mayor profundidad en este análisis, se va a estudiar la variación de la distribución de los costes en función del año de inicio del reprocesado.

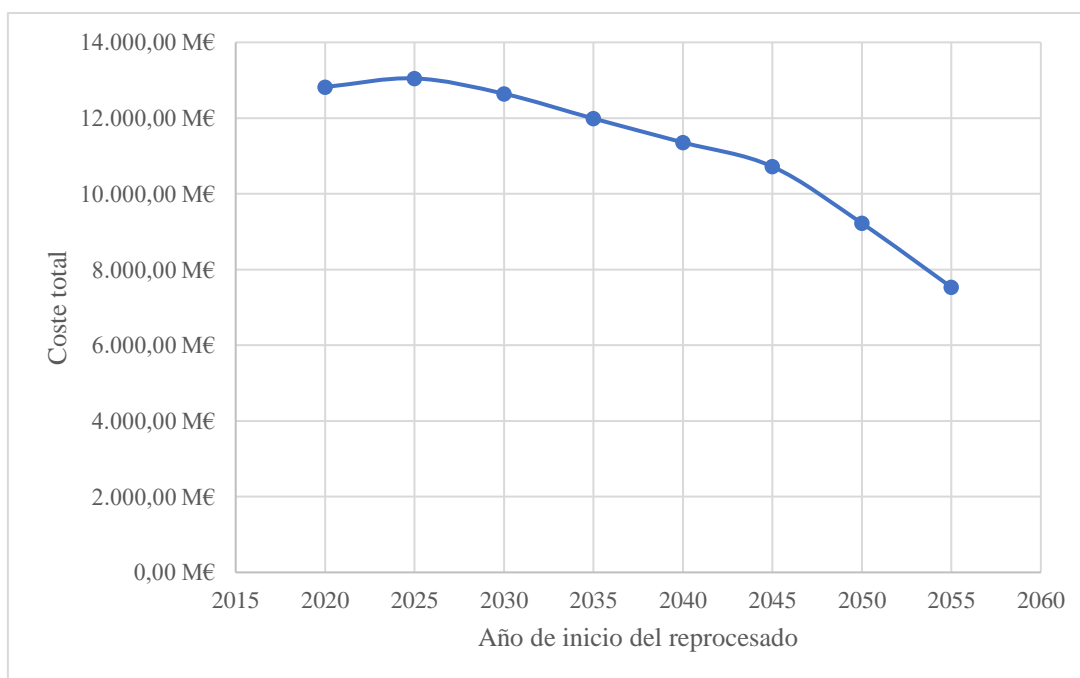


Figura 4-48: Variación del coste total del Escenario 3 en función del año de inicio del reprocesado

4.6.1. Variación de la distribución de los costes por tipo

En primer lugar, se va a analizar la variación de la distribución de los costes por tipo para diferentes fechas de inicio del reprocesado. Para ello, la Tabla 4-32 muestra los resultados de los costes por tipo para el Escenario 3 en función de diferentes años de inicio del reprocesado y la Figura 4-49 muestra la representación gráfica de la variación de la distribución de estos costes.

Tabla 4-32: Costes por tipo en función del año de inicio de reprocesado (ME)

Coste	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055
Inversión	633,55	634,32	609,02	588,27	565,43	543,21	252,29	252,29
Ampliación	0,00	0,00	13,24	15,66	16,17	16,17	16,17	16,17
Operación	267,52	289,10	338,90	395,03	455,29	526,59	518,77	590,51
Contenedores	159,30	400,98	459,94	471,00	486,28	491,45	491,45	491,45
Carga	382,38	364,47	346,80	332,43	320,33	308,80	279,43	218,52
Transporte	687,48	669,06	633,99	592,02	551,91	512,31	454,74	363,46
Desmantelamiento	62,21	63,63	62,16	59,38	55,33	51,39	43,28	40,18
Reprocesado	7.085,49	7.084,55	6.785,22	6.355,29	5.936,95	5.511,61	4.775,78	3.705,95
Plutonio	3.542,74	3.542,27	3.392,61	3.177,65	2.968,47	2.755,80	2.387,89	1.852,97
Total	12.820,68	13.048,39	12.641,88	11.986,75	11.356,17	10.717,33	9.219,81	7.531,52

En la Tabla 4-32 se puede observar cómo, efectivamente, tanto el coste del reprocesado como el del plutonio decrecen a medida que se retrasa la fecha de inicio del reprocesado. Al ocurrir este retraso, el impacto de los costes sobre el total descontado es menor.

Asimismo, se puede observar como los costes de inversión se reducen, especialmente a partir del año 2050. En un principio, podría suponerse que, al cambiar la necesidad de ATIS, incrementando su capacidad, estos costes podrían verse aumentados. No obstante, este efecto solo se ve para el año 2025, ya que, al retrasarse también la fecha de construcción del ATC, la reducción en este coste contrarresta este efecto.

En cambio, se puede comprobar como el coste de ampliación de los ATIS aumenta hasta llegar a un máximo, precisamente por la necesidad de una capacidad mayor para poder albergar el CNG de las piscinas cuando las CCNN se desmantelan. Del mismo modo, el coste de O&M también se ve incrementado, debido a que los ATIS deben operar más tiempo al no vaciarse por no llevar los contenedores a procesar.

Otros costes, como el de transportes o el de desmantelamiento, también se ven reducidos con el retraso del inicio del reprocesado, ya que el efecto al descontar los costes causa un menor impacto sobre el coste total.

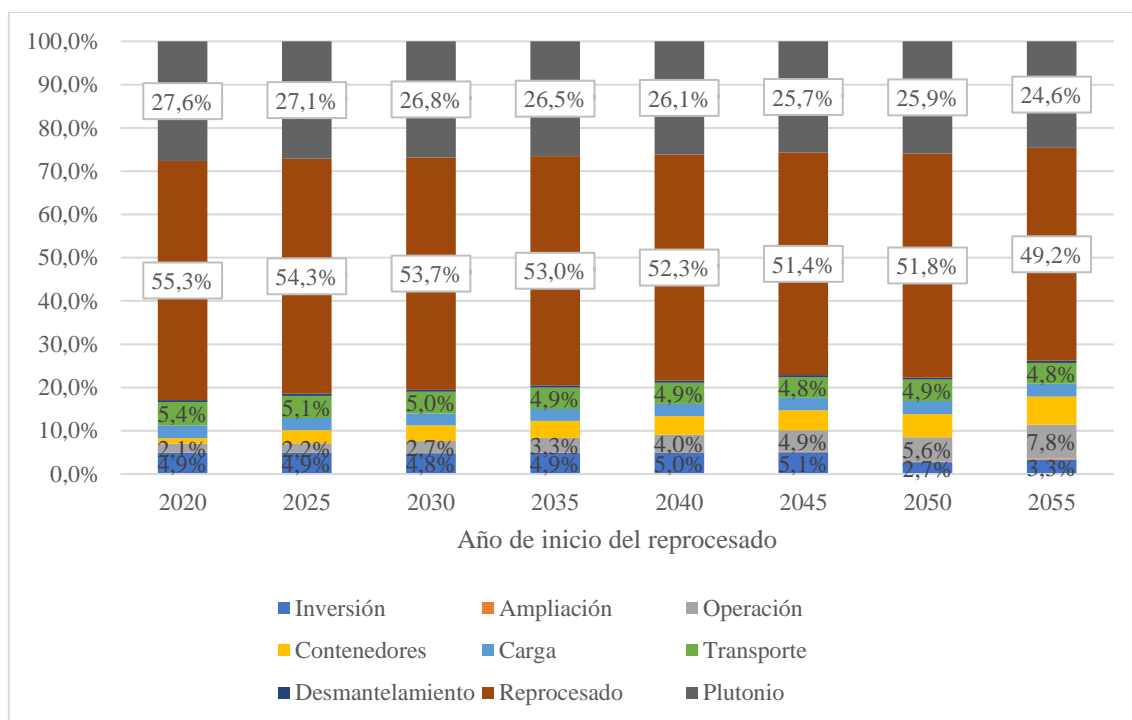


Figura 4-49: Variación de la distribución de los costes por tipo en función del año de reprocesado

Sin embargo, a pesar de todas las variaciones que hay en los costes totales, la distribución de los costes por tipo se mantiene bastante constante, tal y como se observa en la Figura 4-49. Si bien existe variación, y el reprocesado y el plutonio van perdiendo peso sobre el coste total, la reducción en el peso sólo llega a ser del 9.1% en conjunto, pasando de un 82,9% del total a un 73,8%, que sigue siendo prácticamente $\frac{3}{4}$ partes del coste total.

Por tanto, aunque los demás costes fluctúen, incrementándose o reduciéndose, su peso sobre el coste total sigue siendo bastante poco significativo y las variaciones no exceden el 6% en ningún caso.

4.6.2. Variación de la distribución de los costes por instalación

En segundo lugar, se va a realizar un análisis de la variación de la distribución de los costes por instalación, aunque, tras lo observado en la Sección 4.6.1 y en la Figura 4-49, se espera que no haya fluctuaciones significativas en esta distribución.

De esta manera, la Tabla 4-33 muestra los costes por instalación en función de diferentes fechas de inicio del reprocesado y la Figura 4-50, la representación gráfica de la variación en la distribución de los costes por instalación.

Tabla 4-33: Costes por instalación en función del año de inicio de reprocesado (M€)

Instalación	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055
ATIS	11.721,32	12.009,14	11.626,89	10.974,04	10.345,57	9.708,69	8.566,46	6.854,49
ATC	755,31	695,21	643,02	596,89	554,07	514,32	0,00	0,00
AGP	344,04	344,04	371,97	415,82	456,53	494,32	653,36	677,02
Total	12.820,68	13.048,39	12.641,88	11.986,75	11.356,17	10.717,33	9.219,81	7.531,52

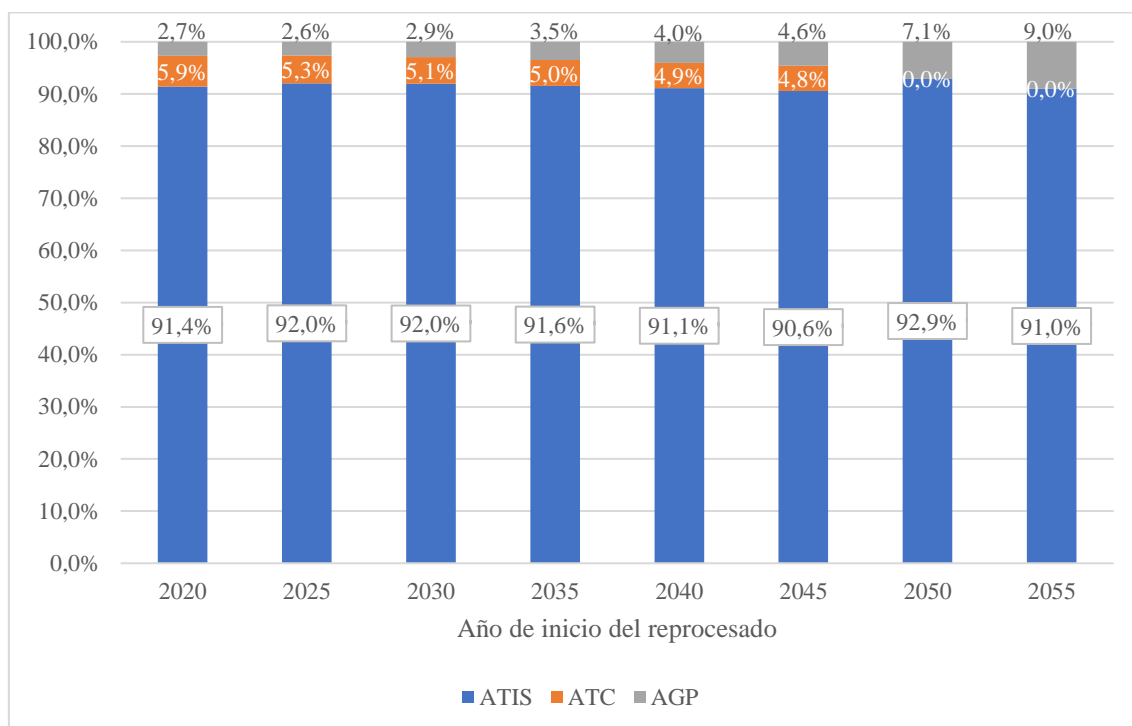


Figura 4-50: Variación de la distribución de los costes por instalación en función del año de reprocesado

En la Tabla 4-33 se puede observar cómo los costes asociados a los ATIS sólo aumentan para 5 años de retraso del inicio del reprocesado, lo cual es análogo a lo que sucede con el coste total, lo cual destaca el gran peso de estos costes sobre el total.

Asimismo, se puede observar cómo los costes del ATC se van reduciendo por el retraso en el tiempo que sufre su construcción, llegando a ser 0 para el año 2050 de inicio del reprocesado, debido a que, en ese año, se deja de construir el ATC, tal y como se señaló anteriormente. No obstante, esto causa el aumento de los costes del AGP, ya que, a partir de esa fecha, los transportes de vuelta del reprocesado se asocian al AGP.

No obstante, tal y como se puede observar en la Figura 4-50, las fluctuaciones en la distribución de los costes es extremadamente reducida, produciéndose, para los costes asociados a los ATIS, un incremento máximo del 1,5% y una reducción máxima del 0,8% respecto al año de referencia. Para los costes asociados al ATC, la reducción es del 0,9% hasta el año 2050 y después se hace 0, mientras que el AGP, por esta razón, sufre un incremento en el peso sobre el total del 6,3%, que sigue siendo un incremento bastante pequeño.

4.6.3. Variación del punto de equilibrio

Finalmente, la Tabla 4-34 muestra la variación del punto de equilibrio en función del año de inicio del reprocesado y la Figura 4-51, la representación gráfica de estos resultados. Como se puede

observar, el punto de equilibrio del reprocesado disminuye de 2020 a 2025 y luego comienza a incrementarse de nuevo. No obstante, no se recupera el punto de equilibrio original hasta después del año 2035.

Tabla 4-34: Variación del punto de equilibrio en función del año de reprocesado

Inicio del reprocesado	Punto de equilibrio
2020	202,08 €/kgHM
2025	180,55 €/kgHM
2030	184,34 €/kgHM
2035	197,88 €/kgHM
2040	212,17 €/kgHM
2045	228,64 €/kgHM
2050	318,84 €/kgHM
2055	425,91 €/kgHM

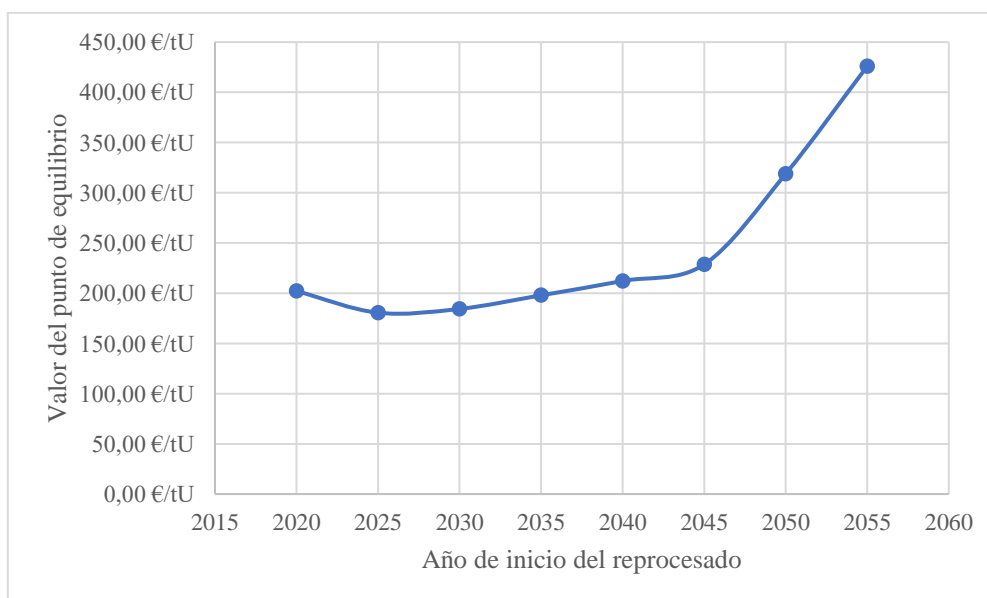


Figura 4-51: Variación del punto de equilibrio en función del año de reprocesado

Si bien cabía esperar que el punto de equilibrio tuviera un comportamiento análogo (aunque inverso) al del coste del reprocesado, la realidad es diferente. La explicación a este comportamiento se debe a dos causas: i) la distribución de los costes, y ii) la variación del coste total.

De 2020 a 2025, los costes totales aumentan, causando que el punto de equilibrio sea menor, lo cual es esperado. No obstante, las causas adyacentes a este incremento son las que explican que no se recupere rápido el punto de equilibrio. Esto se debe a que, al aumentar los demás costes y manteniendo el coste del reprocesado un peso tan importante sobre el coste total, el coste unitario del reprocesado debe compensar aún en mayor medida los costes totales del Escenario 3.

Por tanto, hasta que no se produce una reducción sustancial del resto de costes y del coste total del Escenario 3, el punto de equilibrio no comienza a aumentar de manera significativa. Es precisamente a partir del año 2050, cuando no es necesario construir el ATI, el momento en el que el punto de equilibrio realmente empieza a crecer, llegando a un valor de 426€/kgHM, que, si bien es la mitad del coste considerado, es un coste más razonable.

4.7. Análisis de la variación del coste del plutonio

Como análisis complementario a los análisis de sensibilidad realizados en la Sección 4.3, en esta Sección se quiere estudiar el impacto que tiene por separado el coste del plutonio en los costes totales del Escenario 3.

La hipótesis asumida para el modelo ha sido la de que el coste de gestionar el plutonio en el país que reprocesa es igual al 50% del coste del reprocesado. No obstante, esta hipótesis está sujeta a mucha controversia e incertidumbre ya que, el Pu es potencialmente una fuente de energía, que se puede utilizar para la fabricación de combustible nuclear. Pero, por otro lado, dados los precios actuales del uranio, utilizar Pu resulta más caro.

De esta manera, el coste del Pu se ve altamente influenciado por el precio del uranio. Hoy en día, la hipótesis más acertada sería suponer un coste positivo del Pu. Sin embargo, se va a analizar qué ocurriría con el coste del Escenario 3 y el punto de equilibrio si el coste del Pu fuera negativo, es decir, si tuviera un valor añadido.

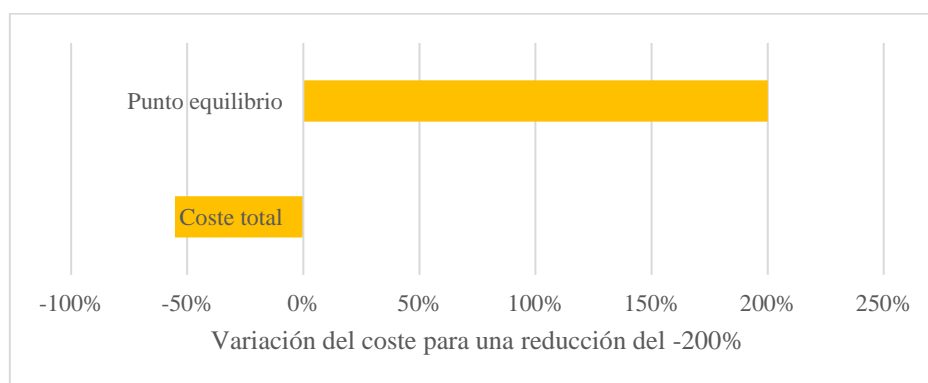


Figura 4-52: Sensibilidad del coste total y del punto de equilibrio al Pu

La Figura 4-52 muestra la sensibilidad del coste total y del punto de equilibrio al coste del plutonio para una variación de éste del -200% (es decir, de 500 €/kgHM a -500€/kgHM). Como se puede observar, el punto de equilibrio varía un 200%, por la relación directa que existe entre el punto de equilibrio y el coste del Pu. No obstante, como el coste del Pu tiene un peso menos significativo que el del reprocesado sobre el coste total del Escenario 3, la sensibilidad a este parámetro es menor, obteniendo una reducción del coste del 55,3% para una variación del -200%. La Tabla 4-35 muestra los resultados del modelo para el coste total del Escenario 3 y del punto de equilibrio para diferentes valores del Pu.

Tabla 4-35: Valor del coste total y del punto de equilibrio para diferentes costes del Pu

Coste del Pu	Coste total	Punto equilibrio
500,00 €/kgHM	12.820,68 M€	202,08 €/kgHM
0,00 €/kgHM	9.277,93 M€	303,12 €/kgHM
-500,00 €/kgHM	5.735,19 M€	606,24 €/kgHM

Como se puede observar, el Escenario 3 permanece como el más costoso en cualquier caso, pero para un coste de -500€/kgHM del Pu, la diferencia con el Escenario 1 se reduce a un 32% y el punto de equilibrio a 606,24€/kgHM, lo cual implica que, si se pudiera obtener un valor del Pu reprocesado, el Escenario 3 pasaría a ser más significativo y las ventajas que pueda ofrecer respecto al resto de escenarios (técnicas o intangibles, pero no económicas) pueden ayudar a hacerlo prevalecer sobre los otros escenarios.

4.8. Análisis estocástico

El último análisis que se ha realizado con el modelo es un análisis estocástico, de Monte Carlo, tal y como se explicó en la Sección 3.2 del Capítulo 3. Para ello, se han utilizado distribuciones triangulares de probabilidad para cada uno de los costes unitarios, que se expusieron en la Sección 3.3 y se resumieron en la Tabla 3-22. Con estas distribuciones triangulares, se han sacado 10.000 valores posibles para cada uno de los costes de manera aleatoria y para esos 10.000 casos se han obtenido los costes totales de cada uno de los escenarios.

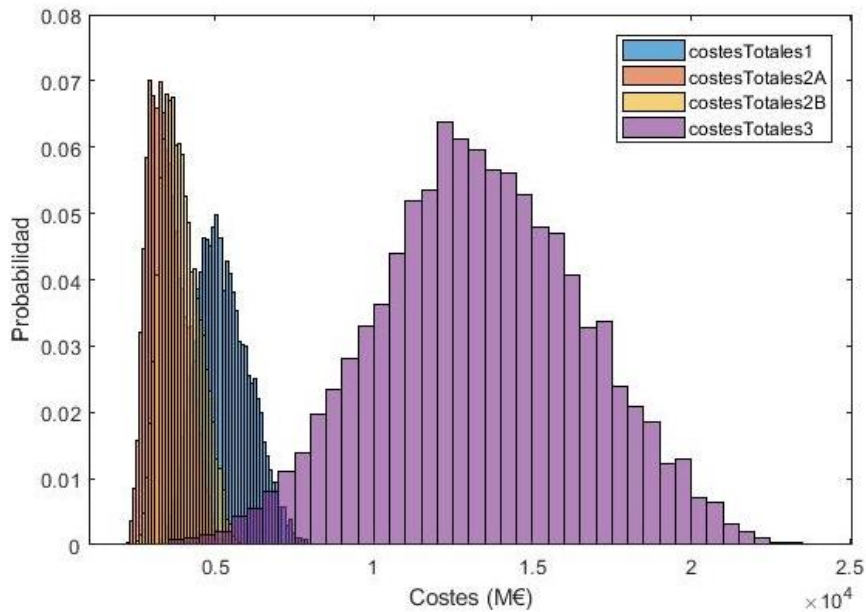


Figura 4-53: Rango de costes y probabilidad de ocurrencia para todos los escenarios

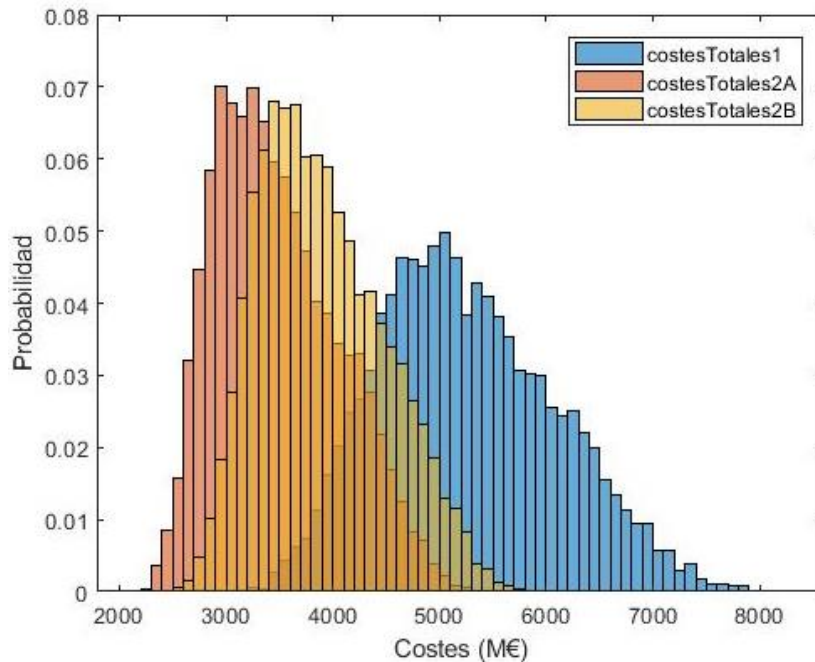


Figura 4-54: Rango de costes y probabilidad de ocurrencia para los escenarios de ciclo abierto

De esta manera, la Figura 4-53 muestra los rangos de costes que pueden adoptar los diferentes escenarios en función de la probabilidad de que esto ocurra. Por tanto, se puede observar cómo el

Escenario 3 es el que tiene un mayor rango de costes, lo que implica una mayor incertidumbre en el coste real que puede adoptar esta opción. Debido a este amplio rango de costes, la visibilidad de los rangos e intersecciones de los ciclos abiertos se hace compleja en la Figura 4-53, por lo que la Figura 4-54 muestra los rangos de los costes en función de las probabilidades únicamente para los escenarios de ciclo abierto.

Así, se puede observar claramente cómo el Escenario 2A es el que alcanza los menores costes con mayor probabilidad, mientras que el Escenario 1 puede llegar a implicar costes totales significativamente mayores, pero con una mayor varianza que los demás escenarios de ciclo abierto, aunque significativamente menor que para el Escenario 3.

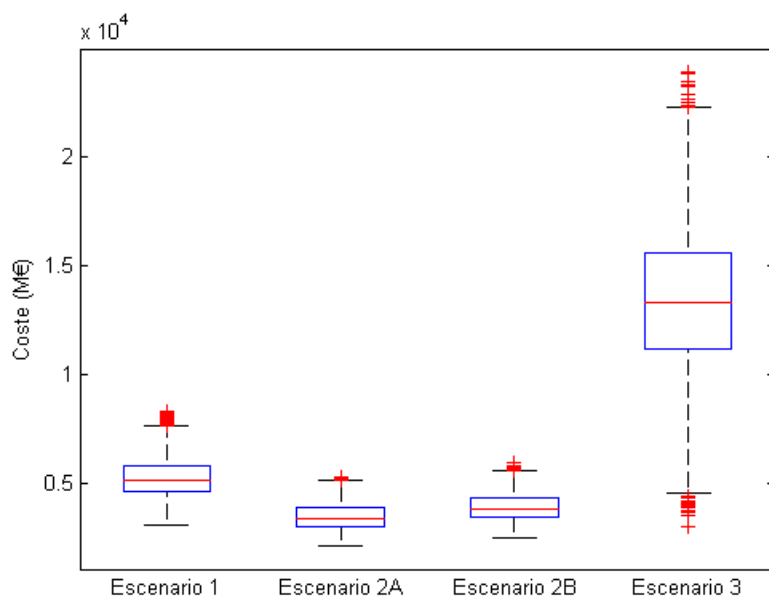


Figura 4-55: Diagramas de cajas y bigotes. Todos los escenarios.

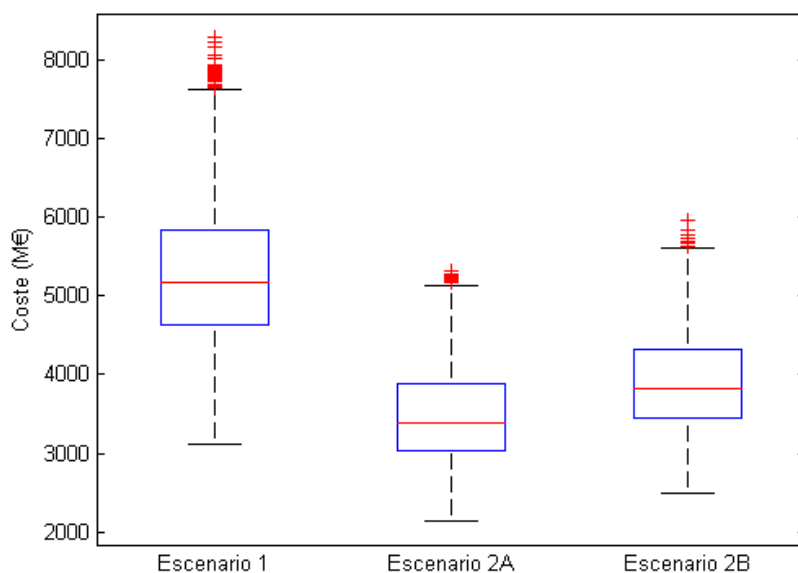


Figura 4-56: Diagramas de cajas y bigotes. Escenarios de ciclo abierto.

Por otro lado, la Figura 4-55 muestra los diagramas de cajas y bigotes para todos los escenarios, donde se pueden ver los rangos más probables para los costes, así como los valores atípicos. Se puede observar cómo el rango del Escenario 3, de nuevo, es el más amplio de todos, llegando desde valores de menos de 5.000 M€ hasta valores de 23.000 M€. En la Figura 4-56 se pueden observar mejor para los escenarios de ciclo abierto, llegando así a los siguientes rangos probables:

i) 3.100 – 7.600 M€ para el Escenario 1, con valores atípicos de hasta 8.300 M€, ii) 2.100 – 5.100 M€ para el Escenario 2A, con valores atípicos de hasta 5.400 M€ y iii) 2.400 – 5.500 M€ para el Escenario 2B, con valores atípicos de hasta 6.000 M€.

Además, se puede observar tanto en los diagramas de cajas como en los de probabilidad cómo los Escenarios 2A y 2B tienen una distribución más asimétrica que los Escenarios 1 y 3. La distribución tiene cola a la derecha, lo que significa que el valor de la media es mayor que la mediana. Esto se traduce en que los valores más frecuentes son más bajos que la media y, por tanto, aunque se pueden alcanzar valores superiores, la probabilidad de que esto ocurra es más baja. Sin embargo, para los Escenarios 1 y 3, la distribución es bastante simétrica, por lo que se asemejan más a una distribución normal y la media será similar a la mediana, siendo las probabilidades de obtener un coste mayor iguales a las de obtener un coste menor.

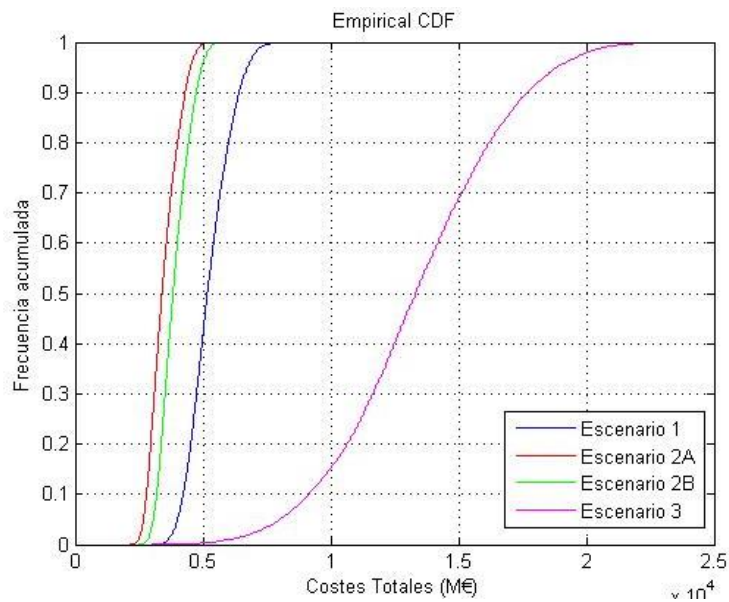


Figura 4-57: Rango de posibles costes y probabilidad acumulada para todos los escenarios

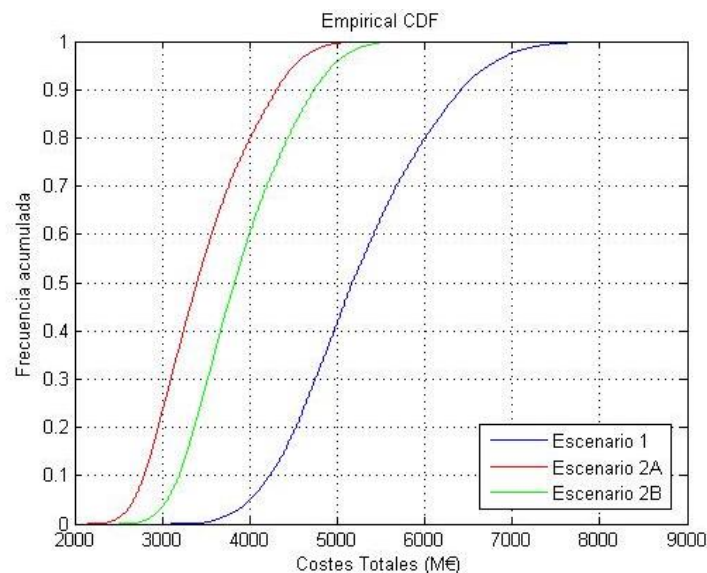


Figura 4-58: Rango de posibles costes y probabilidad acumulada para los escenarios de ciclo abierto

Finalmente, para poder visualizar más fácilmente el rango de valores para los que se obtendría una probabilidad determinada en cada Escenario, la Figura 4-57 muestra las probabilidades acumuladas para todos los escenarios en función de los costes. De nuevo, para poder visualizar mejor las diferentes curvas, la Figura 4-58 muestra la misma gráfica, pero exclusivamente para los escenarios de ciclo abierto, de manera que las curvas se ven más claramente.

En función de los resultados, se puede calcular el coste más probable para cada escenario. De esta manera, para el Escenario 1 se tiene un 50% de probabilidades de adoptar un coste menor a 5.100 M€; para el Escenario 2A, con esa probabilidad se tomarán valores de menos de 3.300 M€; para el Escenario 2B, valores menores a 3.800 M€ y para el Escenario 3, valores inferiores a 13.300 M€. Así, de nuevo, se vuelven a reflejar las preferencias de escenarios que se han ido analizando a lo largo de este capítulo.

Por último, es interesante calcular las intersecciones entre los escenarios, es decir, la probabilidad de que los diferentes escenarios adopten el mismo coste. Para ello, se van a determinar los rangos de intersección entre los diferentes escenarios y se van a calcular las probabilidades de que cada escenario tome los costes de dicho intervalo. Con estas probabilidades, se puede calcular la probabilidad de intersección entre los escenarios estudiados.

Así, la Tabla 4-36 muestra los valores mínimo y máximo que pueden adoptar los costes de los diferentes escenarios, y la Tabla 4-37 muestra el cálculo de la probabilidad de intersección entre estos rangos. De esta manera, en las dos primeras columnas de la Tabla 4-37 aparecen los valores mínimo y máximo del rango de intersección, que se corresponden con el valor máximo de los valores inferiores de los rangos de los escenarios a estudiar en la intersección, y con el valor mínimo de los valores superiores de los rangos, respectivamente.

Tabla 4-36: Valores de los rangos para cada escenario

Escenario	Rango (M€)	
	Valor inferior	Valor superior
Escenario 1	3.100	8.200
Escenario 2A	2.100	5.300
Escenario 2B	2.400	5.900
Escenario 3	3.000	23.800

Tabla 4-37: Cálculo de las intersecciones de los posibles costes entre escenarios

Intersección	Rango		Probabilidad			Intersección	
	Mín.	Máx.	Mínimo	Máximo			
Escenario 1 – Escenario 2A	3.100	5.300	$P(2A \geq \min)$	69,9%	$P(1 \leq \max.)$	59,4%	41,5%
Escenario 1 – Escenario 2B	3.100	5.900	$P(2B \geq \min)$	93,7%	$P(1 \leq \max.)$	79,9%	74,9%
Escenario 1 – Escenario 3	3.100	23.800	$P(1 \geq \min)$	100%	$P(3 \leq \max.)$	6,0%	6,0%
Escenario 2A – Escenario 2B	2.400	5.300	$P(2A \geq \min)$	99,6%	$P(2B \leq \max.)$	99,4%	99,0%
Escenario 2A – Escenario 3	3.000	5.300	$P(2A \geq \min)$	76,7%	$P(3 \leq \max.)$	0,5%	0,4%
Escenario 2B – Escenario 3	3.000	5.900	$P(2B \geq \min)$	96,5%	$P(2B \leq \max.)$	1,0%	0,95%

A continuación, en las dos siguientes columnas se muestran las probabilidades de que se adopte un valor superior al mínimo. En la Tabla 4-37 solo se muestran las probabilidades de que el escenario con menor coste adopte un valor superior al mínimo del rango de intersección, ya que la probabilidad de que el escenario con mayor coste adopte un valor superior al mínimo es del 100%. De la misma manera, las dos siguientes columnas muestran las probabilidades de que se adopte un valor inferior al máximo del rango de intersección, que se muestra solo para los escenarios de mayor coste. Finalmente, la última columna muestra la intersección entre los dos

sucesos: que se adopte un valor superior al mínimo del rango de intersección para el escenario de menor coste y que se adopte un valor inferior al máximo del rango para el escenario de mayor coste.

Tras el cálculo, se puede comprobar que la probabilidad de que el Escenario 2A (ciclo abierto sin ATC) y el Escenario 2B (ciclo abierto con ATC sin reencapsulado) resulten en un mismo coste es del 99%, por lo que, aunque el Escenario 2A sigue manteniendo los menores costes, la preferencia con respecto al Escenario 2B no tiene un amplio margen.

Por otro lado, se puede observar que el Escenario 3 cuenta con un 6% de probabilidades de resultar en un coste igual al del Escenario 1, lo cual es un porcentaje bajo. No obstante, se puede comprobar que existe la posibilidad de que tengan costes iguales e, incluso, de que el Escenario 3 alcance costes inferiores al Escenario actual, aunque ésta es muy remota cuando se compara con el Escenario 2A o 2B.

CAPÍTULO 5:
CONCLUSIONES Y
APORTACIONES DE LA
TESIS

5.1. Aportaciones de la tesis

La tesis aquí presentada plantea y analiza diversas opciones de gestión del combustible nuclear gastado para España con el fin de recomendar la estrategia económicamente más robusta para este contexto. En general, el tema de la gestión del combustible nuclear gastado, como se ha visto en el Capítulo 2, ha sido ampliamente estudiado internacionalmente. No obstante, los modelos que se han realizado hasta ahora suelen estudiar los costes del ciclo de combustible nuclear enfocados hacia la construcción de una nueva o nuevas centrales, calculando los costes que implicaría todo el ciclo de combustible nuclear, desde el comienzo de la vida operacional de la central.

De esta manera, no se tienen en cuenta las posibles particularidades o variaciones con respecto a los planes originales. En algún caso, sí se ha analizado el contexto más particular de un país, estudiando para éste cuáles son las estrategias que mejor se adaptan a sus necesidades. Sin embargo, este estudio nunca se ha realizado para España y, debido al retraso de prácticamente una década en la construcción del ATC, el contexto español ha variado significativamente desde la última planificación para la estrategia española de gestión del combustible nuclear gastado (VI PGRR).

Estas variaciones con respecto al plan original dejan un vacío en la investigación: el análisis de las posibles opciones de gestión del combustible nuclear gastado en España en el contexto actual. Este vacío en la investigación no se ha cubierto hasta ahora y requiere la realización de un modelo específico para el caso español que permita la inclusión de particularidades que, en los modelos internacionales, no se están teniendo en cuenta, como la posibilidad de considerar las instalaciones de gestión del combustible nuclear gastado que ya están construidas.

Por tanto, a través de técnicas conocidas y probadas para el cálculo de los costes, se ha desarrollado un modelo que considera particularidades que, hasta ahora, no se habían considerado en este tipo de análisis. Además, se establece un cálculo del flujo de materiales para un contexto muy especificado, de manera que los resultados que se obtienen son realistas, ya que se consideran todas las etapas, instalaciones, tiempos y restricciones de un escenario real. Por otro lado, también se ha establecido un cálculo para la estimación de la producción futura de electricidad de las centrales nucleares, que, aunque se basa en técnicas conocidas, es de desarrollo propio.

5.2. Conclusiones de la tesis

5.2.1. Sobre el modelo

En el Capítulo 4 se han analizado los resultados del modelo para diferentes hipótesis. En la Sección 4.1, para el caso base de cierre progresivo a 50 años de vida media y con los costes más probables para España, se compararon los resultados de los costes normalizados que obtiene el modelo con los resultados de otros modelos internacionales. Se puede comprobar que los resultados obtenidos entran dentro de los rangos esperados para las diferentes estrategias: ciclo abierto o reprocesado, con ligeras variaciones.

Estas variaciones derivan de las diferentes hipótesis en los costes y tiempos, y de los escenarios concretos analizados. Con respecto a los costes, en la Sección 3.3 se pudo comprobar la variabilidad en las hipótesis de los diferentes costes en los estudios internacionales, y en la Sección 4.3, se analizó la sensibilidad a variaciones de estos parámetros, por lo que se puede entender que las desviaciones en las hipótesis que se pueden tomar respecto a los costes unitarios pueden derivar en pequeñas diferencias en los costes totales, de la misma manera que las variaciones en los escenarios analizados.

No obstante, debido a que las variaciones con respecto a otros modelos son pequeñas y los resultados entran dentro de los rangos y órdenes de magnitud esperados, se ha demostrado que el modelo obtiene resultados consistentes con respecto a otros estudios internacionales. Por tanto, se puede concluir que el modelo es completamente aplicable para el análisis económico de las estrategias de gestión del combustible nuclear gastado en España.

Por otro lado, a lo largo del Capítulo 4 se han analizado múltiples resultados obtenidos con el modelo, por lo que se puede concluir que, aunque el modelo está muy especificado en el contexto español, es ampliamente flexible y permite la variación de multitud de parámetros, pudiendo analizar una gran variedad de casos diferentes e incluir análisis estocásticos, como los de la Sección 4.8. De esta manera, el modelo no queda relegado a un contexto muy particular y a unas hipótesis fijas, sino que permite analizar las diferentes posibilidades de futuro.

5.2.2. Sobre los escenarios

Los diversos análisis realizados en el Capítulo 4 han permitido obtener una serie de conclusiones con respecto a los escenarios planteados y estudiados:

- Una estrategia de ciclo abierto siempre va a resultar económicamente más ventajosa que la estrategia de reprocesado en el contexto estudiado, en el que no se reutilizan los materiales físi­les reprocesados. Por otro lado, dentro de las opciones de ciclo abierto:
 - Una alternativa sin ATC resulta la opción con los costes más bajos para cualquiera de las hipótesis estudiadas, con una reducción del 39% con respecto a la estrategia actual para el caso base.
 - En el caso de preferir una estrategia con ATC por razones logísticas, como el monitoreo del combustible nuclear gastado en la misma instalación, un diseño alternativo al presentado en el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos, sin reencapsulado, reduciría los costes con respecto a la estrategia actual alrededor de un 29% para el caso base.
 - Los resultados del análisis estocástico establecen que, aunque el ciclo abierto sin ATC cuenta con costes más bajos, la probabilidad de que éstos sean iguales a los del ciclo abierto con ATC sin reencapsulado es del 99%. Por tanto, aunque en el

caso base es preferible el escenario sin ATC, podría resultar igual de interesante económicamente establecer una estrategia con ATC sin reencapsulado.

- Estas variaciones en los costes totales se pueden explicar por la sensibilidad a los diversos costes unitarios analizadas en la Sección 4.3. Mientras que el ciclo abierto sin ATC tiene la mayor sensibilidad al coste del AGP, el ciclo abierto con ATC sin reencapsulado no es tan sensible a él y, teniendo este coste una alta incertidumbre, la variabilidad en el resultado final ocasiona que los costes del ciclo abierto sin ATC tengan una mayor intersección con los del ciclo abierto con ATC sin reencapsulado que si la sensibilidad fuera menor.
- Aunque la estrategia de reprocesado es siempre la menos favorable, si se sacara provecho económico del plutonio, si se redujera el coste del reprocesado y/o si se retrasara la fecha de inicio del reprocesado, la diferencia de costes podría llegar a ser lo suficientemente pequeña como para considerar las ventajas del reprocesado que no se reflejan en el coste, como el menor volumen, radiotoxicidad y emisión de calor a largo plazo de los residuos.
 - En el análisis estocástico se puede comprobar que existe una probabilidad del 6% de que los costes del reprocesado igualen a los de la estrategia actual. Aunque es una probabilidad baja, implica que la probabilidad de que los costes sean comparables es aún mayor.

5.2.3. Sobre las fechas

- Las fechas oficiales de cierre de las CCNN suponen un incremento en los costes normalizados para todas las estrategias estudiadas con respecto a un cierre progresivo a 40 años de vida operacional media. Además, tanto para la estrategia actual como para una estrategia sin ATC, el incremento también se produce en los costes totales. Por tanto, el escenario oficial de cierre de las CCNN no es recomendable en cuanto a los costes de gestión del combustible nuclear gastado.
- Aunque el coste total aumenta en algunos de los casos estudiados, especialmente para la estrategia de reprocesado, si las centrales nucleares españolas continuaran produciendo hasta los 50, 60 u 80 años de vida útil, la electricidad producida en esos años compensaría con creces el incremento de los costes, resultando en un coste normalizado más bajo para vidas útiles más largas.
- Si la construcción del ATC para el escenario actual se retrasa más allá de 2030, se habrán requerido construir todos los ATIS y comprar todos los contenedores, por lo que la estrategia deja de tener sentido económicamente.
- Un retraso en la fecha de inicio del reprocesado supone un menor coste actual para la estrategia de reprocesado. No obstante, debido a las variaciones en la composición del combustible gastado, puede no resultar interesante posponerlo en exceso.

5.2.4. Recomendación de estrategia española

La estrategia que ha resultado más favorable en el análisis realizado ha sido un ciclo abierto con almacenamiento temporal del combustible nuclear gastado en ATIS durante varias décadas, sin construcción de ATC, tras lo cual se transporta a un almacén geológico profundo. Todo esto, bajo un escenario de vida prolongada de las CCNN, desde 50 años de vida media, pero preferiblemente hasta los 60 años, tal y como se está empezando a implementar en países como EEUU.

No obstante, considerando los avances que se están realizando en investigación en los ciclos avanzados, tanto en reactores como en reprocesado, puede resultar interesante mantener las

opciones abiertas a nuevos progresos y a la comercialización de tecnologías que, a día de hoy, no están disponibles.

Así, se recomienda el almacenamiento temporal del combustible nuclear gastado en ATIS a 50 o 60 años de vida operacional media, mientras se fomenta la labor de investigación en la gestión del combustible nuclear gastado, con el objetivo de conseguir reducir la cantidad, la radiotoxicidad, la emisión de calor y la vida media de los residuos. De esta manera, si en las próximas décadas surgen nuevas tecnologías con las que se alcancen estos objetivos, se podrán aplicar al combustible nuclear gastado español e, incluso, obtener beneficio económico al tratarse de una potencial fuente energética.

No obstante, a nivel logístico resulta más interesante la opción de ATC, ya que, en caso de cierre temprano de las centrales nucleares, el almacenamiento y monitorización de los contenedores de combustible gastado se realizaría en la misma ubicación, y se permitiría el desmantelamiento completo de los emplazamientos de las centrales. Por tanto, en tal caso, se recomendaría la estrategia de ciclo abierto con almacenamiento temporal en un ATC sin reencapsulado, ya que la variación en los costes con respecto a la estrategia sin ATC es muy pequeña y la probabilidad de que se alcancen los mismos costes es del 99%.

5.2.5. Líneas de investigación futuras

- Como se ha comentado anteriormente, es esencial continuar la investigación en la gestión del combustible nuclear gastado para alcanzar los objetivos de reducción del volumen, radiotoxicidad, emisión de calor y vida media de los residuos finales.
- El análisis económico realizado con el modelo se debería complementar con otros análisis de creciente importancia en los últimos años:
 - Análisis del impacto medioambiental de las estrategias estudiadas
 - Análisis de la aceptabilidad de las estrategias, para entender mejor las fuentes de miedo y rechazo del público, y establecer las claves para llegar a un plan para la gestión del combustible nuclear gastado con el que la población se comprometa.

**ANEXO I: CONCEPTOS
BÁSICOS Y FUNDAMENTOS
DE LA ENERGÍA NUCLEAR**

I.1. Radiactividad

I.1.1. El núcleo atómico y la estabilidad

Los átomos están constituidos por un núcleo con carga positiva, rodeado de electrones con carga negativa, lo que resulta en una carga neutra. A su vez, el núcleo está compuesto por protones (partículas de carga positiva) y neutrones (partículas sin carga), conjuntamente llamados nucleones. [204] [205]

Dentro del átomo, existen dos tipos de fuerza: i) la electromagnética, repulsiva (los protones se repelen entre sí por su carga positiva), y ii) la fuerza nuclear fuerte, muy intensa a corta distancia (los nucleones se atraen entre sí). Como la fuerza atractiva supera a la repulsiva, los nucleones quedan confinados en el volumen nuclear. [204] [205]

Se define como número atómico (Z) al número de protones que hay en el núcleo. Éste determina sus propiedades químicas y la ubicación del elemento en la tabla periódica. El número másico (A) se define como el número de nucleones de un átomo. Los isótopos son aquellos elementos que teniendo el mismo número atómico (Z) tienen un número másico (A) diferente. De esta manera, los isótopos poseen idénticas propiedades químicas. No obstante, su comportamiento nuclear es marcadamente diferente. [205]

Los isótopos, generalmente, se suelen representar con el símbolo del elemento junto a su número másico ${}^Z\text{X}$ o $\text{X}-Z$. Por ejemplo, el hidrógeno tiene tres isótopos: i) Hidrógeno, ${}^1\text{H}$ (1 protón, 0 neutrones); ii) Deuterio, ${}^2\text{H}$ (1 protón, 1 neutrón); y iii) Tritio, ${}^3\text{H}$ (1 protón, 2 neutrones). El uranio tiene también tres isótopos en la naturaleza: ${}^{234}\text{U}$ (el menos frecuente), ${}^{235}\text{U}$ y ${}^{238}\text{U}$ (el más abundante). [205] [206]

Debido a la compensación de las fuerzas nucleares, existe una relación entre el número de neutrones y el número de protones que garantiza la estabilidad. A medida que va aumentando el número másico, la proporción entre neutrones y protones ha de ser mayor para que el núcleo sea estable, tal y como se observa en la Figura I-1. Por tanto, existen isótopos con

núcleos más inestables que otros. [204] [205] [206]

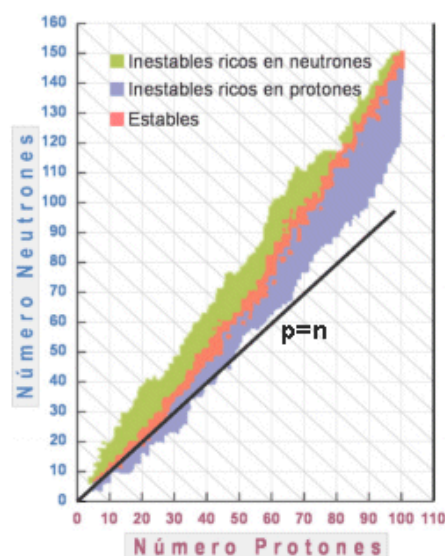


Figura I-1: Número de protones y de neutrones en el núcleo que garantiza estabilidad⁵¹

Cuando el núcleo de un átomo no está en equilibrio, es decir, es inestable, el átomo sufre un proceso de desintegración en el que se transforma en otro más estable. [205] [208] Este proceso se conoce como radiactividad y puede ser debido a tres causas:

- Un número másico elevado. La capacidad del núcleo para contener neutrones se ha excedido.
- Un número másico medio con una proporción entre neutrones y protones mayor que la proporción óptima. Se corresponde con la región verde de la gráfica representada en la Figura I-1.

⁵¹ Fuente: [207]

- Un número másico medio con una proporción entre neutrones y protones menor que la óptima. Se corresponde con la región violeta de la gráfica representada en la Figura I-1.

I.1.2. Radiactividad y radiaciones ionizantes

La radiactividad es una propiedad de aquellos elementos cuyo núcleo es inestable. Al desintegrarse para buscar la estabilidad, el núcleo puede emitir 4 tipos diferentes de radiaciones ionizantes [205] [206] [208]:

- Partículas α : son núcleos de He (2 protones y 2 neutrones), partículas pesadas. Debido a esto, tienen un bajo poder de penetración, pero un alto poder de ionización.
- Partículas β : pueden ser de carga negativa (electrón) o positiva (positrón). Son varios órdenes de magnitud más ligeras que las partículas α , y, por tanto, tienen un mayor poder de penetración y menor de ionización.
- Radiación γ : es una radiación electromagnética, constituida por fotones. No tienen carga, por lo que no ionizan directamente. No obstante, cuando la materia absorbe un fotón γ , emite un electrón, que es el que produce la ionización del medio. Tiene un gran poder penetrante.
- Neutrones: no tienen carga, por lo que no ionizan directamente.

En función de la causa de la radiactividad del átomo, el proceso de desintegración es diferente. Para un átomo con un número másico elevado, la ganancia de estabilidad se puede conseguir mediante la emisión de una partícula α o de una β^- . Para un exceso de neutrones, se emite una partícula β^- . Por último, para un defecto de neutrones, la ganancia de estabilidad se suele conseguir mediante la emisión de una partícula β^+ . [205]

La ganancia de estabilidad mediante los procesos de desintegración que se han descrito anteriormente disminuye la radiactividad con el tiempo, reduciendo, con esto, la peligrosidad del elemento. El tiempo que necesita un elemento radiactivo para que su radiactividad se reduzca a la mitad de su valor inicial se conoce como período de semi-desintegración ($T_{1/2}$). [205] [206]

La Figura I-2 muestra el decaimiento de la actividad de un elemento radiactivo en función del tiempo.

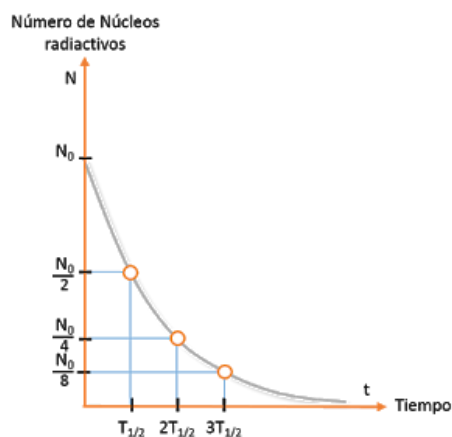


Figura I-2: Decaimiento de la radiactividad con el tiempo⁵²

Además, la radiación se atenúa al atravesar la materia, en mayor o menor medida dependiendo del tipo y energía de la radiación y de la composición del material que atraviesa. [205] [208] La Figura I-3 muestra para cada tipo de radiación la atenuación (o detención para α y β) según diferentes tipos de materiales.

⁵² Fuente: [209]

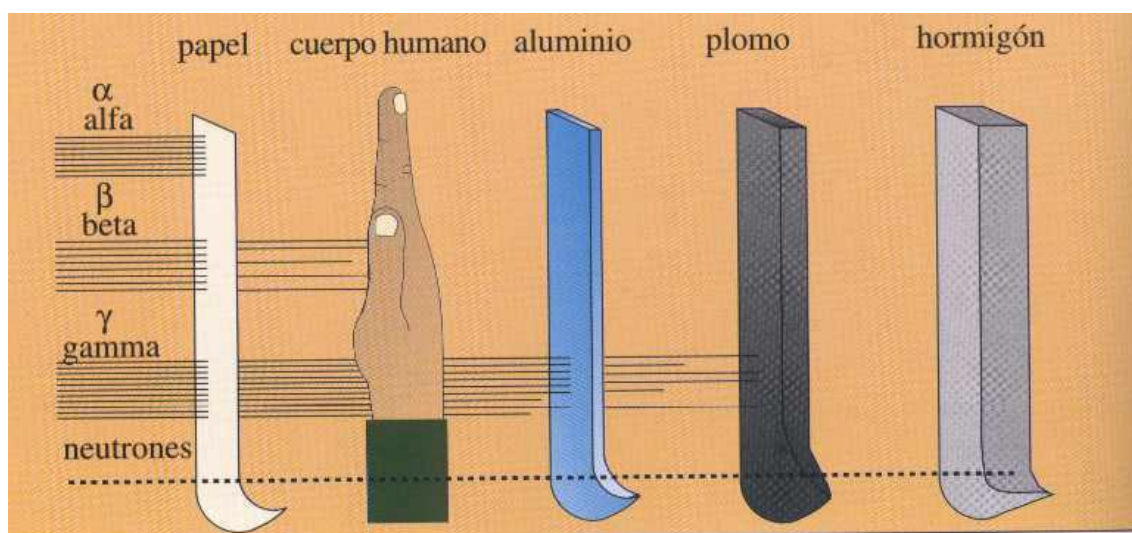


Figura I-3: Atenuación de la radiación al atravesar diferentes tipos de materia⁵³

De esta manera, el efecto de la radiación sobre la materia viva va a depender de: i) la distancia a la fuente, ii) el tiempo de exposición y iii) el blindaje. Asimismo, la peligrosidad del tipo de radiación será diferente según su localización en la materia: irradiación externa o interna (por inhalación).

Las fuentes de radiación son diversas, pudiendo tratarse de: i) radiación natural (radón, corteza terrestre, radiación cósmica, etc.) o ii) radiación artificial (usos médicos, energía nuclear, otras fuentes.). En la Figura I-4 se muestra la dosis promedio recibida en un año por una persona en España representada por tipo de fuente en función del total.

Teniendo en cuenta esto, el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) se encarga, en España, de establecer el marco de protección radiológica, con el fin de la protección de la población a la radiación, pero evitando limitar indebidamente las prácticas que dan lugar a esta exposición a la radiación. Por tanto, se siguen tres principios: i) justificación, ii) optimización: lo más bajo que se pueda alcanzar y iii) limitación.



Figura I-4: Dosis promedio recibida en un año por una persona en España según la fuente.⁵⁴

⁵³ Fuente: [210]

⁵⁴ Fuente: CSN [133]

I.2. Las reacciones nucleares

Las reacciones nucleares son interacciones entre núcleos atómicos y/o partículas elementales. La radiactividad es el tipo de reacción nuclear más simple. En general, en las reacciones nucleares se produce un encuentro entre una partícula nuclear “proyectil” y un núcleo, llamado “blanco”, obteniéndose un núcleo diferente y emitiéndose una partícula nuclear y/o fotón. [205]

Las reacciones nucleares más destacadas son aquellas en las que la partícula proyectil es un neutrón, también llamadas reacciones neutrónicas. La primera etapa en este tipo de reacciones es la absorción del neutrón, en la que se forma un núcleo compuesto en un estado excitado, de elevada energía interna.

I.2.1. Defecto másico y energía de enlace

Se ha podido demostrar que la masa real del núcleo es inferior a la suma de las masas de los nucleones constituyentes. A esta diferencia se le llama defecto másico, y la energía equivalente ($E=m \cdot c^2$) a este defecto másico se llama energía de enlace (EE). [205]

La energía de enlace representa [205]:

- i) La energía que habría que aportar al núcleo para separar sus nucleones
- ii) La energía liberada si los nucleones individuales se uniesen para constituir un núcleo.

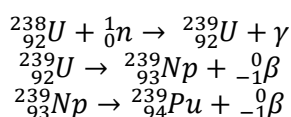
Los núcleos con una relación EE/A baja son poco estables, y en los procesos en los que se convierten en otros de mayor relación EE/A se libera energía. Estos procesos pueden ser: i) la unión de dos átomos ligeros para dar uno más pesado, llamado fusión, o ii) la separación de un átomo pesado en otros dos átomos más ligeros, llamado fisión. [205]

I.2.2. Tipos de reacciones neutrónicas

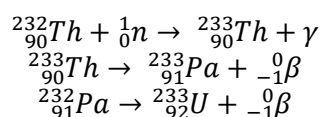
- **Reacciones neutrónicas de dispersión.** Tras absorber el neutrón proyectil, el núcleo compuesto emite inmediatamente otro de menor energía cinética al capturado, quedando la energía residual en el núcleo. Esta energía puede manifestarse como energía cinética (dispersión elástica) o energía interna (dispersión inelástica). [205]

Los neutrones de elevada energía cinética se denominan rápidos (varios MeV). Debido a la pérdida de energía en las reacciones de dispersión, se convierten en lentos (varios eV). Se denominan neutrones térmicos cuando su energía cinética es similar a la de los átomos que constituyen el medio (0.025 eV). [205]

- **Reacciones neutrónicas de captura.** El neutrón absorbido se retiene en el núcleo y el exceso de energía se emite como radiación γ . Son reacciones muy frecuentes, en especial con neutrones lentos. En los reactores de fisión, son de interés las reacciones de captura para el ^{238}U y ^{232}Th . [205]



Ecuación I-1: Reacción de captura del U-238



Ecuación I-2: Reacción de captura del Th-232

De esta manera, se generan isótopos poco frecuentes en la naturaleza. [205]

- **Reacciones neutrónicas de fisión.** La fisión se puede producir cuando el neutrón incide sobre determinados núcleos de número másico elevado, dividiéndose, tal y como se explicó antes, en otros dos más ligeros, llamados productos de fisión (PF) y algunos neutrones. [205]

Los isótopos físi les son los que tienen suficiente estabilidad para ser almacenados durante largo tiempo y ser fisionados por neutrones de cualquier energía, como son el ^{233}U , el ^{235}U y el ^{239}Pu . No obstante, solo el ^{235}U existe en la naturaleza en cantidades apreciables. Los otros dos se pueden obtener de las reacciones de captura del reactor explicadas anteriormente. [205]

Los isótopos fisionables son aquellos que requieren neutrones rápidos para su fisión. También se llaman fértiles, ya que pueden generar isótopos físi les, como se ha visto anteriormente. Algún ejemplo son el ^{238}U y el ^{232}Th . [205]

Las reacciones de dispersión sirven para la moderación en reactores térmicos, las de captura para la producción de combustible y las de fisión para la producción de energía. No obstante, la captura también puede producir otros elementos, o actínidos, no deseables. [205]

La probabilidad de que ocurra una reacción se llama sección eficaz, y para las reacciones de fisión es mayor cuando disminuye la energía de los neutrones proyectiles, por lo que deben ser moderados antes de interactuar con el combustible. Cuando se produce la fisión, el núcleo libera 2 o 3 neutrones muy energéticos. Si estos electrones son moderados mediante reacciones de dispersión elástica, pueden provocar nuevas reacciones de fisión, volviendo a liberarse neutrones. A esto se le llama reacción en cadena. [205]

Una reacción de fisión se considera controlada cuando el número de fisiones por tiempo permanece constante. La mínima cantidad de uranio para alcanzar este automantenimiento de la fisión se denomina masa crítica. [205]

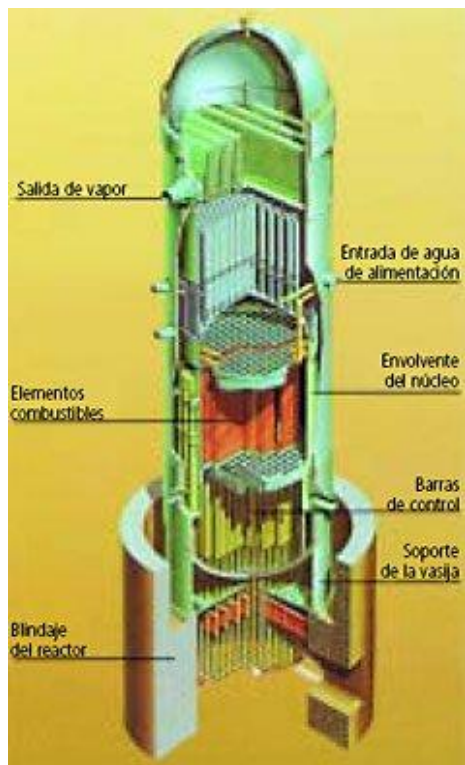
I.3. Las centrales nucleares

Las centrales térmicas o termoeléctricas son aquellas que generan electricidad a través de la energía térmica liberada por diferentes tipos de combustible. Cuando el calor liberado se utiliza para producir vapor y éste se utiliza para producir electricidad, se denominan centrales térmicas de vapor.

Las centrales nucleares son un tipo de centrales térmicas de vapor que utilizan la energía liberada en las reacciones nucleares de fisión para producir energía eléctrica. Están formadas por un reactor nuclear, donde se llevan a cabo las reacciones nucleares, y por el ciclo de vapor, idéntico a las demás centrales térmicas de vapor.

I.3.1. Componentes de un reactor nuclear

Los reactores nucleares deben de ser capaces de iniciar, mantener y controlar las reacciones de fisión en cadena. Para ello, está compuesto por varios elementos necesarios para poder llevar a cabo estas funciones.



- **Núcleo:** contiene el combustible. La mayor parte de este combustible es material fértil combinado con parte de material fisible, como se explicará más adelante. Su función es la producción de energía mediante la fisión.
- **Moderador:** los reactores denominados térmicos requieren un moderador que se utiliza para disminuir la energía cinética de los neutrones mediante reacciones de dispersión elástica, tal y como se explicó anteriormente, para que las reacciones de fisión se realicen mediante neutrones térmicos. Como es lógico, los elementos que lo compongan deben tener una sección eficaz de dispersión alta, y baja para captura. Esto se da con un número másico bajo, como con agua ligera, agua pesada (agua cuyo isótopo del hidrógeno es el deuterio) y grafito.

Figura I-5: Componentes de un reactor nuclear⁵⁵

Los reactores rápidos utilizan neutrones con alta energía cinética, por lo que no requieren moderador.

- **Reflector:** impide el escape de los neutrones del núcleo. Su función es la de reducir las pérdidas neutrónicas. El moderador puede actuar también de reflector.
- **Blindaje:** evita la salida de las radiaciones y, por tanto, está compuesto por hormigón, agua y plomo. Su función es la de proteger al personal de las radiaciones.
- **Refrigerante:** extrae el calor del núcleo y lo utiliza en el ciclo de vapor. En los reactores térmicos, la sección eficaz de captura debe ser baja. En caso contrario, el combustible debe

⁵⁵ Fuente: [187]

estar enriquecido. Puede ser gaseoso (CO₂, He) o líquido (agua ligera, agua pesada, metales líquidos, etc.)

- **Barras de control:** se utilizan para regular la potencia y garantizar la criticidad. Disminuyen el número de reacciones y, por tanto, el calor liberado en el núcleo mediante la captura de neutrones.
- **Sistemas de seguridad:** garantizan la seguridad del reactor y evitan el escape de radiactividad al medio.
- **Elementos estructurales:** proporcionan el confinamiento al combustible y el soporte físico al núcleo del reactor.

I.3.2. Clasificación de los reactores nucleares

La clasificación de los reactores nucleares se puede realizar en función de diversos parámetros. En primer lugar, en función de la energía cinética de los neutrones, o del espectro neutrónico, éstos pueden ser: i) térmicos, donde las reacciones de fisión se producen con neutrones de baja energía, o ii) rápidos, donde las reacciones de fisión se producen con neutrones de alta energía.

Según su configuración, los reactores pueden ser: i) heterogéneos, si el combustible (sólido) está segregado del refrigerante o moderador (líquido o gas) o ii) homogéneo, si el combustible y el moderador están en la misma fase.

La razón de conversión de un reactor es la relación entre el número de núcleos físis generados y el número de núcleos físis gastados. En función de este valor, los reactores nucleares pueden ser: i) quemadores, si la razón de conversión es menor de 0,7, ii) convertidores, si se encuentra entre 0,7 y 1 y iii) reproductores, si es mayor de 1.

Actualmente, los reactores comerciales son térmicos, heterogéneos y quemadores. No obstante, en secciones posteriores se explicarán las tendencias de los reactores en investigación.

Los reactores se pueden clasificar según los componentes del reactor. Así, se pueden distinguir:

<i>Moderador</i>	<i>Refrigerante</i>	<i>Tipo de reactor</i>
<i>Agua ligera (H₂O)</i>	Agua en ebullición	BWR (Boling Water Reactor)
	Agua a presión	PWR (Pressurized Water Reactor) VVER (Diseño soviético)
<i>Agua pesada (D₂O)</i>	Agua pesada (D ₂ O)	CANDU (Diseño canadiense)
<i>Grafito (C)</i>	Dióxido de carbono (CO ₂)	AGR (Diseño británico)
	Helio (He)	HTGR
<i>Sin moderador</i>	Agua ligera (H ₂ O)	RBMK (diseño soviético)
	Metales líquidos	LMFBR
	Gas (CO ₂ o He)	GCFR

Tabla I-1: Clasificación de los reactores comerciales

Por último, los reactores nucleares también se pueden clasificar en función de la fecha de construcción y puesta en marcha, resumido en la Figura I-6. De esta manera, se tiene:

- Generación I (1945-1965): prototipos y primeros diseños.
- Generación II (1965-1995): gran parte de los reactores comerciales actuales. Los reactores españoles son de esta generación.
- Generación III (1995-2010): como el EPR (reactor europeo presurizado).
 - Generación III+ (2010-2030): optimizados.
- Generación IV (<2030): explicados en la Sección 2.1 del Estado del Arte.

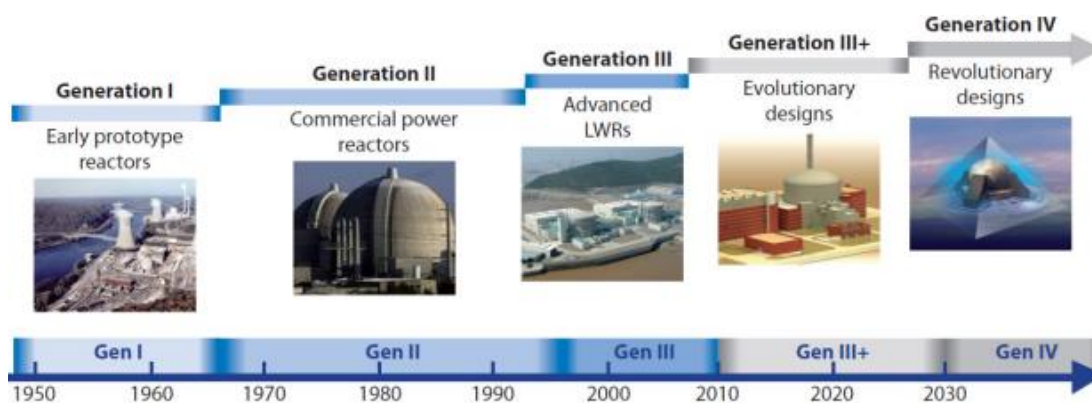


Figura I-6: Clasificación de los reactores nucleares⁵⁶

I.3.3. Las centrales nucleares españolas

En España hay 7 centrales nucleares con 10 reactores, de los cuales 7 siguen operativos a día de hoy. Todos los reactores en España son de agua ligera (LWR), mayoritariamente PWR sobre BWR, salvo el reactor de Vandellós I, que es GCR (Gas Cooled Reactor), reactor refrigerado por gas que utilizaba grafito como moderador. La Tabla I-2 muestra la información sobre las centrales nucleares españolas.

Central	Localización	Potencia (MW)	Tipo de reactor	Año de construcción	Año de operación	Año de cese
José Cabrera	Guadalajara	160,0	PWR	1965-1968	1969	2006
Santa M.ª de Garoña	Burgos	466,0	BWR	1966-1970	1971	2013
Almaraz I	Cáceres	1049,4	PWR	1973	1983	-
Almaraz II	Cáceres	1044,5	PWR	1973	1984	-
Ascó I	Tarragona	1032,5	PWR	1974	1984	-
Ascó II	Tarragona	1027,2	PWR	1975	1986	-
Cofrentes	Valencia	1092,0	BWR	1973	1985	-
Trillo	Guadalajara	1066,0	PWR	1979	1988	-
Vandellós I	Tarragona	480,0	GCR	1967	1972	1989
Vandellós II	Tarragona	1087,1	PWR	1981	1988	-

Tabla I-2: Centrales nucleares españolas

El reactor de Vandellós I ha sido el único que cesó su actividad antes de lo previsto. Aunque tanto las centrales de José Cabrera como Santa María de Garoña por consideraciones técnicas podrían haber prolongado su actividad durante más tiempo, por temas de prolongación de licencias y decisiones internas de la propiedad, se decidió no continuar con su operación más allá de los 40 años de actividad. No obstante, el reactor de Vandellós I sufrió un incidente de nivel 3 causado por un incendio en la zona de las turbinas que, a pesar de no provocar emisiones de radiactividad al exterior, debido a los elevados costes para corregir las irregularidades, la propiedad decidió cesar la actividad.

⁵⁶ Fuente: [95]

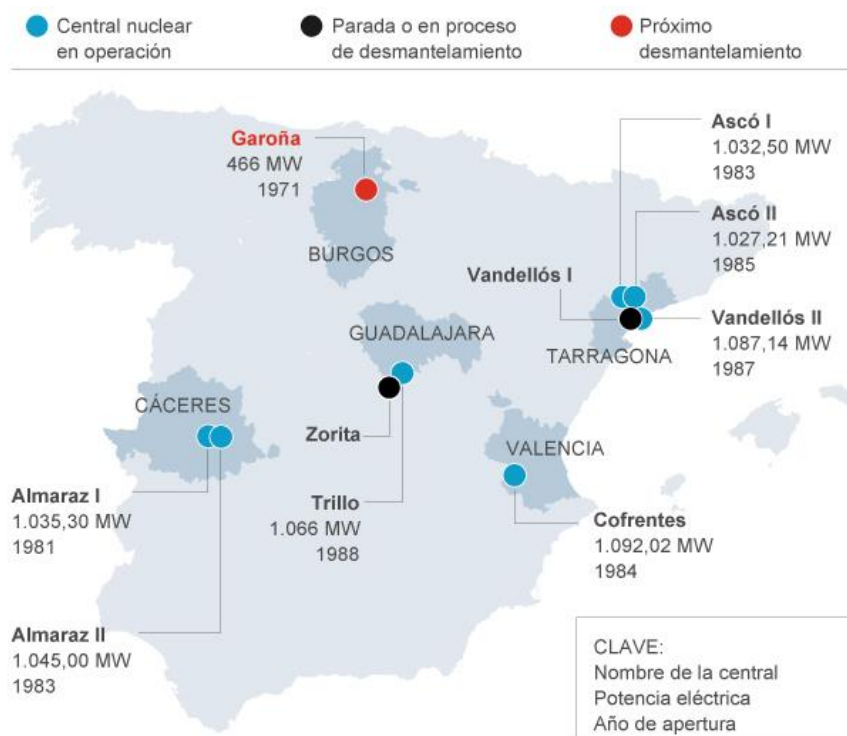


Figura I-7: Centrales nucleares españolas⁵⁷

⁵⁷ Fuente: El Mundo [211]

I.4. Residuos radiactivos

En España, la gestión de residuos radiactivos es competencia de la Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A. (ENRESA) desde el año 1984. Periódicamente, ENRESA elabora el Plan General de Residuos Radiactivos, donde “se contemplan las estrategias, actuaciones necesarias y soluciones técnicas a desarrollar en el corto, medio y largo plazo, encaminadas a la adecuada gestión de los residuos radiactivos (...) incluyendo las previsiones económicas y financieras para llevarlas a cabo”. [18]

Tal y como establece el Plan General de Residuos Radiactivos: “Se define como residuo radiactivo cualquier material o producto de desecho, para el cual no está previsto ningún uso, que contiene o está contaminado por radionucleidos en concentraciones o niveles de actividad superiores a los establecidos por el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, previo informe del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN).” [18]

Por tanto, los residuos radiactivos se generan en cualquier actividad en la que se utilice algún tipo de isótopos radiactivos, tales como pueden ser usos médicos, la producción de electricidad mediante energía nuclear, usos en la agricultura, etc.

I.4.1. Clasificación de los residuos radiactivos

A lo largo de los años, se han realizado diferentes clasificaciones de los residuos radiactivos, según el objetivo final de dicha clasificación. Es decir, los residuos radiactivos se pueden clasificar según el nivel de actividad o, también, según el tipo de gestión o tratamiento al que se tengan que someter estos residuos. Por lo tanto, existen varias clasificaciones a nivel internacional.

Sin embargo, las clasificaciones que se adoptan suelen estar basadas en la realizada por la Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA), actualizada en 2009 [212], que incluye seis tipos de residuos nucleares:

- Residuos exentos de clasificación: son los residuos que contienen tan poca concentración de radionucleidos que no requieren la aplicación de métodos para la protección radiológica, tanto si se eliminan en vertederos convencionales como si se reciclan. Puede haber limitaciones en las cantidades de efluentes que se pueden emitir, por lo que, normalmente, se debe llevar a cabo una monitorización medioambiental.
- Residuos de muy corta vida: son aquellos residuos que pueden ser almacenados durante un período limitado de tiempo hasta unos pocos años, tras lo cual son exentos del control regulatorio y pueden ser eliminados de manera convencional. Son residuos que contienen, principalmente, radionucleidos con vidas muy cortas.
- Residuos de muy baja actividad: este tipo de residuos no cumple los requisitos para ser exentos de clasificación, pero no necesitan un alto nivel de contención y aislamiento, por lo que pueden almacenarse en instalaciones de superficie con un control regulatorio limitado. Los residuos que típicamente entran dentro de esta clasificación son tierra y escombros con concentraciones de actividad de bajo nivel. En general, las concentraciones de radionucleidos de vida más larga están limitadas.
- Residuos de baja actividad (RBA): son los residuos que están por encima del nivel de regulación, pero cuya cantidad de radionucleidos de larga vida están limitados. Este tipo de residuo requiere aislamiento y contención robustos por períodos de hasta unos pocos cientos de años y es apropiado para el almacenamiento en instalaciones de ingeniería cerca de la superficie. Esta clasificación abarca un amplio rango de residuos, que pueden

incluir radionucleidos de corta vida con mayores niveles de actividad y también radionucleidos de larga vida, pero con bajos niveles de actividad.

- **Residuos de media actividad (RMA):** residuos que, por su contenido, especialmente de radionucleidos de larga vida, requieren un mayor grado de contención y aislamiento que el que proveen las instalaciones de superficie. No obstante, estos residuos no requieren provisiones, o sólo de manera limitada, para la disipación de calor durante su almacenamiento. Al poder contener radionucleidos de larga vida, incluyendo emisores de radiación alfa, cuya actividad no decae a niveles aceptables durante el período de control institucional, se requiere que la disposición se realice a profundidades mayores, de decenas o alguna centena de metros.
- **Residuos de alta actividad (RAA):** son los residuos cuyos niveles de actividad son lo suficientemente altos como para generar cantidades significativas de calor por el proceso de desintegración radiactiva o los residuos con grandes concentraciones de radionucleidos de larga vida, que necesitan una instalación diseñada especialmente para este tipo de residuo. En general, la opción más aceptada es la disposición en formaciones geológicas estables a gran profundidad, a varios cientos de metros bajo la superficie.

El combustible nuclear gastado entra dentro de la clasificación de residuo de alta actividad. Sin embargo, debido a su composición, como se ha visto en la Sección I.4.3, puede no considerarse directamente un residuo, sino una fuente energética y, de esta manera, ser sometido a una serie de procesos químicos y/o mecánicos para aprovechar el potencial energético y reciclarlo en nuevo combustible nuclear. Los elementos del combustible que no pueden ser reciclados se clasifican también como residuo de alta actividad.

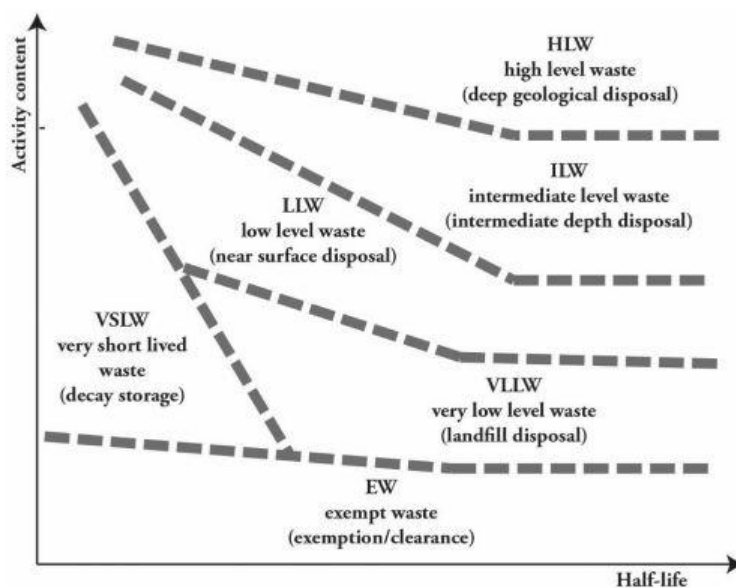


Figura I-8: Actividad y periodo de semidesintegración según el tipo de residuo radiactivo⁵⁸

Como se ha podido comprobar, la gestión de los residuos radiactivos va a depender fuertemente del tipo de residuo radiactivo que se esté tratando. Además del nivel de actividad, se deben considerar otros aspectos, tales como el origen de los residuos, la criticalidad, sus propiedades radiológicas (periodo de semidesintegración, emisión de calor, penetración de la radiactividad, etc.), físicas (estado, tamaño, peso, volatilidad, etc.), químicas (composición, solubilidad, peligrosidad, etc.), biológicas, etc. [212]

⁵⁸ Fuente: [213]

I.4.2. Origen y cantidades de residuos radiactivos

Como se ha comentado, toda actividad humana en la que estén involucrados, en mayor o menor medida, isótopos radiactivos, es susceptible de generar residuos radiactivos. La radiactividad de los isótopos, las actividades que se lleven a cabo, el tiempo de exposición a la fuente radiactiva, etc. van a determinar la clasificación de los residuos.

De esta manera, se pueden ejemplificar las fuentes de los diferentes tipos de residuos radiactivos [212] [213]:

- Residuos de muy corta vida: generalmente se originan en actividades médicas e industriales, que utilizan radionucleidos con periodos de semidesintegración cortos, tales como el ^{192}Ir o el $^{99\text{m}}\text{Tc}$.
- Residuos de muy baja actividad: grandes volúmenes de este tipo de residuo surgen de la operación y del desmantelamiento de instalaciones nucleares. También pueden originarse en la minería y el procesamiento del uranio y minerales.
- Residuos de baja actividad: de la operación y el desmantelamiento de las centrales nucleares también surgen grandes cantidades de residuos de baja actividad. Pueden ser vestimenta, papeles, plásticos, etc. que se han contaminado de productos de fisión o de activación.
- Residuos de media actividad: se originan de la operación de centrales nucleares. El nivel de concentración de los radionucleidos y su período de semidesintegración determinarán si son de baja o media actividad. También pueden originarse en actividades de investigación. Asimismo, pequeñas cantidades de residuos de media actividad surgen del desmantelamiento de las centrales nucleares.
- Residuos de alta actividad: de manera general, los residuos de alta actividad provienen del combustible nuclear gastado que no se va a tratar y se considera directamente residuo, o de los residuos vitrificados procedentes del reprocesado del CNG, que se explicará más adelante. También pueden surgir de actividades de investigación o de defensa (armas nucleares).

Los sistemas regulatorios de cada país determinarán la clasificación final de los residuos radiactivos y el tipo de gestión correspondiente.

La Agencia Internacional de la Energía Atómica (IAEA) realizó una estimación de la cantidad de residuos radiactivos que se encontraban en almacenamientos temporales o ya en el definitivo o eliminados, a fecha de 31 de diciembre de 2013 [213]. La Tabla I-3 muestra estas cantidades en m^3 y la Figura I-9 muestra la proporción de cada tipo de residuo radiactivo respecto al total de residuos almacenados en el mundo.

	<i>RBBA</i>	<i>RBA</i>	<i>RMA</i>	<i>RAA</i>
<i>Almacenamiento temporal</i>	2.356.000	3.479.000	460.000	22.000
<i>Almacenamiento definitivo</i>	7.906.000	20.451.000	107.000	0
<i>Total</i>	10.262.000	23.930.000	567.000	22.000

Tabla I-3: Cantidad de residuos radiactivos por tipo (m^3)⁵⁹

⁵⁹ Fuente: elaboración propia a través de [213]

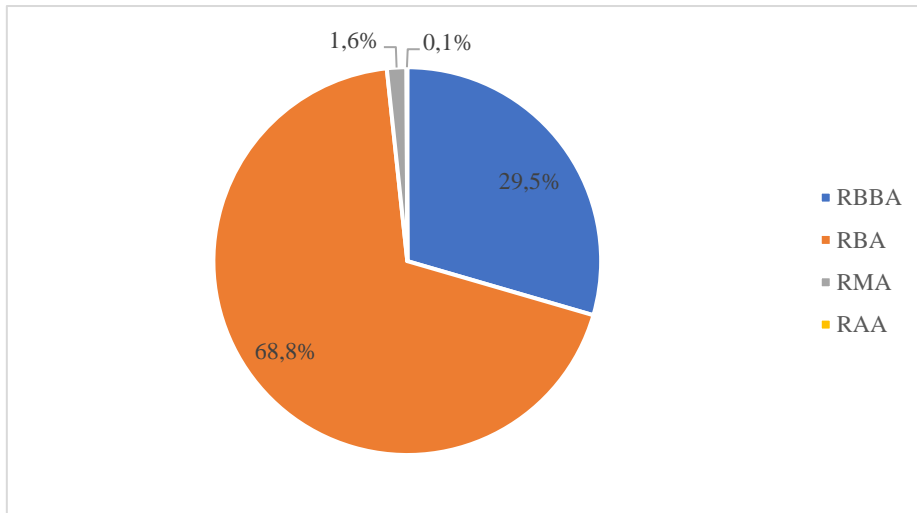


Figura I-9: Proporción de cada tipo de residuos radiactivos respecto al total⁵⁹

En España, ENRESA clasifica los residuos en RBMA (Residuos de Baja y Media Actividad) y RAA (Residuos de Alta Actividad). Todos los residuos RBMA se almacenan de forma definitiva en El Cabril, incluyendo los RBBA, que pueden ser gestionados de forma específica. Los residuos que no pueden ser gestionados en El Cabril son los RAA y los RMA que no pueden ser acondicionados, y requieren sus propias instalaciones. En esta clasificación se encuentra, fundamentalmente, el combustible nuclear gastado que se encuentra almacenado en las centrales nucleares.

En el Sexto Plan General de Residuos Radiactivos de 2006 [18] se estimaba que la cantidad de residuos a gestionar RBMA eran, aproximadamente, 176.300 m³, mientras que el CNG y RAA se estimaban en 12.800 m³. La Figura I-10 muestra las cantidades de residuos por tipo y origen estimadas a gestionar en España.

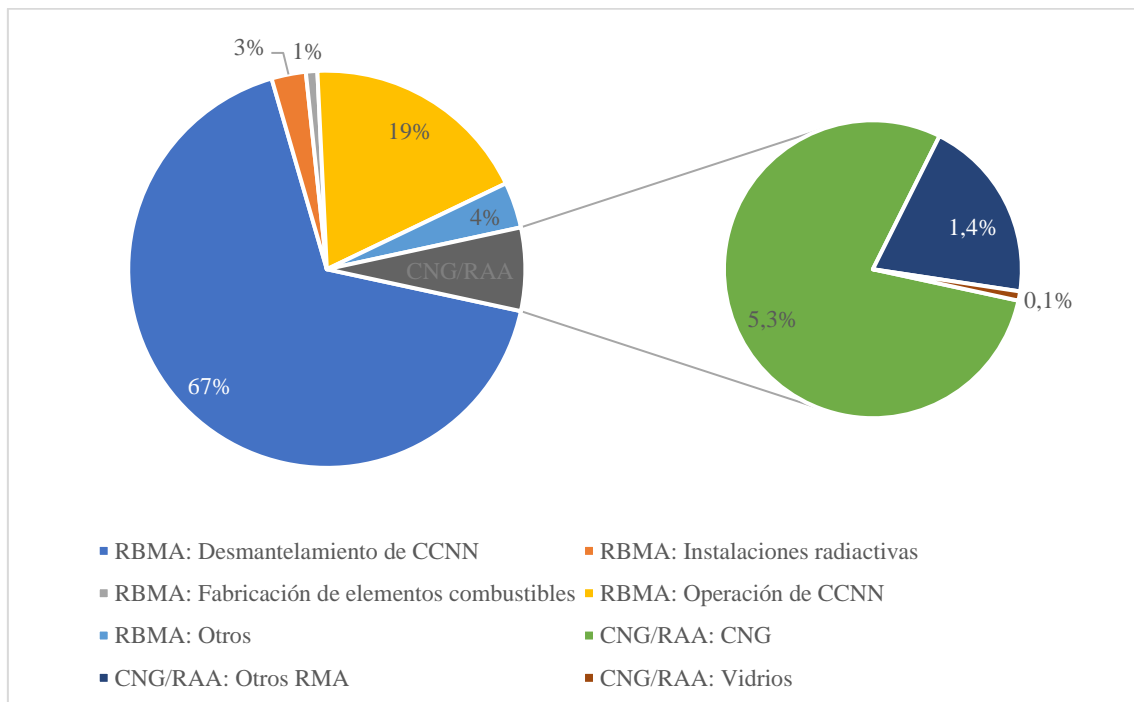


Figura I-10: Estimación de los residuos radiactivos en España por tipo y origen⁶⁰

⁶⁰ Fuente: elaboración propia a través de [213]

I.4.3. El combustible nuclear y el combustible nuclear gastado

El combustible nuclear está compuesto, generalmente⁶¹, por uranio. Como se explicó en la Sección I.1.1, el uranio se encuentra en la naturaleza bajo 3 especies isotópicas que, en orden creciente de % en peso son: ^{234}U (<0,01%), ^{235}U (~0,71%) y ^{238}U (~99,29%). No obstante, el uranio que se utiliza como combustible no siempre utiliza estas proporciones de cada especie isotópica: esto dependerá del tipo de reactor. Así, en la Sección I.3.1 se explicó que, si el refrigerante no tiene una sección eficaz de captura baja, el combustible debe estar enriquecido, lo que significa que debe contener una mayor proporción de uranio fisible, es decir, U-235.

De esta manera, los reactores de agua pesada, como es el caso de los reactores CANDU, requieren el uso de uranio natural sin enriquecer, con un 0,71% de contenido en U-235 [3] [57]. Sin embargo, los reactores de agua ligera, como los PWR (Pressurised Water Reactor), requieren que el uranio sea enriquecido, con una cifra que puede variar desde el 3-3,5% [39] [46] [45], aproximadamente, de U-235 hasta valores del 4-5%, valores utilizados por la OCDE [3], Gao [57], BCG [21] y de Roo [52].

El uranio que compone el combustible está en forma de pastillas de UO_2 . Las pastillas de UO_2 se introducen en una vaina que conforma la varilla de combustible. A su vez, estas varillas se introducen en una estructura metálica, que se denomina elemento combustible (EC). La Figura I-11 muestra la composición del combustible nuclear.

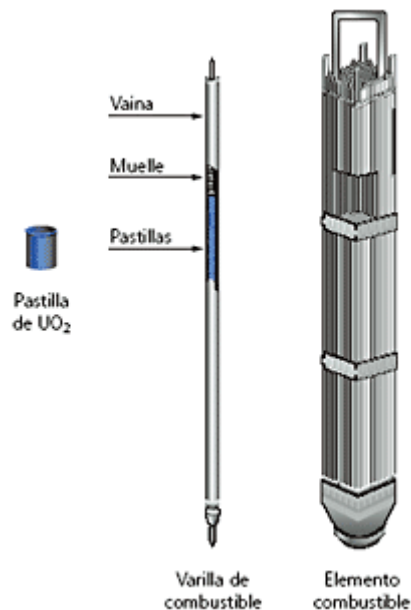


Figura I-11: Composición del combustible nuclear⁶²

A medida que el combustible se va irradiando, van apareciendo más subproductos derivados de las reacciones de captura y de la fisión del uranio. Consecuentemente, el grado de quemado del combustible (y su aprovechamiento) se va haciendo menor. Por tanto, para maximizar el aprovechamiento del combustible, por cada período de tiempo (variable según el tipo de reactor) se extrae parte del combustible irradiado y éste se sustituye por combustible nuevo.

⁶¹ Se explicará más adelante el uso del Pu como parte del combustible reciclado.

⁶² Fuente: Foro Nuclear [9]

El combustible que se extrae del reactor se denomina bajo varios nombres: combustible nuclear gastado, combustible nuclear usado o combustible nuclear irradiado. Su composición depende de varios factores como son la composición del combustible original, el grado de quemado del reactor y, debido a que las reacciones nucleares están sujetas a una probabilidad, existe un factor probabilístico y aleatorio en la cantidad exacta de cada compuesto que se puede encontrar en el combustible nuclear gastado. [40] [46]

Grupo →	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
↓ Período																			
1	1 H																	2 He	
2	3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne	
3	11 Na	12 Mg											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar	
4	19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr	
5	37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe	
6	55 Cs	56 Ba		72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn	
7	87 Fr	88 Ra		104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Cn	113 Uut	114 Uuq	115 Uup	116 Uuh	117 Uus	118 Uuo	
Productos de fisión																			
Lantánidos	57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu				
Actínidos	89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr				
																Elementos transuránicos			

Figura I-12: Elementos del combustible nuclear gastado

No obstante, se puede hablar genéricamente de una composición aproximada de varios elementos que es común a todos los reactores y a las condiciones en las que ha sido irradiado:

- **Actínidos:** son elementos de alto número atómico (del 89 al 103) y radiactivos.
 - **Actínidos mayoritarios:** son los actínidos que se encuentran en mayor porcentaje en el combustible nuclear irradiado, el uranio (U) y el plutonio (Pu).
 - **Actínidos minoritarios (MA):** son aquellos actínidos que se encuentran en menor porcentaje, como el neptunio (Np), el americio (Am) o el curio (Cm).

Además, se denominan **elementos transuránicos (TRU)** a aquéllos generados por las reacciones de captura que tienen un número atómico mayor que 92 (el del U). Dentro de esta clasificación entran el Pu y los actínidos minoritarios más comunes, tales como el Np, el Am o el Cm.

- **Productos de fisión (PF):** como se ha explicado en la Sección I.2, cuando se produce la fisión nuclear, el uranio se divide en dos núcleos más pequeños, emitiendo neutrones y liberando energía en forma de calor. Estos núcleos más pequeños son los productos de fisión (Z= 32 a 71), los cuales se pueden clasificar como:
 - **PF estables:** no suponen un problema para la eliminación de residuos. [26]
 - **PF de vida corta:** debido a que su radiactividad decae en un período de tiempo corto, no son un problema significativo para la eliminación de residuos. [26]
 - **PF de vida media:** los más relevantes son el ¹³⁷Cs (cesio) y el ⁹⁰Sr (estroncio), al ser isótopos con una alta carga térmica. Son los principales causantes de la alta generación de calor al principio del almacenamiento a largo plazo, pero tanto la

carga térmica como su actividad decae muy significativamente en un par de siglos. [26]

- PF de larga vida: principalmente ^{129}I (yodo) y ^{99}Tc (tecnecio).

Además, se denominan lantánidos (o tierras raras), al grupo de elementos químicos cuyo número atómico comprende del 57 al 71 (ambos incluidos).

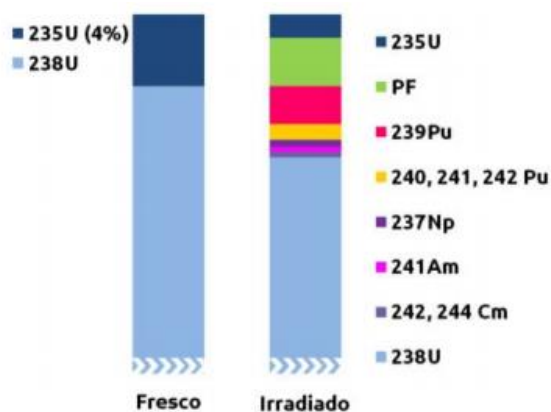


Figura I-13: Composición del combustible nuclear antes y después de la irradiación⁶³

Teniendo en cuenta los elementos que conforman el combustible irradiado, para reactores de agua ligera, se puede hablar de una composición de estos materiales bastante bien aproximada. De esta manera, se puede decir que el combustible nuclear irradiado está compuesto por: 94-96% de uranio, del cual un 1% aproximadamente es U-235 [68] [45]; 1-1,5% de plutonio, siendo un 0,5% ^{239}Pu [45]; 3-5% de productos de fisión, siendo un ~3% PF de corta vida, un ~0,3% FP de alta carga térmica y un ~0,1% de larga vida [26]; y 0,1% de actínidos minoritarios [57] [180] [150]

Como se puede observar, el combustible nuclear gastado sigue estando compuesto en su mayoría por uranio, aunque con menor peso de uranio físil ^{235}U . No obstante, también está compuesto por Pu, siendo el ^{239}Pu también físil. Por tanto, el potencial energético del combustible nuclear gastado se mantiene muy alto.

I.4.4. Marco legal y normativas para la gestión de los residuos radiactivos y del combustible nuclear gastado

Cada país establece sus propias normativas en relación a la gestión de los residuos radiactivos y del combustible nuclear gastado. No obstante, generalmente las políticas nacionales abordan los siguientes puntos [213]:

- Responsabilidades en el país para la gestión del CNG y los residuos radiactivos.
- Disposiciones para la financiación de la gestión
- Opciones de gestión del CNG preferidas, políticas para la eliminación de residuos, importación y exportación de CNG y residuos radiactivos.
- Desmantelamiento de instalaciones nucleares
- Información al público y participación pública en las decisiones relacionadas con los residuos radiactivos.

En general, se establece que el país productor de los residuos radiactivos debe ser el que lo almacene y la importación y exportación de CNG está estrictamente controlada. Si el CNG se lleva a reprocessar a un país, habitualmente los residuos generados deben volver al país de origen para su almacenamiento definitivo. En la Unión Europea esto es un requerimiento legal, establecido en el Artículo 2(3)b de la Directiva Euratom 2011/70 [214]. No obstante, también se establece la posibilidad de una instalación de almacenamiento definitivo conjunta de mutuo acuerdo entre países miembros, ya que se considera que, en algunos casos, puede ser beneficioso a nivel de seguridad y de costes.

⁶³ Fuente: CSN [133]

La IAEA establece en sus estándares de seguridad (Safety Standards) una serie de requisitos que deben seguirse en cada país para la seguridad nuclear, entre los que se encuentran los estándares para la gestión del combustible nuclear gastado. Por tanto, de manera general, en primer lugar, se establece en el Requisito 2: Establecimiento de un marco legal para seguridad [215]:

“El gobierno debe establecer y mantener un marco gubernamental, legal y regulatorio para seguridad dentro de los cuales las responsabilidades estén claramente asignadas”

“Este marco legislativo y regulatorio debe asegurar:

- i) El establecimiento de requisitos y reglamentos nacionales aplicables para la seguridad a la radiación;
- ii) Un sistema de licencias para las actividades de gestión de combustible gastado y residuos radiactivos;
- iii) Un sistema de prohibición de la operación sin licencia de instalaciones de combustible gastado o residuos radiactivos;
- iv) Un sistema de control institucional apropiado, inspección regulatoria y documentación e informes;
- v) El cumplimiento de la normativa aplicable y de los términos de las licencias.
- vi) Una clara asignación de las responsabilidades de los organismos involucrados en las diferentes etapas de la gestión del combustible gastado y de los residuos radiactivos.”

La Directiva Euratom 70/2011 establece un marco comunitario con requisitos similares para la gestión responsable y segura del CNG y de los residuos radiactivos dentro de la Unión Europea. Sus objetivos son: i) la gestión segura y responsable del combustible gastado y los residuos radiactivos; ii) el establecimiento de medidas nacionales de los Estados miembros y iii) la garantía de información y participación en la toma de decisiones del público. [214] [136]

En segundo lugar, la IAEA establece en los Requisitos 3 y 4 los elementos esenciales para un marco regulatorio [215]:

“Requisito 3: Establecimiento de un organismo regulador

El gobierno, a través del sistema legal, debe establecer y mantener un organismo regulador y debe otorgarle la autoridad legal y proveerlo con la competencia y los recursos necesarios para cumplir con su obligación legal para el control regulador de las instalaciones y actividades.”

“Requisito 4: Independencia del organismo regulador

El gobierno debe garantizar que el organismo regulador sea efectivamente independiente en su toma de decisiones relacionadas con la seguridad y que tenga una separación funcional de las entidades que tienen responsabilidades o intereses que podrían influir indebidamente en la toma de decisiones.”

En España, en 1980 se creó, con este fin, el Consejo de Seguridad Nuclear, bajo la Ley 15/1980, de 22 de abril, de creación del Consejo de Seguridad Nuclear [216]. Así, el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) se establece como “el único organismo competente en España en materia de seguridad nuclear y protección radiológica. Es un ente de Derecho Público, independiente de la Administración General del Estado, con personalidad jurídica y patrimonio propio, que se rige por su Estatuto y rinde cuentas al Congreso de los Diputados y al Senado.” [132]

Así, el CSN establece como su misión la de “proteger a los trabajadores, la población y el medio ambiente de los efectos nocivos de las radiaciones ionizantes, consiguiendo que las instalaciones nucleares y radiactivas sean operadas por los titulares de forma segura, y estableciendo las

medidas de prevención y corrección frente a emergencias radiológicas, cualquiera que sea su origen.” [132]

En tercer lugar, la IAEA establece la necesidad de establecer organizaciones estatales para la gestión de residuos radiactivos. “Aunque la responsabilidad primaria de la gestión del combustible gastado y los residuos radiactivos cae en el propietario o el titular de la licencia de la instalación, hay una necesidad práctica para buscar soluciones a nivel nacional debido a los aspectos a largo plazo. Muchos Estados han creado organizaciones nacionales de gestión de residuos radiactivos que son responsables para desarrollar las gestiones para el combustible gastado y los residuos radiactivos. Estas organizaciones pueden ser también responsables del tratamiento de residuos y del almacenamiento temporal, así como de la recogida centralizada y de la gestión del combustible gastado y de los residuos radiactivos.” [213]

Como se ha explicado al comienzo de esta Sección I.4, en España la organización que lleva a cabo esta labor es ENRESA, que se constituyó en 1984, bajo el Real Decreto 1522 de 4 de julio de 1984 [217].

Por último, la Directiva Euratom [214] requiere que cada Estado Miembro prepare una estrategia denominada como programa nacional para gestionar los residuos radiactivos, que debe describir las instalaciones necesarias y todas las actividades asociadas a su implementación, incluido el I+D+i y la participación pública. Este programa se debe presentar a la Comisión Europea. Los primeros informes se requerían para agosto de 2015, con un seguimiento periódico previsto cada tres años mediante un informe de progreso o cuando se produzcan cambios significativos. [214] [136]

Este informe se correspondería con el Plan General de Residuos Radiactivos (PGRR) que se mencionó al comienzo de esta Sección I.4. No obstante, el PGRR en vigor es de 2006 [18], y aunque hay actuaciones que aún se están implementando debido a retrasos ajenos a ENRESA, tal y como es la construcción del Almacén Temporal Centralizado (ATC), la Directiva requiere la actualización y presentación de los planes concretos para la gestión definitiva de los residuos radiactivos en España.

En general, la legislación y las normativas que regulan el tratamiento y gestión de residuos radiactivos, la construcción, operación y desmantelamiento de instalaciones nucleares y/o radiactivas son muy extensas. El CSN condensa en [218] toda la normativa aplicable a España.

I.5. El ciclo del combustible nuclear

En la Sección I.3 se explicaron las centrales nucleares y su funcionamiento, y en la Sección I.4 se explicó la composición del combustible nuclear y el combustible nuclear gastado (CNG). No obstante, no se entró en la explicación de las etapas previas y posteriores al uso del combustible nuclear en el reactor, lo que se conoce como el ciclo del combustible nuclear.

De esta manera, se denomina ciclo del combustible nuclear a todas las etapas y los procesos a los que se someten el uranio y, posteriormente, sus derivados, desde su extracción en la mina hasta su disposición final. Se pueden distinguir dos grandes fases en el ciclo del combustible nuclear: la fase inicial (o front-end, en inglés) y la fase de gestión del combustible nuclear gastado (o back-end). La primera abarca todas las etapas que suceden con anterioridad a la utilización del combustible nuclear en la central para la generación de energía eléctrica y la segunda, todos aquellos procesos a los que se somete el combustible nuclear irradiado tras su extracción del reactor.

I.5.1. Fase inicial del ciclo de combustible nuclear o front-end

Como se ha explicado, la fase inicial del ciclo del combustible nuclear incluye todas las etapas y procesos a los que se somete el combustible nuclear previo a su utilización en el reactor. Éstas son: minería y extracción del uranio natural (yellowcake – U_3O_8), conversión del uranio natural (de U_3O_8 a UF_6), enriquecimiento (del 0,71% de contenido de U-235 al 3-5%) y fabricación del combustible (UO_2). Este proceso no siempre es el mismo, dependiendo del tipo de combustible que se vaya a fabricar según el tipo de reactor. Por ejemplo, para el combustible CANDU, no se requiere enriquecimiento. A continuación, se van a explicar en más detalle estos procesos.

I.5.1.1. Minería y concentración del uranio

El uranio es el elemento que se usa mayoritariamente en todos los reactores del mundo actualmente. Éste se encuentra tanto en la corteza terrestre como en el agua del mar. No obstante, aunque se están investigando métodos para la recuperación del uranio del agua del mar, a día de hoy, el uranio se extrae de minas donde se encuentra con una mayor concentración. [44] [219]

Por esta razón, el uranio se encuentra geográficamente muy extendido alrededor del mundo, pero las concentraciones suelen ser muy bajas. En España, se produjo combustible nuclear durante más de 30 años, a través de la Empresa Nacional del Uranio (ENUSA), pero al trabajar con concentraciones menores al 0,1%, los precios no resultaban competitivos, por lo que se cesó la actividad. Actualmente, los grandes exportadores de uranio son Canadá y Australia, donde se trabaja con un contenido de uranio de hasta un 15-20%. [219]

La minería del uranio se realiza tanto por métodos convencionales a cielo abierto o bajo tierra. Tras la minería del uranio, se procede a la concentración del uranio, en la que se extrae del mineral en una planta de molienda donde se aplican procesos químicos según el tipo concreto de mineral. Normalmente se consigue extraer hasta un 85-95% del uranio que contiene el mineral, y la radiactividad de éste es muy baja. Los productos hijos radiactivos se dejan con los relaves de la molienda, se estabilizan y se vuelven a dejar en la mina o se eliminan. [44]

En algunos casos, se pueden aplicar soluciones químicas al mineral para disolver el uranio directamente. También se puede recuperar el uranio como un subproducto de la extracción de otros metales de sus minerales, como el cobre o el oro. [44]

En estos procesos se consigue hasta una concentración líquida del uranio de hasta 5-10 gramos/litro. Éste se precipita, se filtra y se seca, convirtiéndose en un concentrado de uranio en

forma de polvo fino (U_3O_8) llamado *yellowcake*, que contiene entre un 50 y un 85% de uranio en peso. Dependiendo de la calidad del concentrado del uranio, puede que se requiera purificarlo en mayor grado antes de ser enviado a la planta de conversión. [44] [219]

I.5.1.2. Purificación y conversión del uranio

En la purificación, se eliminan las impurezas del *yellowcake* mediante procesos químicos, donde se consigue una pureza nuclear apta para las reacciones en cadena. Esta alta purificación que se requiere para el combustible nuclear se consigue disolviendo el concentrado de uranio en ácido nítrico, filtrando y tratando la solución con disolventes químicos. El nitrato de uranilo resultante tiene una pureza mayor al 99,5%. [44] [219]

A continuación, el nitrato de uranilo se vuelve a convertir en óxido de uranio, tras lo cual se convierte en hexafluoruro de uranio (UF_6) altamente volátil, que se utiliza para el proceso de enriquecimiento. En caso de que el enriquecimiento no fuera necesario, se produce dióxido de uranio a través del nitrato de uranilo y se envía directamente a la fábrica de elementos combustibles. [44]

I.5.1.3. Enriquecimiento

Como se ha explicado anteriormente, el uranio natural se encuentra mayoritariamente en forma de ^{238}U , que es fisionable, pero no fértil. El ^{235}U se encuentra en una concentración del 0,71% en el uranio natural, cuya concentración es suficiente para reactores moderados con grafito (Magnarox) o de agua pesada (como el CANDU). No obstante, los reactores de agua ligera (LWR), como los que se utilizan en España, así como los reactores avanzados refrigerados por gas (AGR), requieren una mayor concentración de ^{235}U , ya que contienen una mayor proporción de materiales absorbentes de neutrones. [44] [219]

Este proceso en el que se aumenta la concentración de ^{235}U del 0,71% al 3-5% se conoce como enriquecimiento. Generalmente, requiere la separación en fase gaseosa, razón por la cual se utiliza el uranio en forma de UF_6 altamente volátil. Además, este compuesto tiene la ventaja de que el flúor solo tiene un isótopo, por lo que la diferencia de masas moleculares es únicamente debida a las diferencias de masas de los átomos de uranio que contienen (diferentes isótopos implican diferentes masas, al cambiar el núcleo). [44]

Originalmente, se utilizaba con mayor frecuencia la tecnología de difusión gaseosa a través de membranas porosas. [44] No obstante, con el tiempo, estas plantas se han ido sustituyendo por plantas de centrifugación gaseosa, ya que requieren mucha menos energía. [44], [74] Por esta razón, las emisiones de CO_2 , según la tecnología, pueden variar hasta más de dos órdenes de magnitud. [59] A fecha de 2010, las plantas de centrifugación gaseosa producían cerca de 2/3 de los servicios de enriquecimiento. [3]

También se están introduciendo tecnologías de enriquecimiento láser, cuyo consumo de energía es también mucho menor que el de la difusión gaseosa [44]. Aunque la tecnología dominante es la de centrifugación gaseosa, ésta podría ser sustituida por la láser al existir la posibilidad de reducir los costes significativamente [20]. No obstante, este desarrollo aún no se ha llevado a cabo.

Tras el paso por la planta de enriquecimiento, el UF_6 queda dividido en dos fracciones: i) el uranio enriquecido, que se lleva a la planta de fabricación de combustible y ii) el uranio empobrecido (residuos del enriquecimiento), que conforma la mayor parte y se almacena. Se puede utilizar para la fabricación del combustible MOX o, en un futuro, para los reactores reproductores. [44] [70] [75]

I.5.1.4. Fabricación de los elementos combustibles

Una vez enriquecido el uranio, el UF_6 se convierte en dióxido de uranio (UO_2) en polvo, que se compacta en pastillas de combustible y se sinteriza en un horno a alta temperatura para producir un combustible cerámico denso. Según el tipo de reactor, el proceso siguiente es diferente. Para los reactores PWR, las pastillas de combustible se introducen apiladas en unos tubos sellados de aleación de acero y circonio resistentes a la corrosión, cuya absorción de neutrones es baja. Estos tubos, llamados “varillas”, se ensamblan en una estructura fija geométrica denominada elemento combustible. La Figura I-11 muestra esta composición. [44] [219]

Para los reactores CANDU se sigue un procedimiento similar, pero, en este caso, con combustible de uranio sin enriquecer. También es semejante para los reactores AGR, aunque en éstos, para contener las pastillas de combustible, se utiliza acero inoxidable en lugar del aleado de circonio, ya que el primero resiste la corrosión por el CO_2 utilizado como refrigerante. [44]

Una vez fabricados los elementos combustibles, se llevan a la central, donde existe un aprovisionamiento dependiente de la legislación. El combustible se mantiene en el reactor un período de 3-4 años, aunque se realiza una sustitución de aproximadamente 1/3 del combustible en períodos de 12 a 24 meses, dependiendo del reactor. En España, la central de Trillo realiza las recargas de combustible cada 12 meses, Almaraz I y II, Ascó I y II y Vandellós II cada 18 meses y Cofrentes cada 24 meses.

I.5.2. Gestión del combustible nuclear gastado o back-end

Las etapas para la gestión del combustible nuclear gastado varían en función de la estrategia de ciclo de combustible nuclear que se haya decidido implementar en el país. Hoy en día, las estrategias que se siguen a nivel mundial son: ciclo abierto, ciclo cerrado o reprocesado, almacenamiento temporal hasta definir una estrategia y la exportación del CNG [19]. No obstante, como se ha explicado en la Sección I.4, la exportación e importación de residuos radiactivos está ampliamente controlada y limitada, incluso estando prohibida en muchos países, salvo para el reprocesado. Asimismo, también hay países que barajan la opción de una gestión conjunta.

De esta manera, realmente nos encontramos ante dos estrategias actuales principalmente: el ciclo abierto y el ciclo cerrado. A continuación, se va a explicar en qué consiste cada una de estas estrategias.

I.5.2.1. Ciclo abierto

El ciclo abierto consiste en el almacenamiento directo del combustible nuclear gastado, sin alterarlo químicamente por ningún proceso intermedio, de manera segura durante miles de años hasta que su radiactividad haya alcanzado los niveles del uranio natural o niveles de seguridad.

En primer lugar, el combustible irradiado se extrae del reactor y se lleva a las piscinas de la central para su enfriamiento. El período mínimo se estima entre 5 y 10 años [3] [27], aunque el tiempo necesario depende específicamente del tipo de reactor, el grado de quemado, el tipo de combustible utilizado, etc. habiéndose considerado, en algunos casos, hasta un mínimo de 3 años [130]. Esta etapa es común para todas las estrategias de gestión y forma parte del almacenamiento temporal del combustible gastado.

Tras esta fase de enfriamiento inicial, se procede al almacenamiento temporal, pero las decisiones específicas de cómo se gestiona el combustible nuclear gastado dependen de la política de cada país. Por norma general, éste se traslada a un almacenamiento en seco que puede estar situado en la propia central o fuera de la central. El primero es lo que se conoce como almacén temporal

individualizado, o ATI. El segundo, almacén temporal centralizado, o ATC. Las ventajas y características de cada uno se expondrán en la Sección 2.2.

Sin embargo, no siempre se da el caso de un traslado temprano del combustible irradiado de las piscinas a un almacén en seco, sino que en ocasiones se prolonga el almacenamiento en las piscinas. Esto puede deberse a diversas causas, abarcando desde que se opte por esta solución técnicamente, como que se retrase el traslado por razones políticas y sociales debido a una falta de decisión y/o licencias a la hora de construir los almacenes en seco, tanto individualizados como centralizados. El problema es que la capacidad de las piscinas es limitada, por lo que éstas pueden llegar a saturarse. Llegados a ese punto, el traslado del combustible nuclear gastado a otras instalaciones se hace inevitable.

Finalmente, tras un período mínimo de 50 a 100 años de almacenamiento temporal [3], el combustible nuclear gastado debe trasladarse a un almacenamiento definitivo. Hoy en día, la opción más ampliamente extendida y aceptada mundialmente es la del almacenamiento en formaciones geológicas estables a gran profundidad, lo que se conoce como almacén geológico profundo, o AGP, explicado en más detalle en la sección 2.4 del Estado del Arte. Actualmente no existe ninguno construido y operable. Sin embargo, países que han optado por el ciclo abierto como estrategia de gestión, como Finlandia y Suecia, están en un proceso avanzado en su planificación y construcción de los AGPs.

La Figura I-14 muestra el esquema del ciclo abierto, sin incluir la fase inicial del ciclo de combustible nuclear o front-end.

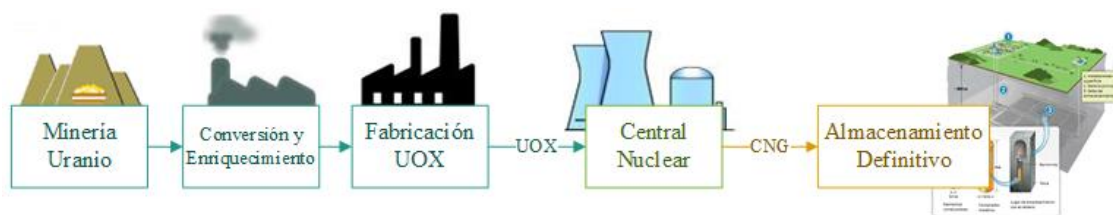


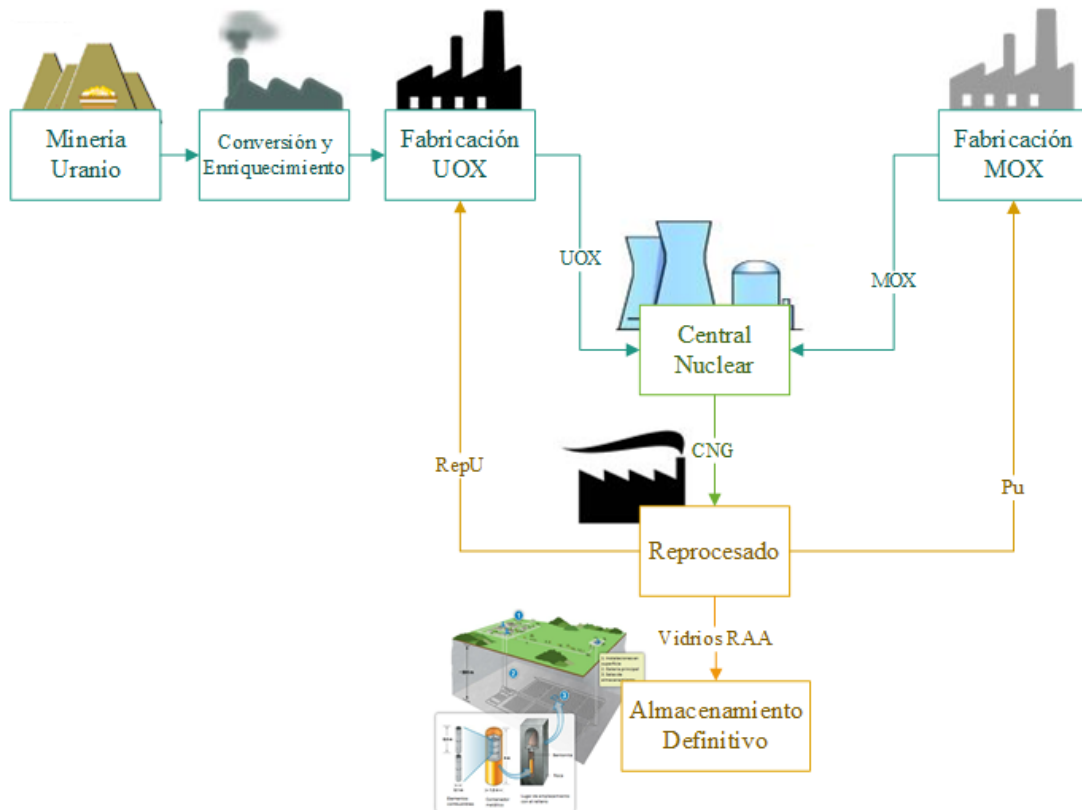
Figura I-14: Esquema del ciclo abierto⁶⁴

I.5.2.2. Ciclo cerrado

Tal y como se vio en la sección I.4.3, el combustible nuclear gastado está formado por un 96-97%, aproximadamente, de materiales reciclables, por lo que conserva, en gran parte, su potencial energético. Sin embargo, el combustible irradiado no puede utilizarse directamente de nuevo en un reactor, debido a los productos de fisión y los actínidos minoritarios que se producen en el quemado del combustible. Por tanto, para poder reutilizar los materiales aprovechables, el combustible ha de pasar por una serie de procesos químicos conocidos como *reprocesado*. Por tanto, el ciclo cerrado consiste en reprocesar el combustible nuclear gastado, de manera que se extraen el uranio y el plutonio, que pueden ser reciclados en nuevo combustible nuclear y utilizados en reactores que estén adaptados para este tipo de combustible.

Inicialmente, a la estrategia de reprocesar y reciclar el combustible nuclear gastado se le llamó *ciclo cerrado* [144], pero debido a que el combustible sólo se suele reciclar una o dos veces, y el ciclo no se cierra por completo, la tendencia actual es a llamar a este ciclo *parcialmente cerrado* o *twice-through* en inglés.

⁶⁴ Fuente: Elaboración propia a través de [187] y [220]

Figura I-15: Esquema del ciclo cerrado⁶⁵

De esta manera, la fase inicial en el ciclo *parcialmente cerrado* es común con la estrategia del ciclo abierto, que consiste en la extracción del combustible irradiado del reactor y su traslado a las piscinas de la central para ser enfriado. Una vez pasado el tiempo necesario para su enfriamiento inicial, el combustible usado se traslada a la instalación de reprocesado, donde se almacena a la espera de ser reprocesado.

Hoy en día, todas las tecnologías de reprocesado están basadas en el proceso que se conoce como PUREX (Plutonium and Uranium Redox Extraction) [25], mediante el cual se separa el uranio y el plutonio del combustible gastado. Lo que queda tras la extracción de estos materiales son los productos de fisión y los actínidos minoritarios, que se consideran residuo de alta actividad (RAA) y son compactados y vitrificados para su almacenamiento definitivo. Debido a que el uranio y el plutonio conforman más de un 96% del combustible irradiado [3], se produce una disminución de un 80% en el volumen final, de un 90% en la radiotoxicidad y de la disipación de calor del residuo final. Por tanto, aunque seguirá siendo necesaria la construcción de un AGP para su almacenamiento definitivo, la reducción en el volumen del AGP final disminuirá significativamente su coste, representando éste un 25% del coste de un AGP convencional.

Tras la extracción del uranio y del plutonio, éstos se pueden reciclar en nuevo combustible nuclear. Por un lado, el plutonio se utiliza para la fabricación del combustible MOX (Mixed Oxide – óxidos mixtos), que está formado por un 3-8% de plutonio [149] [20] y el porcentaje restante de uranio (natural o empobrecido) y puede ser utilizado, actualmente, en un 10% de las centrales nucleares del mundo. Por otro lado, el uranio extraído se puede enriquecer y fabricar REPUOX (reprocessed uranium oxide – óxidos de uranio reprocesado). Sin embargo, esta práctica no es habitual, debido a que el coste no es competente con el del uranio natural a día de hoy. [3] La Figura I-15 muestra el esquema del ciclo cerrado, incluyendo en azul la fase inicial del ciclo de

⁶⁵ Fuente: Elaboración propia a través de [221], [222] y [220]

combustible nuclear, o front-end, involucradas, ya que el reprocesado influye parcialmente en ellas.

No obstante, hoy en día, el MOX sólo puede ser reciclado 1 o 2 veces más, debido a las limitaciones de la tecnología actual. Por esta razón, el MOX irradiado debe almacenarse a la espera de su disposición final o del avance de la tecnología para poder ser reutilizado de nuevo en reactores convencionales o avanzados. Asimismo, ésta es la causa de que la tecnología de reprocesado y reciclado actual no se considera ciclo cerrado completamente.

I.5.2.3. Ventajas e inconvenientes

Las ventajas del reprocesado frente al ciclo abierto vienen dadas, fundamentalmente, por la reducción en las necesidades de uranio natural [28], [29], la disminución del volumen [27], radiotoxicidad a largo plazo y emisión de calor de los residuos finales (Silverio y Lamas [68], Widder [36], IAEA [71]) siempre y cuando el MOX irradiado se trate por separado, tal y como señalan de Roo y Parsons en [52] y [53]. Asimismo, aunque originalmente la radiactividad de los RAA vitrificados es mayor, ésta es mayoritariamente debida a la mayor concentración de PF (ya que el Pu y el U se han extraído), cuya radiactividad desciende mucho más rápidamente que la del CNG, reduciendo considerablemente la vida media de los isótopos que forman los residuos. [68]

El tamaño del repositorio final viene determinado, fundamentalmente, por la emisión de calor de los residuos que alberga y no tanto por el volumen de los residuos en sí. Al producirse una reducción tanto del volumen de los residuos como de su emisión de calor, esto lleva consigo la reducción del volumen del repositorio final, con su consecuente reducción de costes del AGP. [52] [53]

Por otro lado, la compactación y vitrificación facilita considerablemente el manejo de los residuos finales, y el uso del MOX incrementa la energía final extraída del uranio originalmente procedente de la mina. [68] [144] [36]

Estas ventajas se han cuantificado en diversos estudios a lo largo de los años, bajo diversas hipótesis, de las cuáles una de las más relevantes es el país en el que se está basando el estudio, ya que los costes de las instalaciones, el precio del uranio, la geolocalización, etc. pueden variar significativamente de un lugar a otro.

No obstante, a modo de guía orientativa, los beneficios del reprocesado frente al ciclo abierto se pueden cuantificar en las siguientes cifras aproximadas:

- Reducción de las necesidades de uranio natural: pueden variar desde un mínimo de un 10% [74], con un valor habitual entre el 15-20% (valores determinados por la OCDE [3], el MIT [7], Widder [36], Schneider y Marignac [67] y Pokhitonov [62]), y hasta un 25-27% (OCDE 1994 [44], Yue et al. [29] y Zagar et al. [150]).
- Aumento de la energía extraída del uranio: de un 5% [70] a un 12% [36] si se utiliza el MOX y hasta un 20% si, además, se utiliza el uranio reprocesado [36].
- Comparación del volumen de los RAA vitrificados frente al CNG: se reduce en un factor de 3 [184], 4 [36] o 5 (Park et al. [45], Zagar et al. [150] y Moratilla Soria et al. [66])
- Radiotoxicidad de los RAA vitrificados frente al CNG: se determina que se puede reducir hasta en un factor de 10 al eliminar el Pu de los RAA [150] [66].
- Reducción de la potencia calorífica de los RAA vitrificados frente al CNG: aproximadamente un 25% a los 200 años de almacenamiento. [74]
- Disminución del volumen del repositorio final: desde un 50% [45] hasta un factor de 3 [36]

- Reducción de los costes del AGP para vidrios con respecto al AGP para CNG: los costes estimados del AGP para vidrios abarcan un rango desde un 15-25% [44] [21] del coste del AGP para CNG hasta un 40-50% (valores establecidos por de Roo y Parsons [52], [53], Harvard, por Bunn et al. [20] y por Ramana y Suchitra [25]).

Sin embargo, existen una serie de inconvenientes asociados al reprocesado, que no se han de desestimar rápidamente. Los inconvenientes se pueden resumir en los siguientes puntos: i) mayor complejidad del proceso, ii) aumento considerable del volumen de los residuos de baja y media actividad, iii) aumento del riesgo de proliferación, y iv) aumento de los costes. [36]

En primer lugar, como se puede deducir a raíz de la comparación de la Figura I-14 y la Figura I-15, el ciclo del combustible nuclear se complica al introducir el reprocesado, creando más etapas en el proceso y añadiendo más transportes de combustible. Por un lado, el aumento de los transportes y la adición de nuevas etapas al proceso introduce más factores de riesgo de accidente: durante el transporte, el reprocesado o la fabricación del combustible MOX. Asimismo, la extracción del combustible requerida para su tratamiento, aumenta el riesgo de exposición de los trabajadores implicados en el proceso.

Esto lleva al segundo punto: la extracción y exposición del combustible irradiado en el proceso del reprocesado genera un gran volumen de residuos de baja y media actividad. Aunque estos residuos son más fácilmente gestionables y tienen una vida considerablemente menos larga que la del CNG, la generación de un nuevo e importante flujo de residuos es un claro inconveniente.

En tercer lugar, al haber surgido con propósitos militares, el reprocesado actual separa el Pu de otros elementos, ya que éste es el principal componente de las armas nucleares. Si bien el Pu que se extrae en el reprocesado se aleja muy significativamente de la composición requerida para sus usos militares, debido a que el enriquecimiento del mismo debería llegar a un 85% mínimo, la existencia de stocks de plutonio separado en diversos países suscita preocupación e intranquilidad a nivel mundial.

No obstante, se ha comprobado que la existencia de armas nucleares no está relacionada con el uso de la energía nuclear como fuente energética: Corea del Norte no posee tecnología nuclear para la generación de energía eléctrica, pero sí admite la posesión de armas nucleares, mientras que en Corea del Sur sucede lo opuesto: mientras aproximadamente 1/3 de la electricidad se produce con energía nuclear [223], éste país no cuenta con armas nucleares.

Asimismo, aunque el reprocesado genera stocks de Pu separado, las instalaciones que se señalan como más susceptibles a la proliferación de armas nucleares son las instalaciones de enriquecimiento, ya que éstas son requeridas para obtener la concentración necesaria para la producción de armas nucleares.

Finalmente, en relación al coste de gestión del combustible nuclear, a lo largo de los años múltiples estudios, informes y artículos científicos internacionales han estudiado los diferentes componentes de los costes y bajo diversas metodologías los han estimado para el ciclo abierto y el ciclo cerrado: OCDE de 2013 [3], Ko y Gao de 2012 [46], BCG de 2006 [21], de Roo y Parsons en 2009 [52] y 2011 [53], OCDE de 1985 [65], OCDE de 1994 [44], Harvard de 2003 [20], Moratilla Soria et al. de 2013 [66], [203] y 2015 [224] y Rodríguez-Penalonga et al. de 2016 [63]. En todos los casos, el coste del reprocesado tiende a ser mayor que el del ciclo abierto. Sin embargo, la diferencia entre estos dos depende, fundamentalmente, de la metodología y las hipótesis adoptadas.

Todas las ventajas e inconvenientes anteriormente explicados se basan en una hipótesis: la gestión separada del combustible MOX irradiado. No obstante, si se considera que se va a almacenar el MOX irradiado en un AGP de la misma manera que se hace con el CNG, las ventajas del ciclo

cerrado desaparecen, ya que el MOX irradiado es más radiactivo que el CNG, tiene mayor emisión de calor y, por tanto, con las hipótesis generales, se estima que se requiere un mayor volumen del repositorio [52] para ser gestionado (aunque algunos estudios indican lo contrario [67]). Asimismo, la vida media de los residuos no se ve reducida.

La opción más favorable para este escenario es el desarrollo de tecnologías avanzadas, tanto para reactores como para reprocesado, que puedan reprocesar y reciclar el MOX irradiado en nuevo combustible nuclear, aprovechando al máximo su potencial energético y reduciendo significativamente los residuos finales a gestionar, así como su radiactividad, emisión de calor y volumen. Estas tecnologías se explican en el Apartado 2.1.4 del Capítulo 2 de Estado del Arte.

ANEXO II: REFERENCIAS

- [1] «Energia/2019». [En línea]. Disponible en: <https://www.foronuclear.org/es/energia/2019>. [Accedido: 04-jul-2019].
- [2] C. Martínez Vidal y V. Casajús Díaz, *Mix de generación en el sistema eléctrico español en el horizonte 2030*, Nov. 2007. Madrid (España): Foro de la Industria Nuclear Española, 2007.
- [3] OECD/NEA, «The Economics of the Back End of the Nuclear Fuel Cycle», OECD/NEA, Issy-les-Moulineaux, France, NEA#7061, oct. 2013.
- [4] Y. Zhou, «Why is China going nuclear?», *Energy Policy*, vol. 38, n.º 7, pp. 3755-3762, jul. 2010.
- [5] . OECD/NEA, «Nuclear Energy: Combating Climate Change», Organisation for Economic Co-operation and Development, NEA#7208, 2015.
- [6] C. B. López, A. Carreras, y X. Tafunell, *Estadísticas históricas de España: siglos XIX-XX*. Fundación BBVA, 2005.
- [7] J. Deutch *et al.*, «The Future of Nuclear Power - An interdisciplinary MIT study», MIT, 2003.
- [8] J. M. Deutch, C. W. Forsberg, A. C. Kadak, M. S. Kazimi, E. J. Moniz, y J. E. Parsons, «Update of the MIT 2003 Future of Nuclear Power», *Camb. Mass Rep. Mass. Inst. Technol. Retrieved Sept.*, vol. 17, p. 2009, 2009.
- [9] P. L. Joskow y J. E. Parsons, «The Future of Nuclear Power After Fukushima», 2012.
- [10] S. Hong, C. J. A. Bradshaw, y B. W. Brook, «Evaluating options for the future energy mix of Japan after the Fukushima nuclear crisis», *Energy Policy*, vol. 56, pp. 418-424, may 2013.
- [11] R. Laleman y J. Albrecht, «Nuclear and old fossil phase out scenarios: Assessment of shortages, surpluses and the load factor of flexible assets with high renewable generation targets - A Belgian case study», *Int. J. Electr. Power Energy Syst.*, vol. 74, pp. 338-347, ene. 2016.
- [12] J. Twidell, «The Fall and Rise of Nuclear Power in Britain», *Energy*, vol. 115, Part 1, pp. 872-874, nov. 2016.
- [13] R. Malischek y J. Trueby, «The future of nuclear power in France: an analysis of the costs of phasing-out», *Energy*, vol. 116, pp. 908-921, dic. 2016.
- [14] M. Fuersch, D. Lindenberger, R. Malischek, S. Nagl, T. Panke, y J. Trueby, «German Nuclear Policy Reconsidered: Implications for the Electricity Market», *Econ. Energy Environ. Policy*, vol. 1, n.º 3, pp. 39-58, sep. 2012.
- [15] G. Alonso y E. del Valle, «Economic analysis of an alternative strategy for CO2 mitigation based on nuclear power», *Energy*, vol. 52, pp. 66-76, abr. 2013.
- [16] Nuclear Energy Agency, Ed., *Radioactive waste in perspective*. Paris: OECD Publ, 2010.
- [17] OECD, *Public Attitudes to Nuclear Power*. 2010.
- [18] ENRESA, «Sexto Plan General de Residuos Radiactivos», ENRESA, (6º PGRR), jun. 2006.
- [19] P. Hogselius, «Spent nuclear fuel policies in historical perspective: An international comparison», *Energy Policy*, vol. 37, n.º 1, pp. 254-263, ene. 2009.
- [20] M. Bunn, J. P. Holdren, S. Fetter, y B. Van Der Zwaan, «The economics of reprocessing versus direct disposal of spent nuclear fuel», *Nucl. Technol.*, vol. 150, n.º 3, pp. 209-230, 2005.
- [21] G. Aubert, L. Billes-Garabedian, T. Barracco, R. Peters, y P. Seshadri, «Economic Assessment of Used Nuclear Fuel Management in the United States», Boston Consulting Group (BCG) for AREVA, jul. 2006.
- [22] E. A. Schneider, M. R. Deinert, y K. B. Cady, «Cost analysis of the US spent nuclear fuel reprocessing facility», *Energy Econ.*, vol. 31, n.º 5, pp. 627-634, sep. 2009.
- [23] G. D. Recktenwald y M. R. Deinert, «Cost probability analysis of reprocessing spent nuclear fuel in the US», *Energy Econ.*, vol. 34, n.º 6, pp. 1873-1881, nov. 2012.
- [24] P. K. Wattal, «Back end of Indian nuclear fuel cycle-A road to sustainability», *Prog. Nucl. Energy*, vol. 101, pp. 133-145, nov. 2017.
- [25] M. V. Ramana y J. Y. Suchitra, «Costing plutonium: economics of reprocessing in India», *Int. J. Glob. Energy Issues*, vol. 27, n.º 4, pp. 454-471, 2007.
- [26] R. Natarajan, «Reprocessing of spent nuclear fuel in India: Present challenges and future programme», *Prog. Nucl. Energy*, vol. 101, pp. 118-132, nov. 2017.

- [27] Y. Chen, G. Martin, C. Chabert, R. Eschbach, H. He, y G.-A. Ye, «Prospects in China for nuclear development up to 2050», *Prog. Nucl. Energy*, vol. 103, pp. 81–90, 2018.
- [28] Y. Zhou, «China's spent nuclear fuel management: Current practices and future strategies», *Energy Policy*, vol. 39, n.º 7, pp. 4360-4369, jul. 2011.
- [29] Q. Yue, J. He, S. Zhi, y H. Dong, «Fuel cycles optimization of nuclear power industry in China», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 111, pp. 635-643, ene. 2018.
- [30] «Nuclear Energy in Finland | Finnish Nuclear Power - World Nuclear Association». [En línea]. Disponible en: <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-a-f/finland.aspx>. [Accedido: 11-sep-2018].
- [31] «Nuclear Energy in Sweden - World Nuclear Association». [En línea]. Disponible en: <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-o-s/sweden.aspx>. [Accedido: 11-sep-2018].
- [32] O. Brotzen, «Public acceptance and real testing of a nuclear repository», *Waste Manag.*, vol. 15, n.º 8, pp. 559-566, ene. 1995.
- [33] M. Koebl, J. Skrzyppek, y S. Fopp, «A Well Established System For The Dry Storage Of Spent Fuel», *23rd Int. Conf. Nucl. Energy New Eur. Nene 2014*, 2014.
- [34] G. Spykman, «Dry storage of spent nuclear fuel and high active waste in Germany—Current situation and technical aspects on inventories integrity for a prolonged storage time», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 50, n.º 2, pp. 313-317, mar. 2018.
- [35] P. N. Standing y F. Takats, «Evolution of Spent Fuel Dry Storage», *Atw-Int. J. Nucl. Power*, vol. 61, n.º 11, pp. 673-678, nov. 2016.
- [36] S. Widder, «Benefits and concerns of a closed nuclear fuel cycle», *J. Renew. Sustain. Energy*, vol. 2, n.º 6, p. 062801, nov. 2010.
- [37] P. N. Swift y E. J. Bonano, «Geological Disposal of Nuclear Waste in Tuff: Yucca Mountain (USA)», *Elements*, vol. 12, n.º 4, pp. 263-268, ago. 2016.
- [38] J. S. Stuckless y R. A. Levich, «The Road to Yucca Mountain-Evolution of Nuclear Waste Disposal in the United States», *Environ. Eng. Geosci.*, vol. 22, n.º 1, pp. 1-25, feb. 2016.
- [39] *Energía Nuclear: La Gestión del Combustible Nuclear Usado*, N.º 1. Madrid (España): Cortes Generales, 2011.
- [40] *La Gestión del Combustible Nuclear Usado*, N.º 1. Madrid (España): Congreso de los Diputados, 2015.
- [41] S. K. Kim, W. I. Ko, S. R. Youn, y R. X. Gao, «Nuclear Fuel Cycle Cost Estimation and Sensitivity Analysis of Unit Costs on the Basis of an Equilibrium Model», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 47, n.º 3, pp. 306-314, abr. 2015.
- [42] V. S. Krasnorutskyy y O. S. Kirsanova, «On the Options of Ukraine's Nuclear Fuel Cycle», *Probl. At. Sci. Technol.*, n.º 2, pp. 74-81, 2019.
- [43] F. Ganda, B. Dixon, E. Hoffman, T. K. Kim, T. Taiwo, y R. Wigeland, «Economic Analysis of Complex Nuclear Fuel Cycles with NE-COST», *Nucl. Technol.*, vol. 193, n.º 2, pp. 219-233, feb. 2016.
- [44] OECD/NEA, «The Economics of the Nuclear Fuel Cycle», OECD/NEA, Paris, France, NEA#386, ene. 1994.
- [45] B. H. Park, F. Gao, E. Kwon, y W. I. Ko, «Comparative study of different nuclear fuel cycle options: Quantitative analysis on material flow», *Energy Policy*, vol. 39, n.º 11, pp. 6916-6924, nov. 2011.
- [46] W. I. Ko y F. Gao, «Economic Analysis of Different Nuclear Fuel Cycle Options», *Sci. Technol. Nucl. Install.*, p. 293467, 2012.
- [47] J.-M. Charpin, B. Dessus, y R. Pellat, «Economic Forecast Study of the Nuclear Power Option», jul. 2000.
- [48] S. Kim, H. Jang, R. Gao, C. Kim, Y. Chung, y S. Bang, «Break-Even Point Analysis of Sodium-Cooled Fast Reactor Capital Investment Cost Comparing the Direct Disposal Option and Pyro-Sodium-Cooled Fast Reactor Nuclear Fuel Cycle Option in Korea», *Sustainability*, vol. 9, n.º 9, p. UNSP 1518, sep. 2017.
- [49] J. Zhang, Z. Liu, y L. Wang, «Uranium demand and economic analysis of different nuclear fuel cycles in China», *Energy Strategy Rev.*, vol. 9, pp. 50-61, mar. 2016.

- [50] C. Zhou, X. Liu, Z. Gu, y Y. Wang, «Economic analysis of two nuclear fuel cycle options», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 71, pp. 230-236, sep. 2014.
- [51] S. Brinton y M. Kazimi, «A nuclear fuel cycle system dynamic model for spent fuel storage options», *Energy Convers. Manag.*, vol. 74, pp. 558-561, oct. 2013.
- [52] G. De Roo y J. E. Parsons, «Nuclear Fuel Recycling, the Value of the Separated Transuranics and the Levelized Cost of Electricity», *Available SSRN 1470926*, 2009.
- [53] G. De Roo y J. E. Parsons, «A methodology for calculating the levelized cost of electricity in nuclear power systems with fuel recycling», *Energy Econ.*, vol. 33, n.º 5, pp. 826-839, sep. 2011.
- [54] S. Kim, W. Ko, H. Nam, C. Kim, Y. Chung, y S. Bang, «Statistical model for forecasting uranium prices to estimate the nuclear fuel cycle cost», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 49, n.º 5, pp. 1063-1070, ago. 2017.
- [55] S. Kim, W. Ko, S. Youn, R. Gao, y S. Bang, «Advanced fuel cycle cost estimation model and its cost estimation results for three nuclear fuel cycles using a dynamic model in Korea», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 293, pp. 159-165, nov. 2015.
- [56] L. M. Pierpoint, «Illuminating Fuel Cycle Decision Drivers Using a Decision Analysis Framework», *Nucl. Sci. Eng.*, vol. 186, n.º 1, pp. 66-82, abr. 2017.
- [57] R. Gao, S. Choi, Y. Zhou, y W. Il Ko, «Performance modeling and analysis of spent nuclear fuel recycling», *Int. J. Energy Res.*, vol. 39, n.º 15, pp. 1981-1993, dic. 2015.
- [58] R. Gao, S. Choi, W. I. Ko, y S. Kim, «Economic potential of fuel recycling options: A lifecycle cost analysis of future nuclear system transition in China», *Energy Policy*, vol. 101, pp. 526-536, feb. 2017.
- [59] S. Choi, H. O. Nam, y W. I. Ko, «Environmental life cycle risk modeling of nuclear waste recycling systems», *Energy*, vol. 112, pp. 836-851, oct. 2016.
- [60] G. Zhang *et al.*, «Nuclear fuel cycle modelling using MESSAGE», *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 311, n.º 2, pp. 1435-1440, feb. 2017.
- [61] G. Rothwell, T. W. Wood, D. Daly, y M. R. Weimar, «Sustainability of light water reactor fuel cycles», *Energy Policy*, vol. 74, pp. S16-S23, dic. 2014.
- [62] Yu. A. Pokhitonov, «How can the cost of spent fuel reprocessing be reduced and reliable isolation of all the wastes be ensured?», *Radiochemistry*, vol. 59, n.º 6, pp. 547-553, nov. 2017.
- [63] L. Rodríguez-Penalonga *et al.*, «Spent Nuclear Fuel Management: Levelized Cost of Electricity Generation and Analysis of Various Production Scenarios», *Energies*, vol. 9, n.º 3, p. 178, mar. 2016.
- [64] L. Rodríguez-Penalonga y B. Y. Moratilla Soria, «A Review of the Nuclear Fuel Cycle Strategies and the Spent Nuclear Fuel Management Technologies», *Energies*, vol. 10, n.º 8, p. 1235, ago. 2017.
- [65] OECD/NEA, «The Economics of the Nuclear Fuel Cycle», OECD/NEA, Paris, France, 1985.
- [66] B. Yolanda Moratilla Soria, M. Uris Mas, M. Estadieu, A. Villar Lejarreta, y D. Echevarria-Lopez, «Recycling versus Long-Term Storage of Nuclear Fuel: Economic Factors», *Sci. Technol. Nucl. Install.*, p. 417048, 2013.
- [67] M. Schneider y Y. Marignac, *Spent nuclear fuel reprocessing in France*. 2008.
- [68] L. B. Silverio y W. de Q. Lamas, «An analysis of development and research on spent nuclear fuel reprocessing», *Energy Policy*, vol. 39, n.º 1, pp. 281-289, ene. 2011.
- [69] E. A. Andrianova, V. D. Davidenko, y V. F. Tsibulskiy, «On Feasibility of a Closed Nuclear Power Fuel Cycle with Minimum Radioactivity», *Phys. At. Nucl.*, vol. 78, n.º 11, pp. 1259-1263, dic. 2015.
- [70] OECD/NEA, «Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management», Organisation for Economic Co-operation and Development, NEA#5990, 2006.
- [71] *Spent Fuel Reprocessing Options*. Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2009.
- [72] W. Hu, J. Jing, J. Bi, C. Zhao, B. Liu, y X. Ouyang, «Minor actinides transmutation on pressurized water reactor burnable poison rods», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 110, pp. 222-229, dic. 2017.

- [73] S. Chen y C. Yuan, «Transmutation Study of Minor Actinides in Mixed Oxide Fueled Typical Pressurized Water Reactor Assembly», *J. Nucl. Eng. Radiat. Sci.*, vol. 4, n.º 4, p. UNSP 041017, oct. 2018.
- [74] OECD, *Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management*. Organisation for Economic Co-operation and Development, 2006.
- [75] OECD/NEA, «Potential Benefits and Impacts of Advanced Nuclear Fuel Cycles with Actinide Partitioning and Transmutation», Organisation for Economic Co-operation and Development, NEA#6894, 2011.
- [76] T. D. C. Nguyen, J. Choe, B. Ebiwonjumi, M. Lemaire, y D. Lee, «Core design of long-cycle small modular lead-cooled fast reactor», *Int. J. Energy Res.*, vol. 43, n.º 1, pp. 254–273, 2019.
- [77] J. Wallenius, «Maximum efficiency nuclear waste transmutation», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 125, pp. 74-79, mar. 2019.
- [78] M. Ernoult *et al.*, «Global and flexible models for Sodium-cooled Fast Reactors in fuel cycle simulations», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 128, pp. 69-76, jun. 2019.
- [79] Y. Hu, X. Wang, y K. Zhou, «Sensitivity analysis of the effect of spent fuel out-of-pile residence time and actinides recovery ratio on the performance of nuclear energy system with closed fuel cycle», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 128, pp. 278-287, jun. 2019.
- [80] R. Fujioka, H. Sagara, y C. Y. Han, «An innovative fast reactor core design for rapid reduction of separated Pu and its proliferation concerns», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 125, pp. 148-156, mar. 2019.
- [81] S. Sahin, H. M. Sahin, y G. Tunc, «Monte Carlo analysis of LWR spent fuel transmutation in a fusion-fission hybrid reactor system», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 50, n.º 8, pp. 1339-1348, dic. 2018.
- [82] S. H. Hong y M. H. Kim, «Neutronic investigation of waste transmutation option without partitioning and transmutation in a fusion-fission hybrid system», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 50, n.º 7, pp. 1060-1067, oct. 2018.
- [83] M. Kotschenreuther, P. Valanju, y S. Mahajan, «Reprocessing free nuclear fuel production via fusion fission hybrids», *Fusion Eng. Des.*, vol. 87, n.º 4, pp. 303-317, may 2012.
- [84] M. Salvatores, «Physics features comparison of TRU burners: fusion/fission hybrids, accelerator-driven systems and low conversion ratio critical fast reactors», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 36, n.º 11, pp. 1653–1662, 2009.
- [85] C. E. Velasquez, C. Pereira, M. A. F. Veloso, A. L. Costa, y G. de P. Barros, «Fusion–fission hybrid systems for transmutation», *J. Fusion Energy*, vol. 35, n.º 3, pp. 505–512, 2016.
- [86] S. H. Hong, Y. S. Park, y M. H. Kim, «Neutronics performance analysis on neutron consumption in a Fusion-Fission Hybrid System for tritium breeding», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 125, pp. 201-211, mar. 2019.
- [87] E. P. Velikhov *et al.*, «Nuclear Power System Based on Fission and Fusion Reactors is the Strategic Line of Nuclear Power Industry Development», *Phys. At. Nucl.*, vol. 81, n.º 7, pp. 981-987, dic. 2018.
- [88] R. Plukienė *et al.*, «Transmutation considerations of LWR and RBMK spent nuclear fuel by the fusion–fission hybrid system», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 330, pp. 241-249, abr. 2018.
- [89] A. Abbasi, «Analysis of uranium oxide fuel transmutation in VVER-1000 reactor using VISTA and WIMS-D4 codes», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 328, pp. 115-120, mar. 2018.
- [90] A. A. Galahom, «Reducing the plutonium stockpile around the world using a new design of VVER-1200 assembly», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 119, pp. 279-286, sep. 2018.
- [91] D. General, «Nuclear Technology Review 2016», en *General Conference*, 2016, vol. 7.
- [92] R. Natarajan y B. Raj, «Fast Reactor Fuel Reprocessing Technology: Successes and Challenges», *Energy Procedia*, vol. 7, pp. 414-420, ene. 2011.
- [93] «GIF Portal - Home - Public». [En línea]. Disponible en: https://www.gen-4.org/gif/jcms/c_9260/public. [Accedido: 29-may-2019].
- [94] E. Buhmann y G. Kirchner, «Proliferation Relevance and Safeguards Implications of Partitioning and Transmutation Nuclear Fuel Cycles», *Sci. Glob. Secur.*, vol. 26, n.º 2-3, pp. 91-108, sep. 2018.
- [95] G. I. F. Group, «Technology Roadmap Update for Generation IV Nuclear Energy Systems», OECD/NEA, 2014.

- [96] V. V. Ignatiev *et al.*, «Molten-Salt Reactor for Nuclear Fuel Cycle Closure on All Actinides», *At. Energy*, vol. 125, n.º 5, pp. 279-283, mar. 2019.
- [97] M. Alexandre *et al.*, «Monographies DEN».
- [98] D. D. Siemer, «Why the molten salt fast reactor (MSFR) is the “best” Gen IV reactor», *Energy Sci. Eng.*, vol. 3, n.º 2, pp. 83–97, 2015.
- [99] W. You y S. Hong, «An Advanced Sodium-Cooled Fast Reactor Core Concept Using Uranium-Free Metallic Fuels for Maximizing TRU Burning Rate», *Sustainability*, vol. 9, n.º 12, p. 2225, 2017.
- [100] T. Kooyman, L. Buiron, y G. Rimpault, «A comparison of curium, neptunium and americium transmutation feasibility», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 112, pp. 748-758, feb. 2018.
- [101] C. D. Bowman *et al.*, «Nuclear energy generation and waste transmutation using an accelerator-driven intense thermal neutron source», *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. Accel. Spectrometers Detect. Assoc. Equip.*, vol. 320, n.º 1-2, pp. 336–367, 1992.
- [102] C. Rubbia, «CERN concept of ADS», en *Feasibility and Motivation for Hybrid concepts for Nuclear Energy Generation and Transmutation: Proceedings of the International Atomic Energy Agency Technical Committee Meeting, Madrid, 17-19 September 1997*, 1997.
- [103] A. Baschwitz, G. Mathonnière, S. Gabriel, J.-G. Devezeaux de Lavergne, y Y. Pincé, «When would fast reactors become competitive with light water reactors? Methodology and key parameters», *Prog. Nucl. Energy*, vol. 100, pp. 103-113, sep. 2017.
- [104] W. Botsch, S. Smalian, P. Hinterding, H. Voelzke, D. Wolff, y E.-M. Kasperek, «Safety Aspects of Dry Spent Fuel Storage and Spent Fuel Management», *Asme 2013 15th Int. Conf. Environ. Remediat. Radioact. Waste Manag. Vol 1 LowIntermediate-Level Radioact. Waste Manag. Spent Fuel Fissile Mater. Transuranic High-Level Radioact. Waste Manag.*, 2013.
- [105] I. Fairlie, «Dry storage of spent nuclear fuel: The safer alternative to reprocessing», *Rep. Greenpeace Int. Response Cogema Doss. Hague Public Inq.*, 2000.
- [106] K. Lai, W. Wang, C. Yi, Y. Kuang, y C. Ye, «The study of passive cooling system assisted with separate heat pipe for decay heat removal in spent fuel pool», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 111, pp. 523-535, ene. 2018.
- [107] M. H. Kusuma *et al.*, «Passive cooling system in a nuclear spent fuel pool using a vertical straight wickless-heat pipe», *Int. J. Therm. Sci.*, vol. 126, pp. 162-171, abr. 2018.
- [108] J. Oh, S. Kwag, y J. Lee, «A new design concept and seismic margin assessment for a spent fuel storage system», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 326, pp. 150-161, ene. 2018.
- [109] A. S. Al Awad, A. Habashy, y W. A. Metwally, «Sensitivity studies in spent fuel pool criticality safety analysis for APR-1400 nuclear power plants», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 50, n.º 5, pp. 709-716, jun. 2018.
- [110] J. C. de la Rosa Blul, P. McMinn, y A. Grah, «Analysis of the inherent response of nuclear spent fuel pools», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 124, pp. 295-326, feb. 2019.
- [111] Y.-S. Chen y Y.-R. Yuann, «Accident mitigation for spent fuel storage in the upper pool of a Mark III containment», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 91, pp. 156-164, may 2016.
- [112] Z. Huang y W. Ma, «Performance of a passive cooling system for spent fuel pool using two-phase thermosiphon evaluated by RELAP5/MELCOR coupling analysis», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 128, pp. 330-340, jun. 2019.
- [113] A. González Merino, L. Costas de la Peña, y A. González, «Experimental validation of the seismic analysis methodology for free-standing spent fuel racks», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 51, n.º 3, pp. 884-893, jun. 2019.
- [114] F. N. von Hippel y M. Schoepfner, «Reducing the Danger from Fires in Spent Fuel Pools», *Sci. Glob. Secur.*, vol. 24, n.º 3, pp. 141–173, 2016.
- [115] L. Bettermann y R. Hueggenberg, «The new CASTOR^{registered} geo. A comprehensive solution for transport and storage of spent nuclear fuel, MOX and damaged fuel», *Atw Int. Z. Fuer Kernenerg.*, vol. 63, n.º 5, pp. 312-316, 2018.
- [116] S. Alyokhina y A. Kostikov, «Unsteady heat exchange at the dry spent nuclear fuel storage», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 49, n.º 7, pp. 1457-1462, oct. 2017.
- [117] S. Alyokhina, «Thermal analysis of certain accident conditions of dry spent nuclear fuel storage», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 50, n.º 5, pp. 717-723, jun. 2018.

- [118] R. Petroski, «Centralized Interim Storage of Nuclear Waste and a National Interim Storage Strategy», p. 43.
- [119] Y. Wu, J. Klein, H. Zhou, y L. Zuo, «Thermal and fluid analysis of dry cask storage containers over multiple years of service», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 112, pp. 132-142, feb. 2018.
- [120] M. Ebad Sichani, M. Hanifehzadeh, J. E. Padgett, y B. Gencturk, «Probabilistic analysis of vertical concrete dry casks subjected to tip-over and aging effects», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 343, pp. 232-247, mar. 2019.
- [121] Y. J. Kwon, «Dynamic and static structural responses of the spent nuclear fuel disposal canister due to the accidental drop and impact on to the ground», *Cogent Eng.*, vol. 4, n.º 1, p. 1373417, ene. 2017.
- [122] M. Hanifehzadeh, B. Gencturk, y R. Mousavi, «A numerical study of spent nuclear fuel dry storage systems under extreme impact loading», *Eng. Struct.*, vol. 161, pp. 68–81, 2018.
- [123] R. Poškas, V. Šimonis, H. Jouhara, y P. Poškas, «Modeling of decay heat removal from CONSTOR RBMK-1500 casks during long-term storage of spent nuclear fuel», *Energy*, vol. 170, pp. 978-985, mar. 2019.
- [124] A. Remache, Y. Addad, A. Sabeur-Bendehina, y A. Ouadha, «Thermal design optimization of passive cooling capability in a dry-storage system by adding wall undulations or semi-circular fins», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 347, pp. 140-150, jun. 2019.
- [125] U. Hampel *et al.*, «Investigations on potential methods for the long-term monitoring of the state of fuel elements in dry storage casks», *Kerntechnik*, vol. 83, n.º 6, pp. 513-522, dic. 2018.
- [126] J. M. Durham *et al.*, «Verification of Spent Nuclear Fuel in Sealed Dry Storage Casks via Measurements of Cosmic-Ray Muon Scattering», *Phys. Rev. Appl.*, vol. 9, n.º 4, p. 044013, abr. 2018.
- [127] F. Feria, J. Penalva, C. Aguado, y L. E. Herranz, «CIEMAT response to challenges on fuel safety research during dry storage», *Kerntechnik*, vol. 83, n.º 6, pp. 468-475, dic. 2018.
- [128] Y. Gao, C. R. Hughes, C. R. Greulich, J. E. Tulenko, A. Enqvist, y J. E. Baciak, «Radiation dose rate distributions of spent fuel dry casks estimated with MAVRIC based on detailed geometry and continuous-energy models», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 117, pp. 84-97, jul. 2018.
- [129] S. Al Saadi y Y. Yi, «Interim Storage of Spent Nuclear Fuel in the Uae Nuclear Power Plants», 2014.
- [130] S. Al Saadi y Y. Yi, «Dry storage of spent nuclear fuel in UAE - Economic aspect», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 75, pp. 527-535, ene. 2015.
- [131] I. B. Gomes, P. L. C. Saldanha, y A. C. M. Alvim, «A Methodology for Optimizing the Management of Spent Fuel of Nuclear Power Plants Using Dry Storage Casks», *Sci. Technol. Nucl. Install.*, vol. 2019, 2019.
- [132] «CSN - CSN». [En línea]. Disponible en: <https://www.csn.es/csn/transparencia>. [Accedido: 11-abr-2019].
- [133] «Inicio - CSN». [En línea]. Disponible en: <https://www.csn.es/home>. [Accedido: 10-ene-2019].
- [134] «ATC (Español) New», *Streamio*. [En línea]. Disponible en: http://streamio.com/api/v1/videos/591da8116f8d8dcda0000019/public_show?player_id=4c9b6854b35ea807b5000001&wmode=transparent. [Accedido: 04-jul-2019].
- [135] «EL ATC ESPAÑOL – Jóvenes Nucleares». .
- [136] V. Casajús Díaz, J. M. Moreno Mellado, J. A. Gago Bádenas, B. Y. Moratilla Soria, M. Martín Ramos, y M. Navarro Santos, *La Estrategia Española en la Gestión del Combustible Nuclear Usado*, Cortes Generales. Madrid: Congreso de los Diputados, 2018.
- [137] T. Zu, H. Wu, Y. Zheng, y L. Cao, «Economics analysis of fuel cycle cost of fusion–fission hybrid reactors based on different fuel cycle strategies», *Fusion Eng. Des.*, vol. 90, pp. 119-126, ene. 2015.
- [138] R. Rosner y R. Lordan, «Why America should move toward dry cask consolidated interim storage of used nuclear fuel», *Bull. At. Sci.*, vol. 70, n.º 6, pp. 48-62, nov. 2014.

- [139] R. Rosner, L. Kollar, y J. P. Malone, «The Back-End of the Nuclear Fuel Cycle: Establishing a Viable Roadmap for a Multilateral Interim Storage Facility», *Order*, vol. 2138, 2015.
- [140] J. J. [Oak R. N. Lab. (ORNL) Jarrell Oak Ridge, TN (United States)] *et al.*, «Cost Implications of an Interim Storage Facility in the Waste Management System», United States, sep. 2016.
- [141] «Reprocessing | Business - JNFL». [En línea]. Disponible en: <http://www.jnfl.co.jp/en/business/reprocessing/>. [Accedido: 24-mar-2017].
- [142] T. Katsuta, «The Rokkasho test: Has Japan learned the lessons of Fukushima?», *Bull. At. Sci.*, vol. 72, n.º 3, pp. 180-184, 2016.
- [143] G. S. Rothwell, «Forecasting light water reactor fuel reprocessing costs», 2009.
- [144] F. P. Ministre, J.-M. Charpin, B. Dessus, y R. Pellat, *Economic forecast study of the nuclear power option*. Citeseer, 2000.
- [145] Yu. A. Naumova, N. V. Sapozhnikova, O. N. Egorova, y A. A. Lumpov, «Determination of concentrations of fission products by ICP–AES in solutions from spent nuclear fuel reprocessing», *Radiochemistry*, vol. 59, n.º 6, pp. 618-623, nov. 2017.
- [146] D. Bascone, P. Angeli, y E. S. Fraga, «Mathematical modelling of intensified extraction for spent nuclear fuel reprocessing», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 332, pp. 162-172, jun. 2018.
- [147] S. V. Stefanovsky, O. I. Stefanovsky, S. S. Danilov, y M. I. Kadyko, «Phosphate-based glasses and glass ceramics for immobilization of lanthanides and actinides», *Ceram. Int.*, vol. 45, n.º 7, Part B, pp. 9331-9338, may 2019.
- [148] S. V. Stefanovsky, O. I. Stefanovsky, M. I. Kadyko, y B. S. Nikonov, «Sodium aluminum-iron phosphate glass-ceramics for immobilization of lanthanide oxide wastes from pyrochemical reprocessing of spent nuclear fuel», *J. Nucl. Mater.*, vol. 500, pp. 153-165, mar. 2018.
- [149] O. Amano, T. Uno, y J. Matshushima, «Energy Profit Ratio on LWR by MOX Fuel», 2009.
- [150] T. Zagar *et al.*, «Recycling as an option of used nuclear fuel management strategy», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 241, n.º 4, pp. 1238-1242, abr. 2011.
- [151] A. Favre-Reguillon, M. Draye, G. Cote, y K. R. Czerwinsky, «Insights in uranium extraction from spent nuclear fuels using dicyclohexano-18-crown-6-Fate of rhenium as technetium homolog», *Sep. Purif. Technol.*, vol. 209, pp. 338-342, ene. 2019.
- [152] B. Goddard, W. S. Charlton, y S. M. McDeavitt, «Development of a real-time detection strategy for process monitoring during nuclear fuel reprocessing using the UREX+3a method», *Nucl. Eng. Des.*, vol. 240, n.º 11, pp. 3904-3909, nov. 2010.
- [153] R. Malmbeck, D. Magnusson, y A. Geist, «Modified diglycolamides for grouped actinide separation», *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 314, n.º 3, pp. 2531-2538, dic. 2017.
- [154] J. D. Law, R. S. Herbst, D. R. Peterman, R. D. Tillotson, y T. A. Todd, «Development of a cobalt dicarbollide/polyethylene glycol solvent extraction process for separation of cesium and strontium to support advanced aqueous reprocessing», *Nucl. Technol.*, vol. 147, n.º 2, pp. 284–290, 2004.
- [155] F.-L. Fan *et al.*, «Highly Efficient and Selective Dissolution Separation of Fission Products by an Ionic Liquid [Hbet][Tf2N]: A New Approach to Spent Nuclear Fuel Recycling», *Inorg. Chem.*, vol. 58, n.º 1, pp. 603-609, ene. 2019.
- [156] S. Noh, J. Kang, D. Kwak, P. Fischer, y B. Han, «First principles thermodynamic studies for recycling spent nuclear fuels using electrorefining with a molten salt electrolyte», *Energy*, vol. 68, pp. 751-755, abr. 2014.
- [157] E. Mullen, R. Harris, D. Graham, C. Rhodes, y Z. Hodgson, «Transfer characteristics of a lithium chloride–potassium chloride molten salt», *Nucl. Eng. Technol.*, vol. 49, n.º 8, pp. 1727-1732, dic. 2017.
- [158] A. Mullabaev *et al.*, «Properties of the LiCl-KCl-Li₂O system as operating medium for pyro-chemical reprocessing of spent nuclear fuel», *J. Nucl. Mater.*, vol. 500, pp. 235-241, mar. 2018.
- [159] F. King y M. Kolář, «Lifetime Predictions for Nuclear Waste Disposal Containers», *CORROSION*, vol. 75, n.º 3, pp. 309-323, sep. 2018.

- [160] P. Abootalebi y G. Siemens, «Thermal properties of engineered barriers for a Canadian deep geological repository», *Can. Geotech. J.*, vol. 55, n.º 6, pp. 759-776, oct. 2017.
- [161] A. Schwenk-Ferrero, «German Spent Nuclear Fuel Legacy: Characteristics and High-Level Waste Management Issues», *Sci. Technol. Nucl. Install.*, vol. 2013, 2013.
- [162] J. Stoullil, M. Kouřil, Y. R. Carreno, D. Dobrev, J. Gondolli, y K. Nová, «Hydrogen Embrittlement of Duplex Stainless Steel 2205 and TiPd Alloy in a Synthetic Bentonite Pore Water», *CORROSION*, vol. 75, n.º 4, pp. 367-376, dic. 2018.
- [163] L. De Windt y N. F. Spycher, «Reactive Transport Modeling: A Key Performance Assessment Tool for the Geologic Disposal of Nuclear Waste», *Elements*, vol. 15, n.º 2, pp. 99-102, abr. 2019.
- [164] X. Pintado, E. Romero, J. Suriol, A. Lloret, y B. N. Madhusudhan, «Small-strain shear stiffness of compacted bentonites for engineered barrier system», *Geomech. Energy Environ.*, vol. 18, pp. 1-12, jun. 2019.
- [165] S. Finsterle, R. A. Muller, R. Baltzer, J. Payer, y J. W. Rector, «Thermal evolution near heat-generating nuclear waste canisters disposed in horizontal drillholes», *Energies*, vol. 12, n.º 4, p. 596, 2019.
- [166] R. Fernández, «Barreras de ingeniería para el aislamiento de residuos radiactivos», *Mater. Constr.*, n.º 303, pp. 485-492, 2011.
- [167] M. T. Kangas y P. D. Lund, «Thermohydraulic analysis of a potential nuclear waste repository site in bedrock», *Waste Manag.*, vol. 10, n.º 1, pp. 3-10, 1990.
- [168] B. Pang, H. Saurí Suárez, y F. Becker, «Reference level of the occupational radiation exposure in a deep geological disposal facility for high-level nuclear waste: A Monte Carlo study», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 110, pp. 258-264, dic. 2017.
- [169] A. Kitamura y H. Takase, «Effects of alpha-radiation on a direct disposal system for spent nuclear fuel - (1) review of research into the effects of alpha-radiation on the spent nuclear fuel, canisters and outside canisters», *J. Nucl. Sci. Technol.*, vol. 53, n.º 1, pp. 1-18, ene. 2016.
- [170] A. Kitamura, H. Takase, R. Metcalfe, y J. Penfold, «Effects of alpha-radiation on a direct disposal system for spent nuclear fuel - (2) review of research into safety assessments of direct disposal of spent nuclear fuel in Europe and North America», *J. Nucl. Sci. Technol.*, vol. 53, n.º 1, pp. 19-33, ene. 2016.
- [171] J. Wendling *et al.*, «Gas transport modelling at different spatial scales of a geological repository in clay host rock», *Environ. Earth Sci.*, vol. 78, n.º 6, p. 221, 2019.
- [172] N. C. Collier, N. B. Milestone, y K. P. Travis, «Lessons Learned from the Development of Cementitious Grouts for Deep Borehole Disposal Applications», *J. Mater. Civ. Eng.*, vol. 29, n.º 10, p. 04017197, 2017.
- [173] J. E. Geier, G. A. Lindgren, y C.-F. Tsang, «Simplified representative models for long-term flow and advective transport in fractured crystalline bedrock», *Hydrogeol. J.*, vol. 27, n.º 2, pp. 595-614, mar. 2019.
- [174] H. Aromaa, M. Voutilainen, J. Ikonen, M. Yli-Kaila, A. Poteri, y M. Siitari-Kauppi, «Through diffusion experiments to study the diffusion and sorption of HTO, ³⁶Cl, ¹³³Ba and ¹³⁴Cs in crystalline rock», *J. Contam. Hydrol.*, vol. 222, pp. 101-111, abr. 2019.
- [175] S. Poirot-Delpech y L. Raineau, «Nuclear Waste Facing the Test of Time: The Case of the French Deep Geological Repository Project», *Sci. Eng. Ethics*, vol. 22, n.º 6, pp. 1813-1830, dic. 2016.
- [176] «APM Conceptual Design and Cost Estimate for a Deep Geological Repository in Crystalline Rock», Nuclear Waste Management Organization (NWMO), Toronto, Ontario (Canada), APM-REP-00440-0011, oct. 2011.
- [177] S. Brassinnes, O. Fabbri, J. Rubenstone, T. Seppaelae, M. Siemann, y G. Kwong, «Japan's Siting Process for the Geological Disposal of High-level Radioactive Waste-An International Peer Review», Organisation for Economic Co-Operation and Development, 2016.
- [178] «Nuclear Fuel Cycle in Japan | Japanese Nuclear Fuel Cycle - World Nuclear Association». [En línea]. Disponible en: <https://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-g-n/japan-nuclear-fuel-cycle.aspx>. [Accedido: 16-jul-2019].

- [179] D. S. Metlay, «Selecting a Site for a Radioactive Waste Repository: A Historical Analysis», *Elements*, vol. 12, n.º 4, pp. 269-274, ago. 2016.
- [180] H. Kim, C. Park, y O. J. Kwon, «Conceptual design of the space disposal system for the highly radioactive component of the nuclear waste», *Energy*, vol. 115, pp. 155-168, nov. 2016.
- [181] J. Espluga Trenc, B. Medina, A. Presas, M. Rubio-Varas, y J. De la Torre, «THE SOCIAL DIMENSIONS OF THE PERCEPTION OF NUCLEAR ENERGY. An analysis of the Spanish case (1960-2015)», *Rev. Int. Sociol.*, vol. 75, n.º 4, p. e075, dic. 2017.
- [182] M. V. Ramana, «Technical and social problems of nuclear waste», *Wiley Interdiscip. Rev. Energy Environ.*, vol. 7, n.º 4, p. e289, 2018.
- [183] T. Kim y H. Park, «Perceptual differences in the factors of local acceptance of spent nuclear fuel repositories», *Land Use Policy*, vol. 67, pp. 702-709, sep. 2017.
- [184] J. Woo, J. Jang, H. Moon, y J. Lee, «Analyzing public preference and willingness to pay for spent nuclear fuel facilities in South Korea: A latent class approach», *Prog. Nucl. Energy*, vol. 100, pp. 255-265, sep. 2017.
- [185] . OECD/NEA, «Fostering a durable relationship between a waste management facility and», Organisation for Economic Co-operation and Development, NEA#7264, 2015.
- [186] . OECD/NEA, «Radioactive Waste Management and Constructing Memory for Future Generations», Organisation for Economic Co-operation and Development, Verdun, France, NEA#7259, 2015.
- [187] «Foro Nuclear». [En línea]. Disponible en: <https://www.foronuclear.org/es/>. [Accedido: 23-nov-2018].
- [188] «Energía/2018». [En línea]. Disponible en: <https://www.foronuclear.org/es/energia/2018>. [Accedido: 16-ene-2019].
- [189] «Energía/2017». [En línea]. Disponible en: <https://www.foronuclear.org/es/energia/2017>. [Accedido: 25-oct-2018].
- [190] F. Nuclear, «Resultados nucleares de 2016 y perspectivas de futuro», *Foro Nuclear*. [En línea]. Disponible en: <https://www.foronuclear.org/es/publicaciones-y-documentacion/publicaciones/periodicas/123042-resultados-nucleares-de-2016-y-perspectivas-de-futuro>. [Accedido: 10-ene-2019].
- [191] «Almaraz Trillo». [En línea]. Disponible en: <https://www.cnat.es/>. [Accedido: 10-ene-2019].
- [192] «ENERGÍA POSITIVA», ANAV. [En línea]. Disponible en: <http://www.anav.es/es/>. [Accedido: 10-ene-2019].
- [193] «Página de Inicio - CN Cofrentes». [En línea]. Disponible en: <http://www.cncofrentes.es/>. [Accedido: 10-ene-2019].
- [194] «Inicio». [En línea]. Disponible en: <http://www.enresa.es/esp/>. [Accedido: 10-ene-2019].
- [195] E. P. Extremadura, «Almaraz iniciará la obra del ATI el mes próximo tras lograr todos los permisos», *El Periódico Extremadura*. [En línea]. Disponible en: https://www.elperiodicoextremadura.com/noticias/extremadura/almaraz-iniciara-obra-ati-mes-proximo-lograr-todos-permisos_987224.html. [Accedido: 04-mar-2019].
- [196] «El Gobierno autoriza la construcción del Almacén Temporal Individualizado (ATI) en la planta de Almaraz». [En línea]. Disponible en: <http://www.radionavalmoralcope.es/Joomla/index.php/the-news/3955-el-gobierno-autoriza-la-construccion-del-almacen-temporal-individualizado-en-la-cna.html>. [Accedido: 04-mar-2019].
- [197] «Los plazos se cumplen para la construcción de un Almacén Temporal Individualizado en Garoña», *Energy News* - <https://www.energynews.es/los-plazos-se-cumplen-para-la-construccion-de-un-almacen-temporal-individualizado-en-garona/>, 15-oct-2015. .
- [198] M. Songa, C.-L. Kim, y D. S. Kessel, «Consideration of spent fuel pool island as an interim management option of spent nuclear fuel for Kori unit 3 & 4 during decommissioning of Kori site», *Energy Strategy Rev.*, vol. 21, pp. 163-171, ago. 2018.
- [199] «Las cifras del cementerio nuclear de Cuenca: 972 millones para tenerlo listo en 2024», *El Independiente*, 17-abr-2018. [En línea]. Disponible en:

- <https://www.elindependiente.com/economia/2018/04/17/las-cifras-del-cementerio-nuclear-cuenca-972-millones-tenerlo-listo-2024/>. [Accedido: 14-ene-2019].
- [200] E. P. Extremadura, «La Central de Almaraz ya tiene a punto su Almacén Temporal Individualizado», *El Periódico Extremadura*. [En línea]. Disponible en: https://www.elperiodicoextremadura.com/noticias/temadeldia/central-almaraz-ya-tiene-punto-almacen-temporal-individualizado_1115083.html. [Accedido: 21-feb-2019].
- [201] C.-H. Cho, T.-M. Kim, K.-Y. Seong, H.-J. Kim, y J.-H. Yoon, «Cost comparisons of wet and dry interim storage facilities for PWR spent nuclear fuel in Korea», *Ann. Nucl. Energy*, vol. 38, n.º 5, pp. 976-981, may 2011.
- [202] D. GRENECHE, «NUCLEAR CONSULTING dgreneche.nuclearconsulting@orange.fr», p. 59.
- [203] B. Y. Moratilla Soria y A. Villar Lejarreta, «Influence of the New Spanish Legislation concerning the Management of Nuclear Waste», *Sci. Technol. Nucl. Install.*, p. 316414, 2013.
- [204] *Curso Básico de Fusión Nuclear*, Jóvenes Nucleares. Sociedad Nuclear Española. Madrid (Spain), 2017.
- [205] L. E. Herranz, J. I. Linares-Hurtado, y B. Y. Moratilla Soria, «Fisión Nuclear. Unidad didáctica.» Universidad Pontificia Comillas.
- [206] *Curso Básico de Ciencia y Tecnología Nuclear*, Jóvenes Nucleares. Sociedad Nuclear Española. Madrid (Spain), 2013.
- [207] «Radiactividad». [En línea]. Disponible en: http://newton.cnice.mec.es/materiales_didacticos/radiactividad/estabilidad.htm. [Accedido: 05-abr-2019].
- [208] V. González García, *El Ciclo Del Combustible Nuclear*, UAM Ediciones. Madrid (Spain): Universidad Autónoma de Madrid, 2016.
- [209] «Radiactividad y Reacciones Nucleares», *Química General* - <https://www.quimicas.net/2015/08/radiactividad-y-reacciones-nucleares.html>. .
- [210] C. Paul, «Cementerio Nuclear No, ATC Si.», *abcienciade*, 07-feb-2010. .
- [211] «¿Cuántas centrales nucleares quedan en España y dónde? | Economía | EL MUNDO». [En línea]. Disponible en: <https://www.elmundo.es/economia/2017/08/02/5980c1e846163f900a8b461f.html>. [Accedido: 27-may-2019].
- [212] S. S. IAEA, «Classification of Radioactive Waste», IAEA, Vienna (Austria), General Safety Guide No. GSG-1, 2009.
- [213] *Status and Trends in Spent Fuel and Radioactive Waste Management*, IAEA. Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2018.
- [214] *Council Directive 2011/70/Euratom of 19 July 2011 establishing a Community framework for the responsible and safe management of spent fuel and radioactive waste*, vol. OJ L. 2011.
- [215] *Governmental, Legal and Regulatory Framework for Safety*. Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2016.
- [216] *Ley 15/1980, de 22 de abril, de creación del Consejo de Seguridad Nuclear.*, vol. BOE núm. 100. 1980.
- [217] *Real Decreto 1522 de 4 de julio de 1984*, vol. BOE núm. 201. .
- [218] «Normativa - CSN». [En línea]. Disponible en: <https://www.csn.es/normativa-del-csn>. [Accedido: 11-abr-2019].
- [219] V. González, *El Ciclo Del Combustible Nuclear*, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid (España): UAM Ediciones, 2013.
- [220] «El AGP – Jóvenes Nucleares», *Jóvenes Nucleares* - <http://www.jovenesnucleares.org/blog/articulos/agp/>, 24-abr-2017. .
- [221] «FEPC - Library > Power Line (vol. 2)». [En línea]. Disponible en: https://www.fepc.or.jp/english/library/power_line/detail/02/. [Accedido: 11-abr-2019].
- [222] D. I. W. Berlin, «DIW Berlin: Nuclear power and the uranium market: are reserves and resources sufficient?», 03-ene-2007. [En línea]. Disponible en: https://www.diw.de/de/diw_01.c.535933.de/presse/diw_roundup/nuclear_power_and_the_uranium_market_are_reserves_and_resources_sufficient.html. [Accedido: 11-abr-2019].

- [223] «Nuclear Power in South Korea | Nuclear Energy in the Republic of Korea - World Nuclear Association». [En línea]. Disponible en: <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-o-s/south-korea.aspx>. [Accedido: 16-may-2019].
- [224] B. Y. Moratilla Soria *et al.*, «Impact of the Taxes on Used Nuclear Fuel on the Fuel Cycle Economics in Spain», *Energies*, vol. 8, n.º 2, pp. 1426-1439, feb. 2015.

ANEXO III: DIAGRAMAS DE BLOQUES

III.1. Función principal

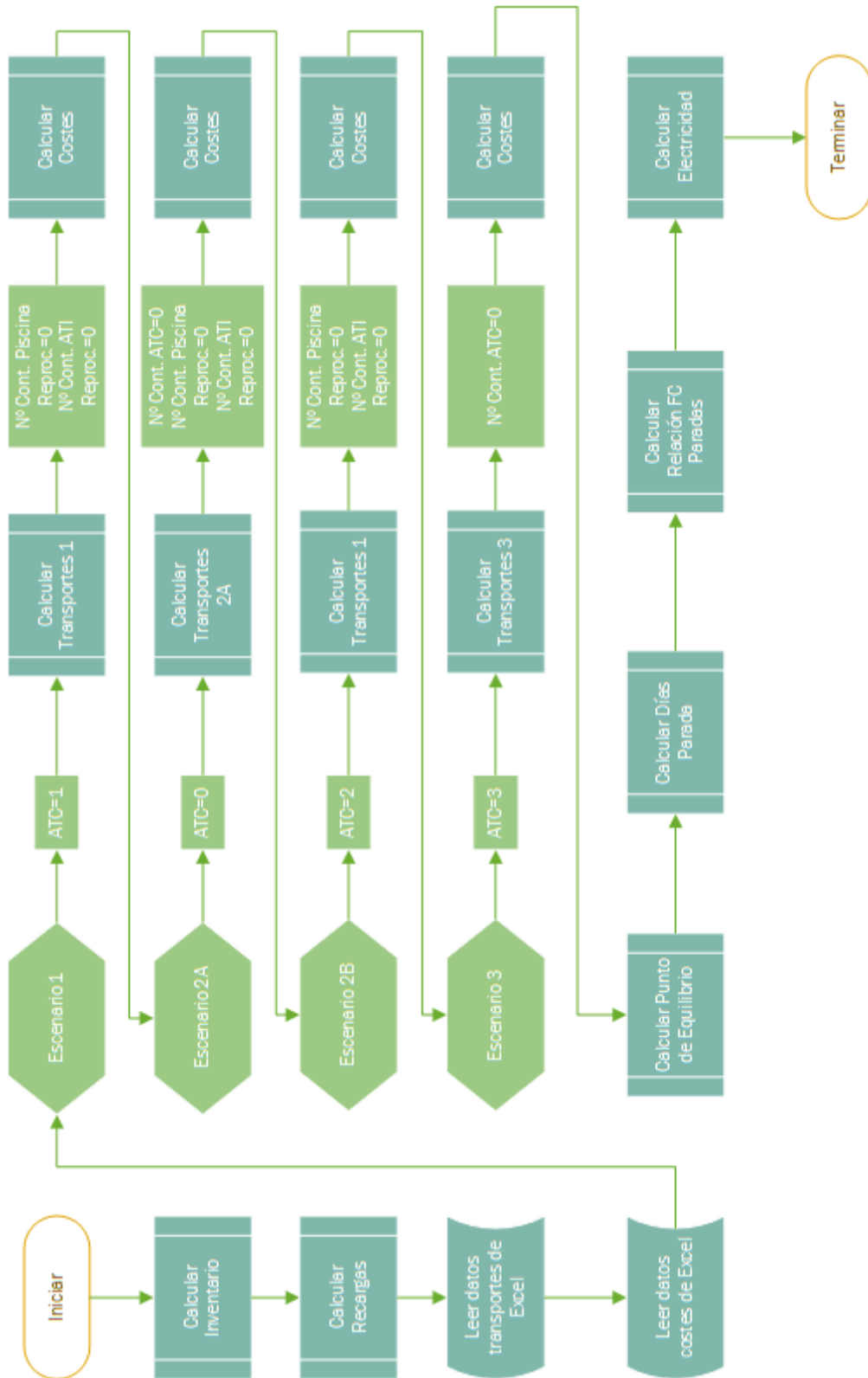


Figura III-1: Diagrama de bloques – Función principal

III.2. Función Calcular Inventario

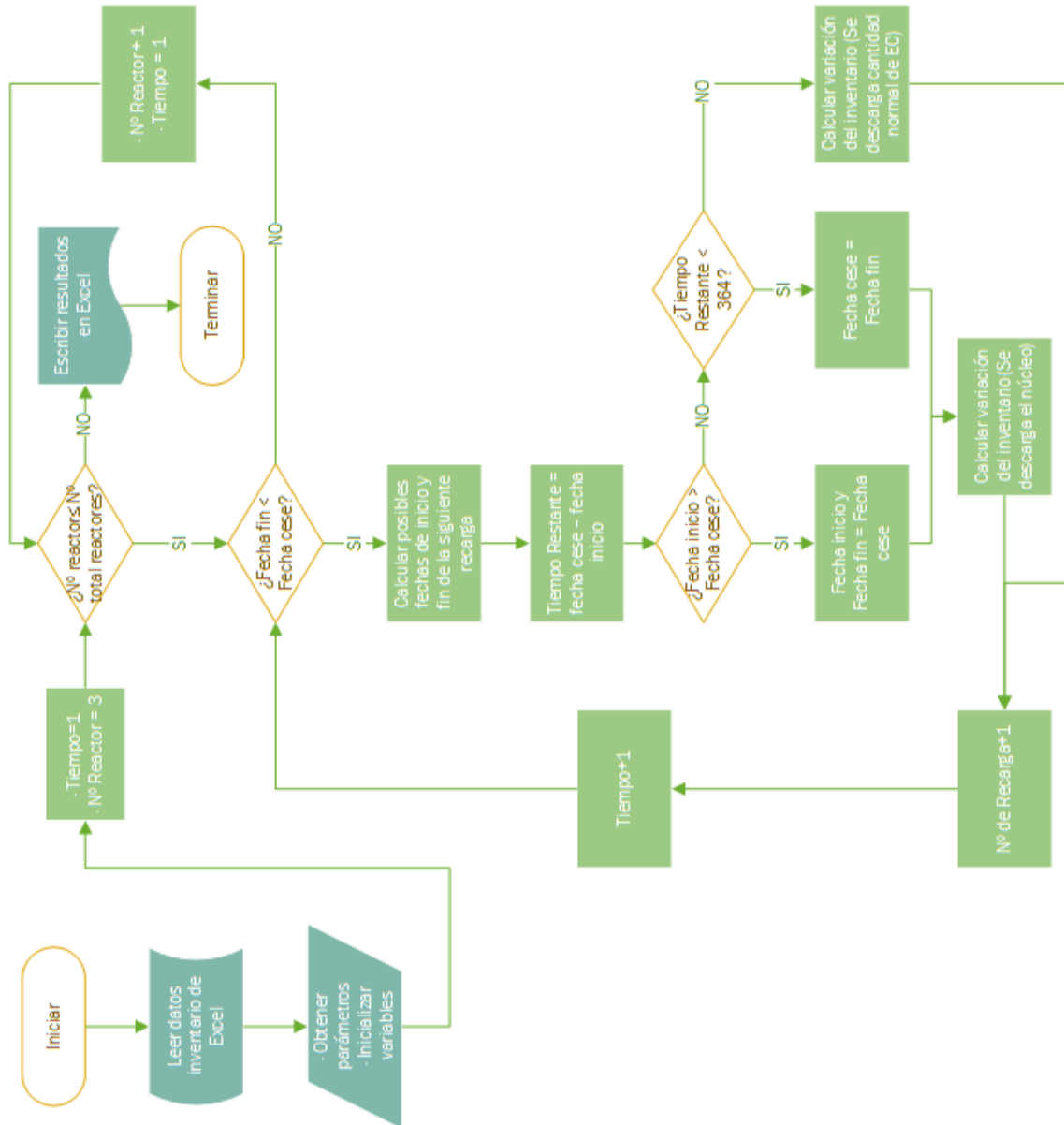


Figura III-2: Diagrama de bloques – Función Calcular Inventario

III.3. Función Calcular Recargas

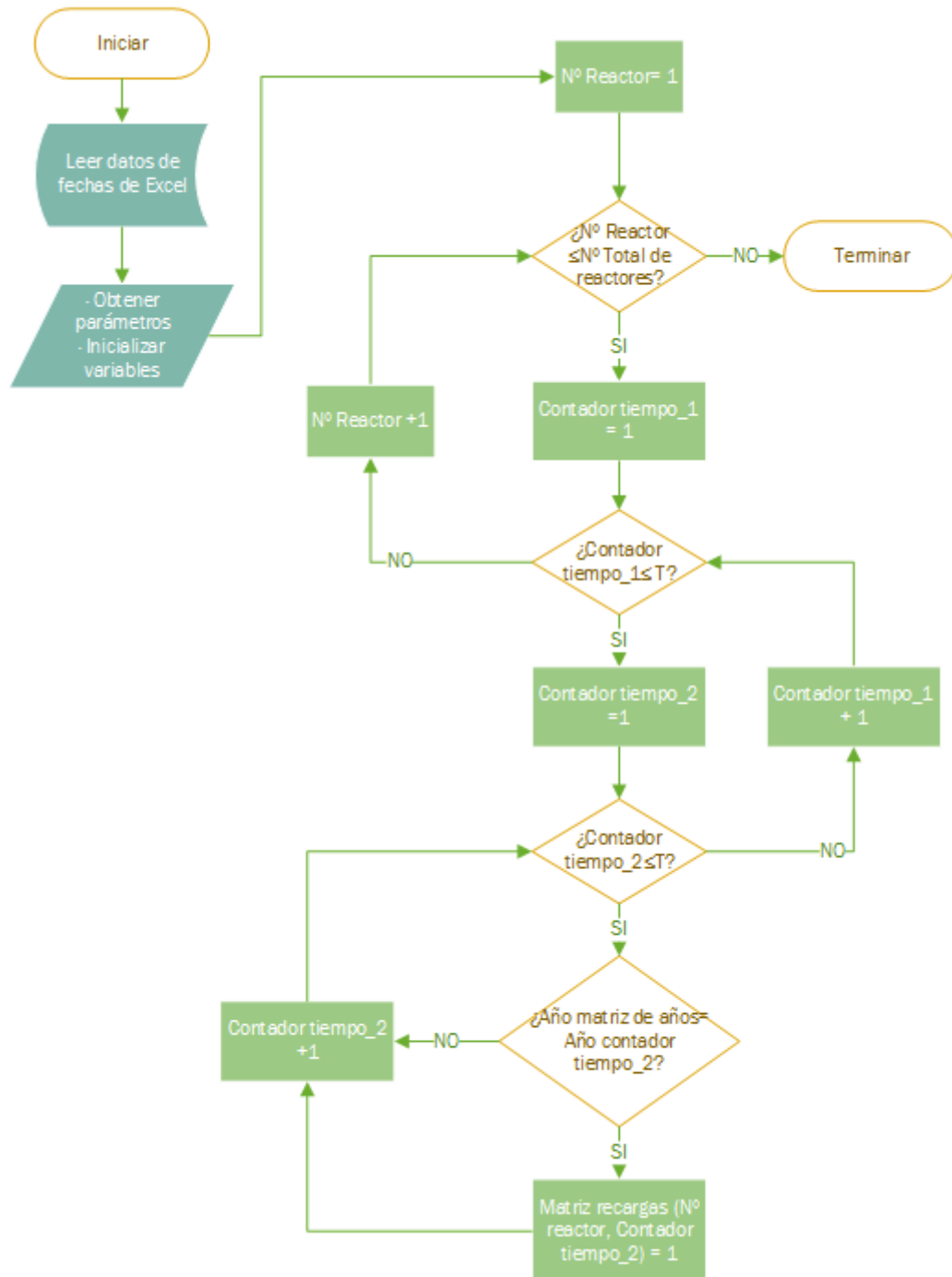


Figura III-3: Diagrama de bloques - Función Calcular Recargas

III.4. Función Calcular Transportes 1

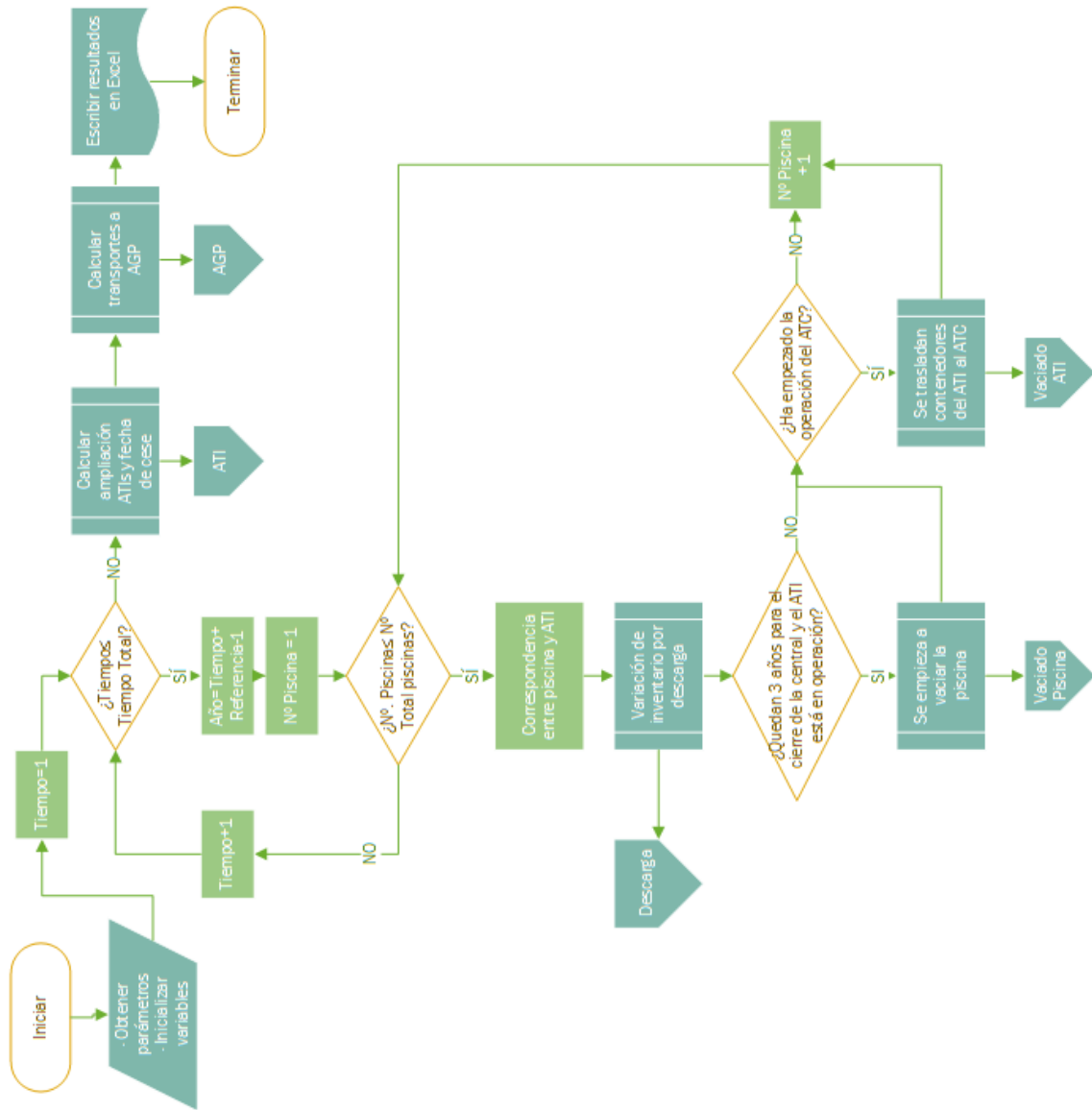


Figura III-4: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1

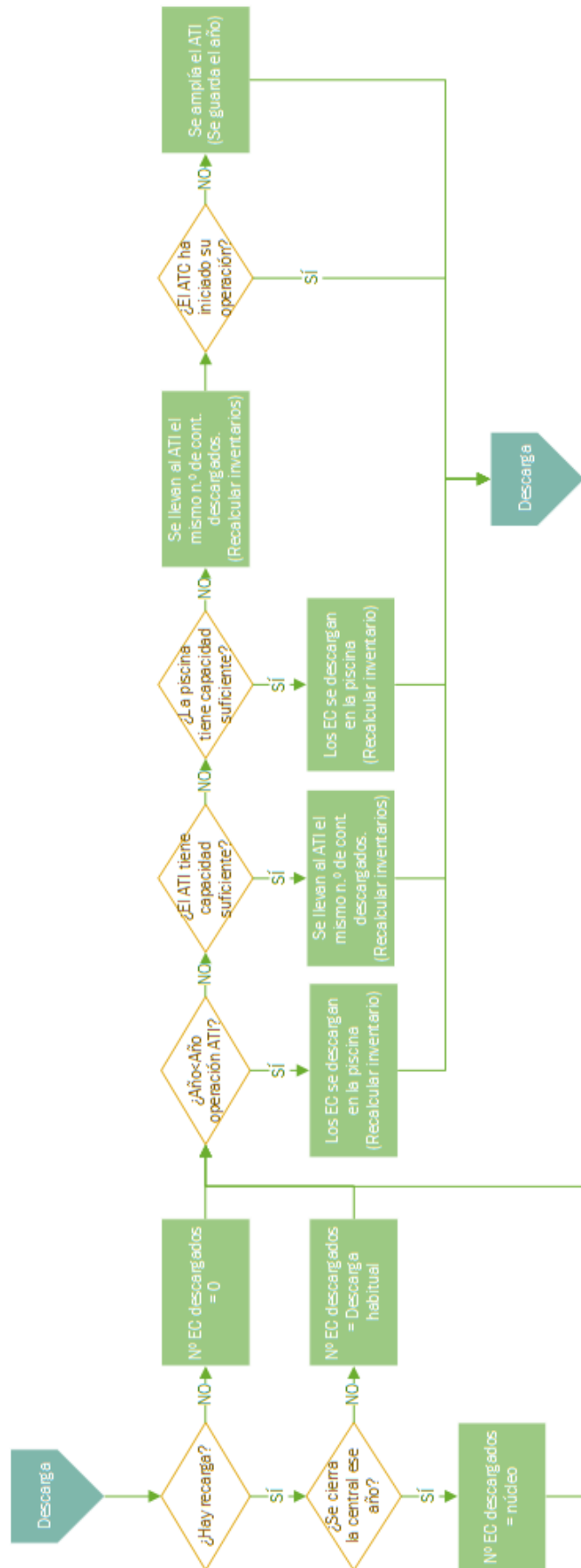


Figura III-5: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Descarga de combustible

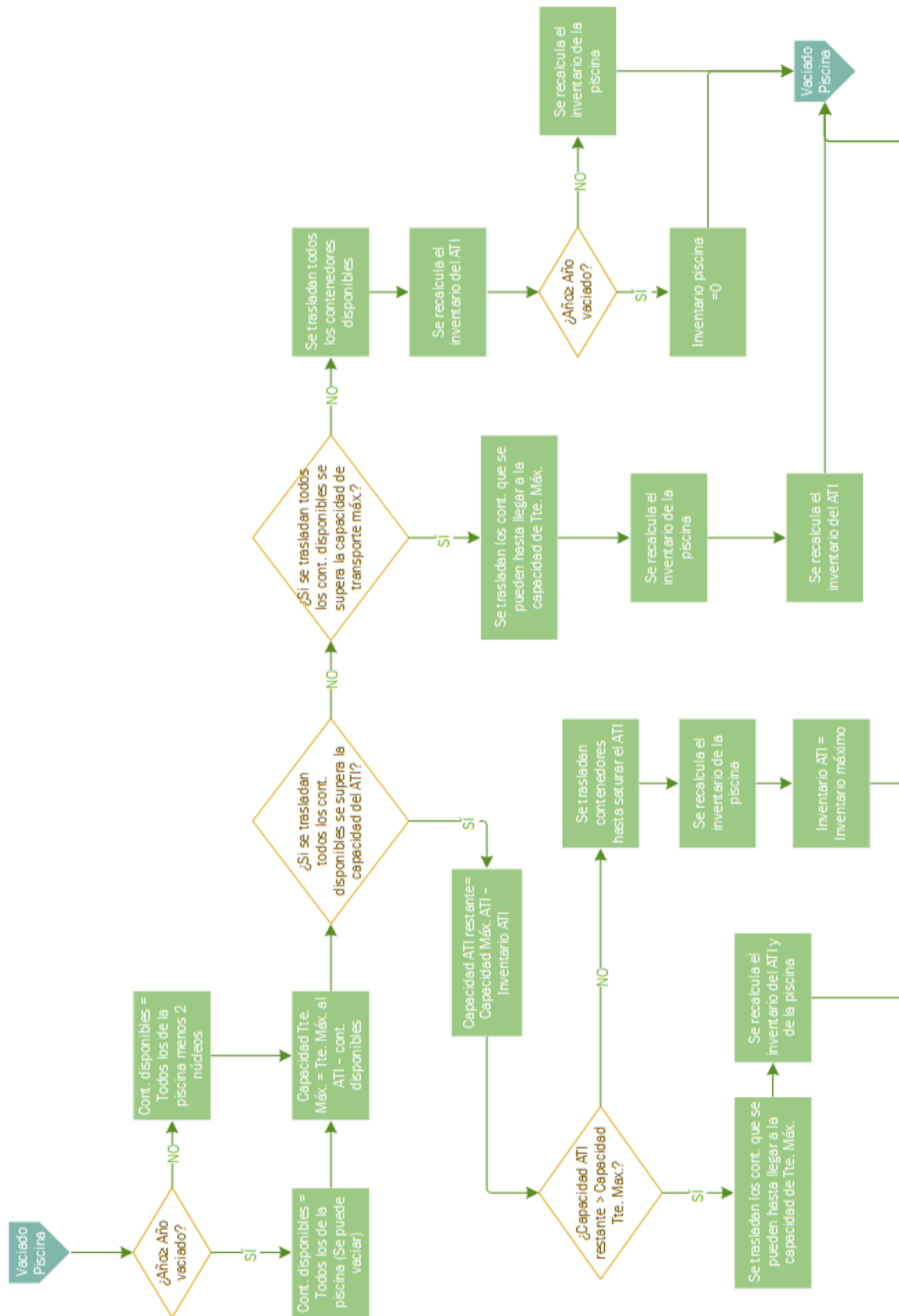


Figura III-6: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Vaciado de la piscina.

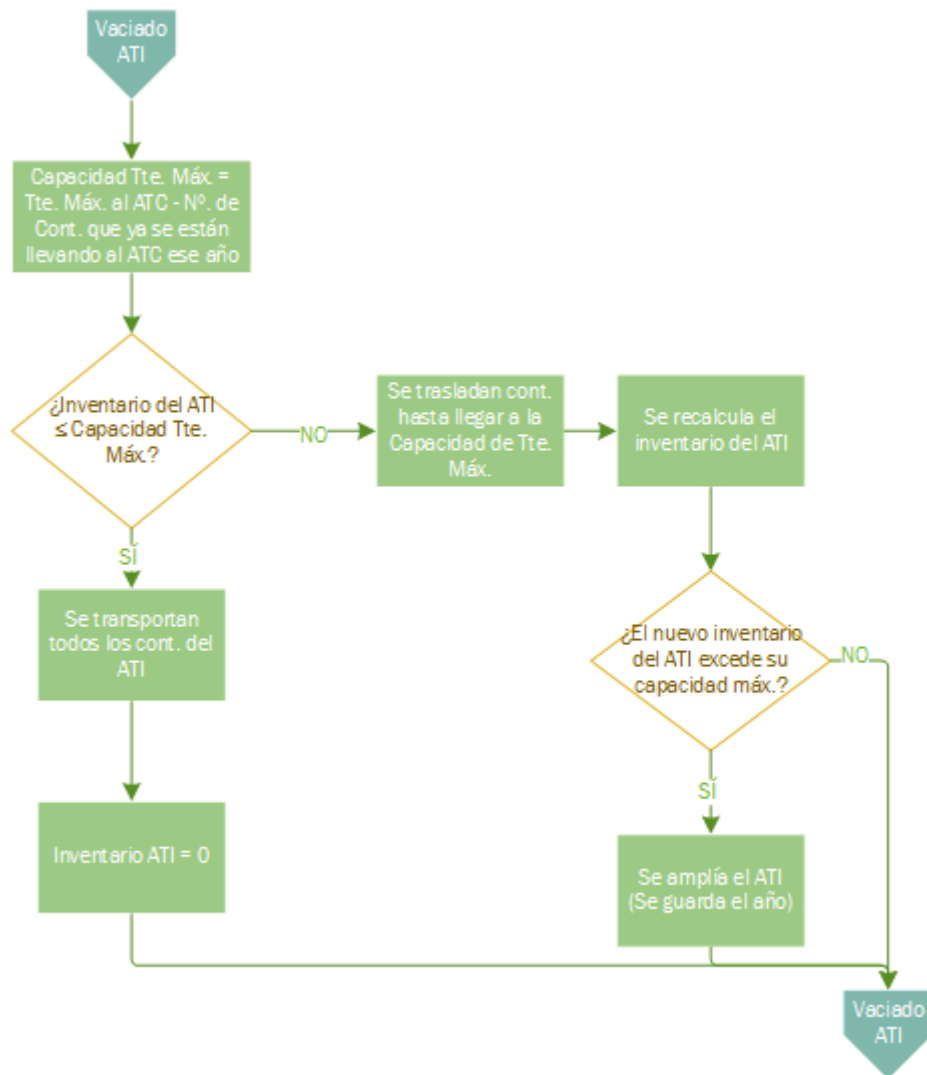


Figura III-7: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Vaciado del ATI.

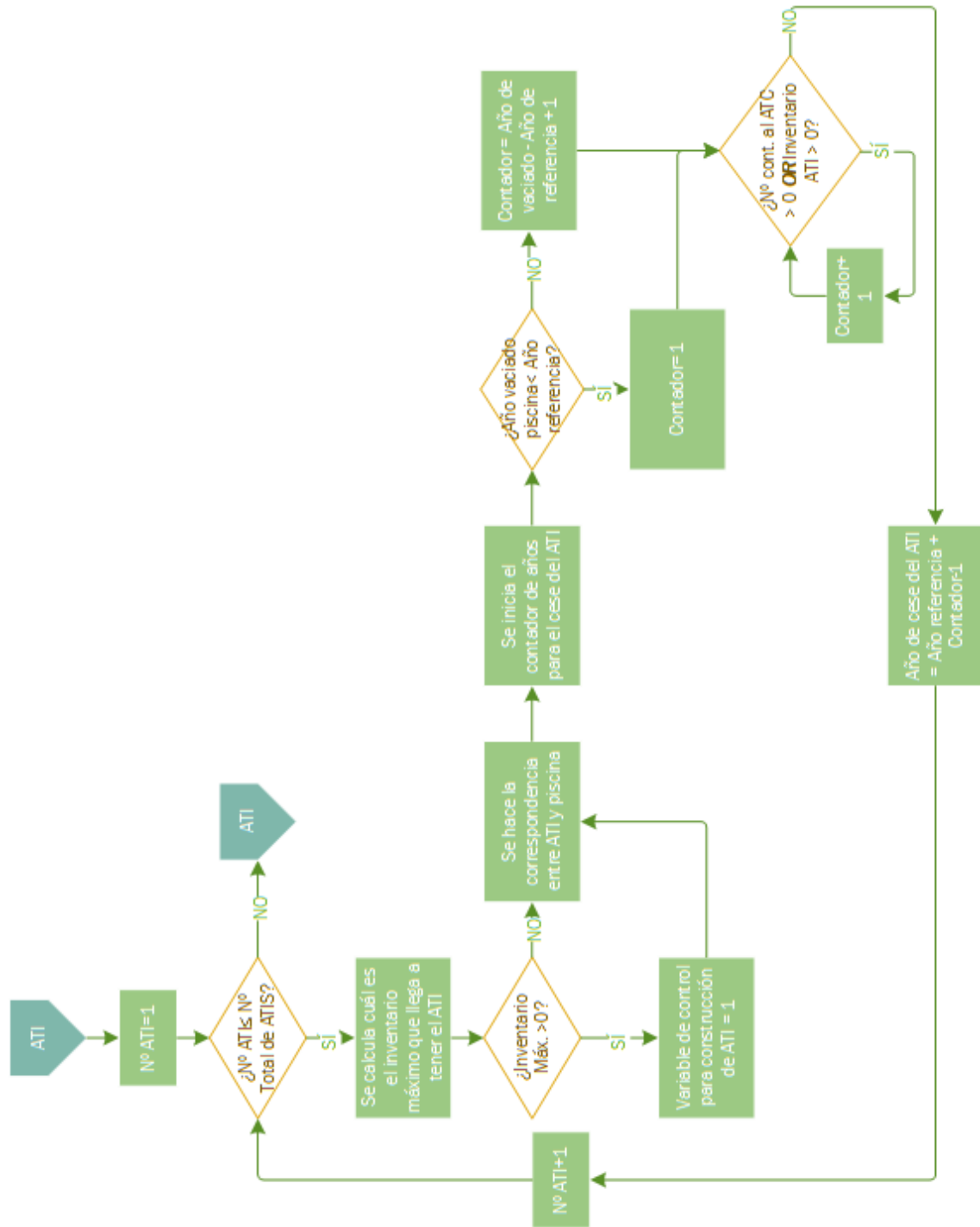


Figura III-8: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Tamaño y cese de los ATIS.

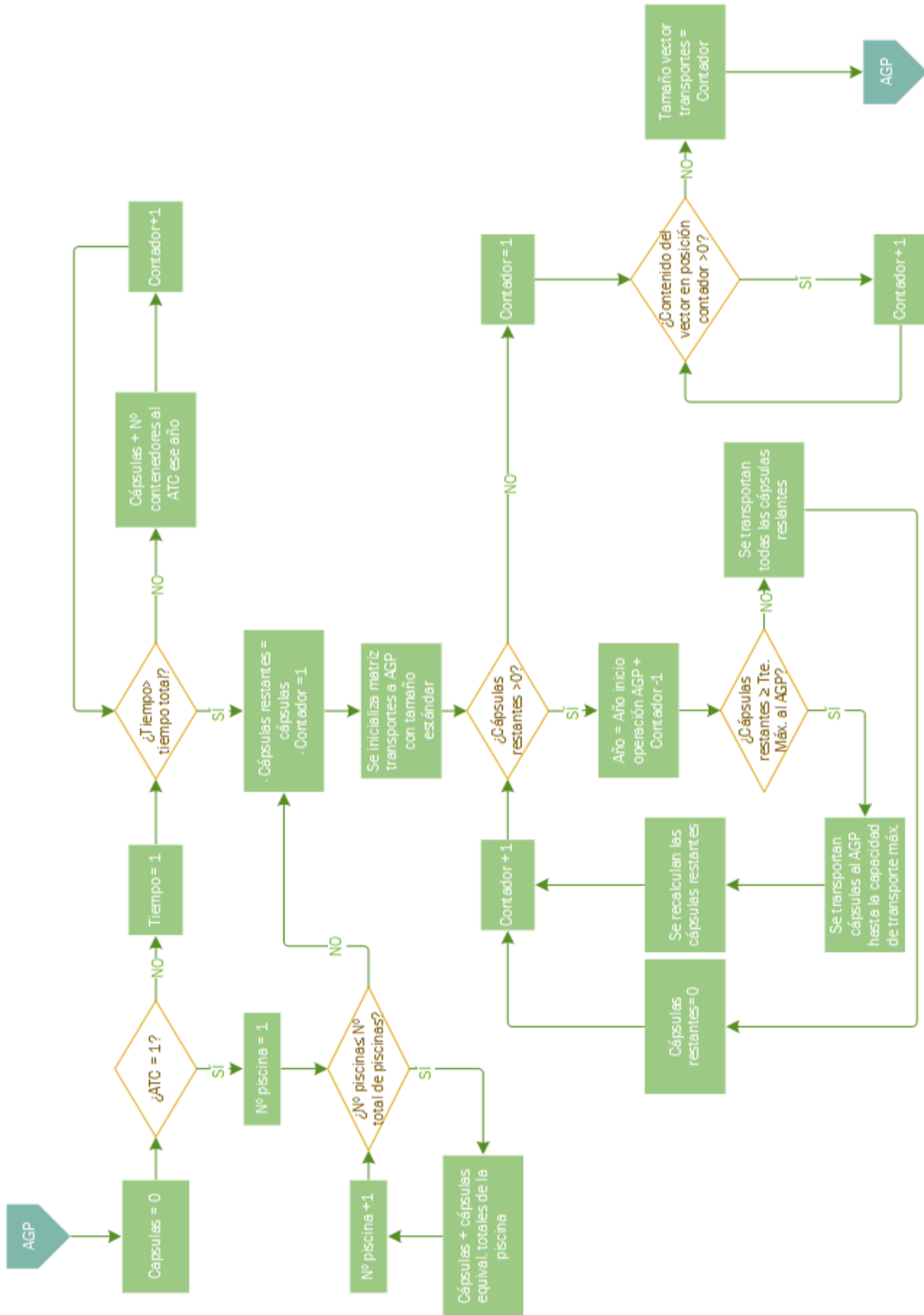


Figura III-9: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 1. Transportes AGP.

III.5. Función Calcular Transportes 2A

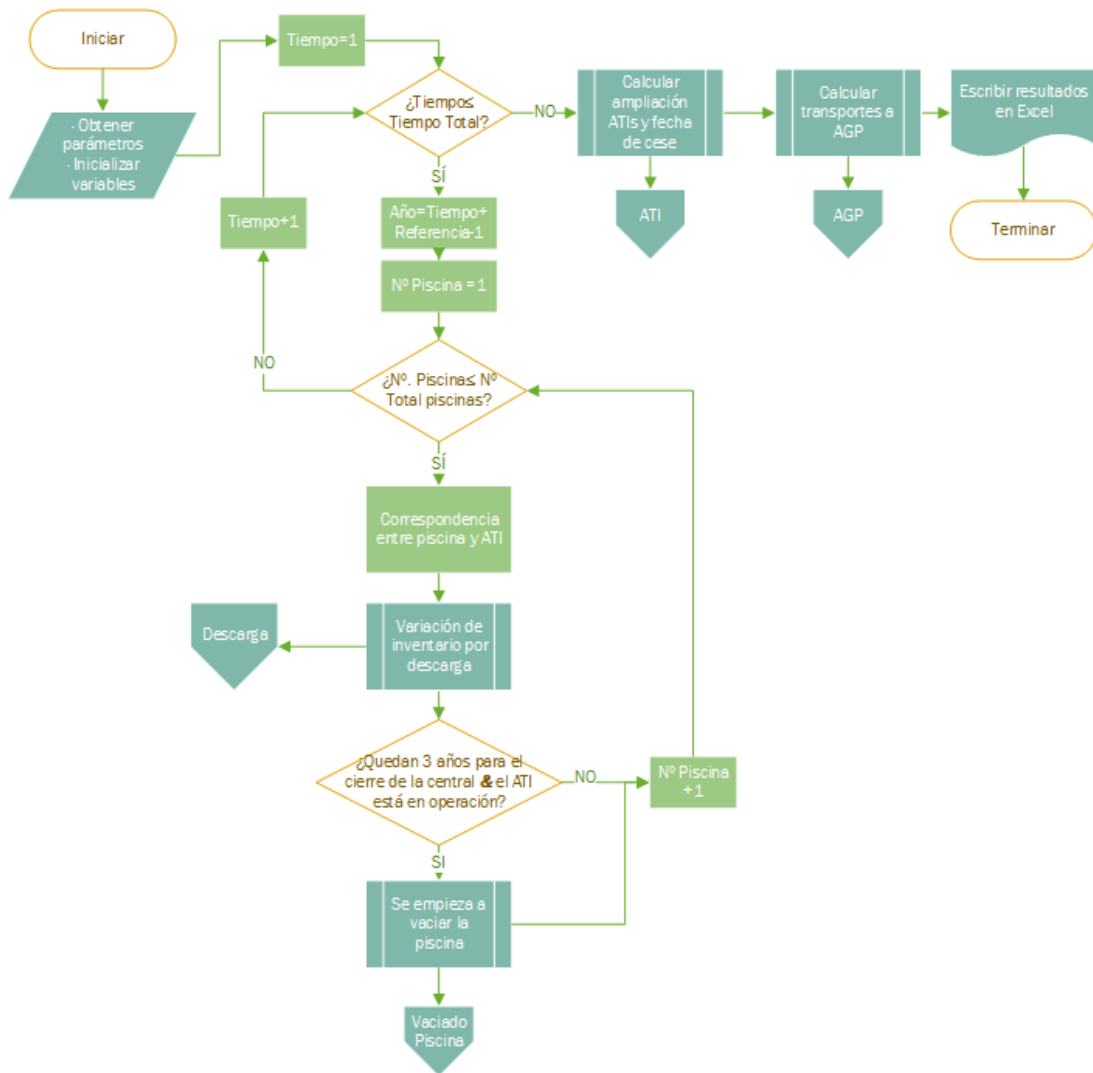


Figura III-10: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2A.

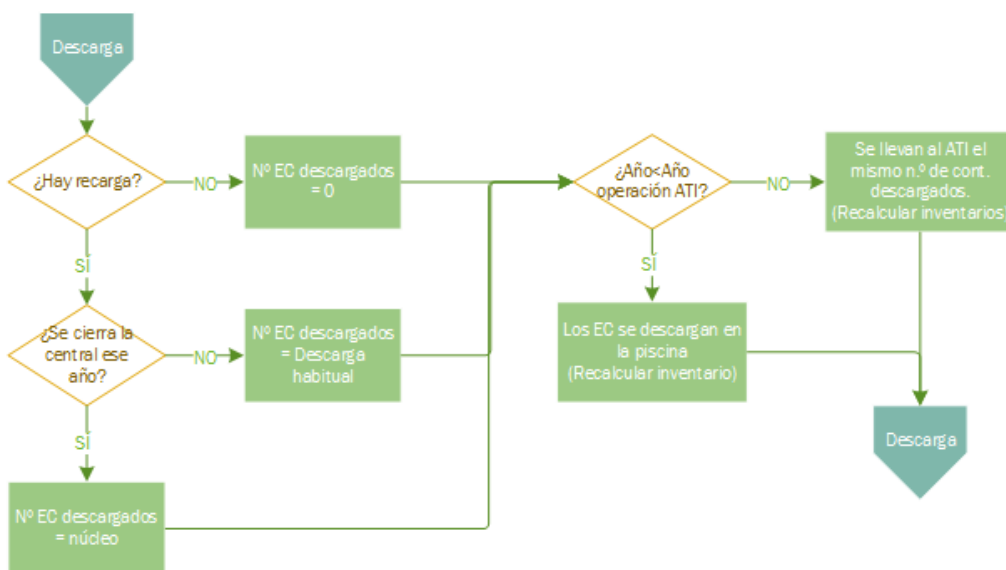


Figura III-11: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2A. Descarga de combustible.

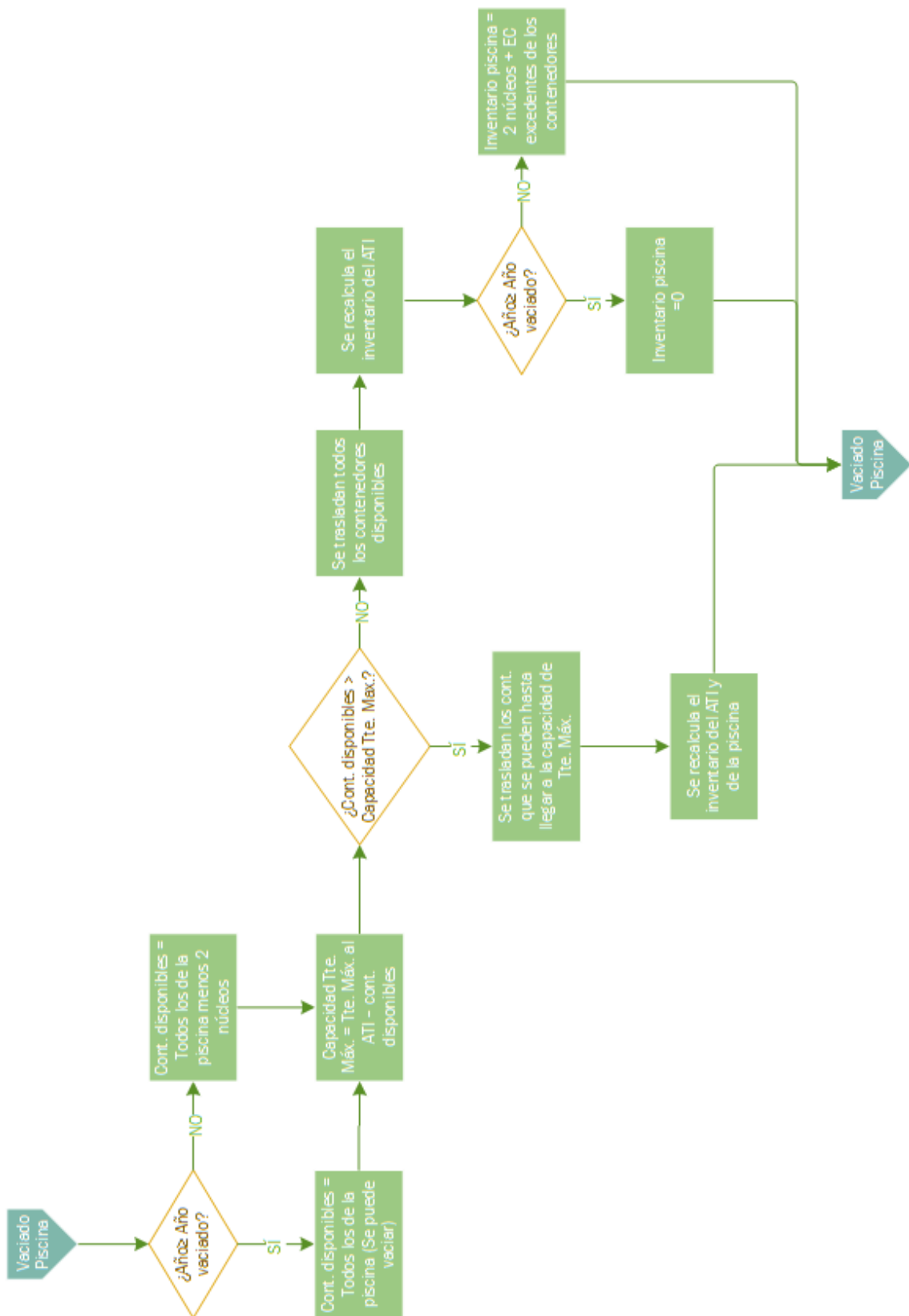


Figura III-12: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2. Vaciado de la piscina.

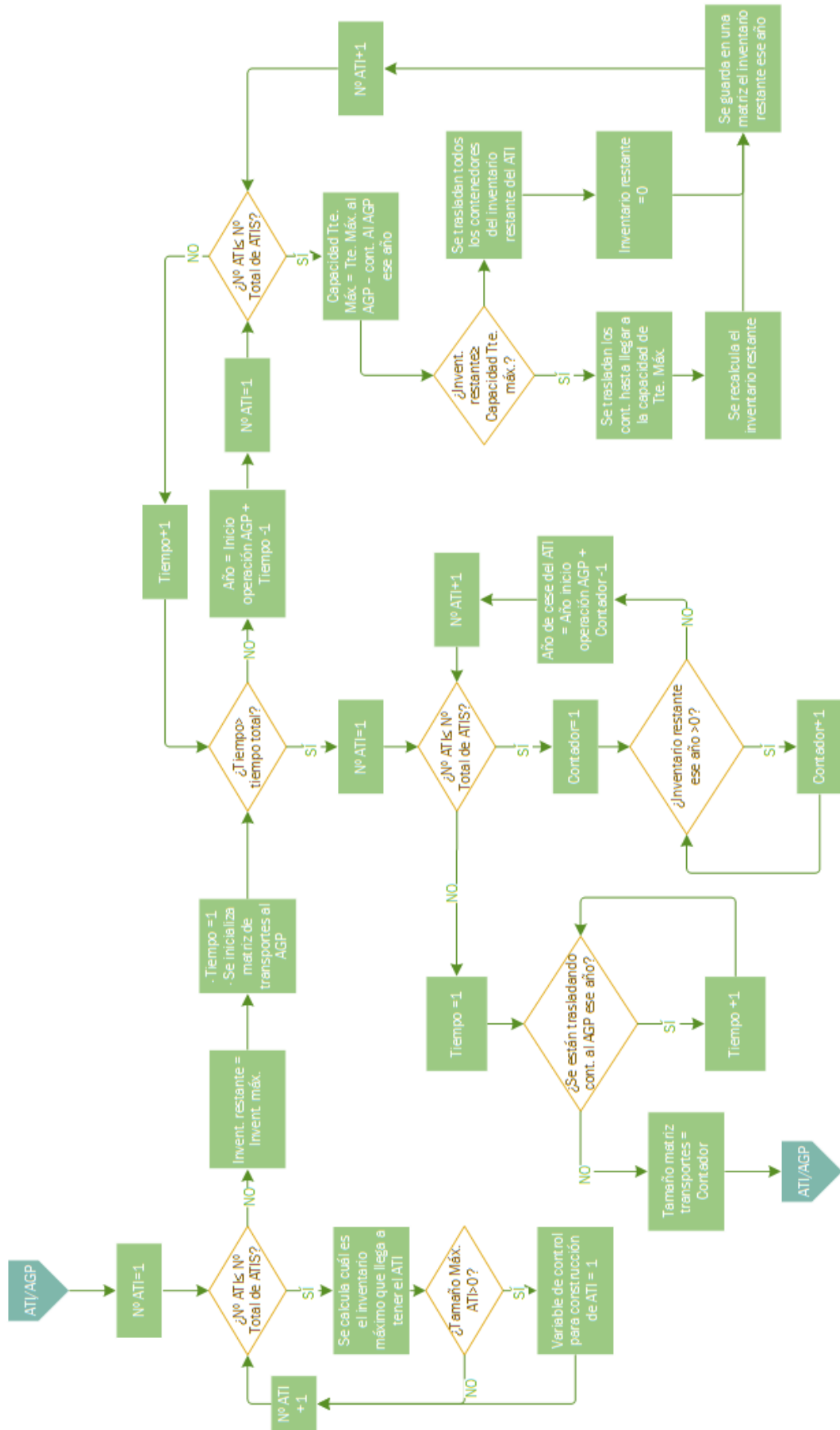


Figura III-13: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 2A. Tamaño y cese ATIS y transportes AGP.

III.6. Función Calcular Transportes 3

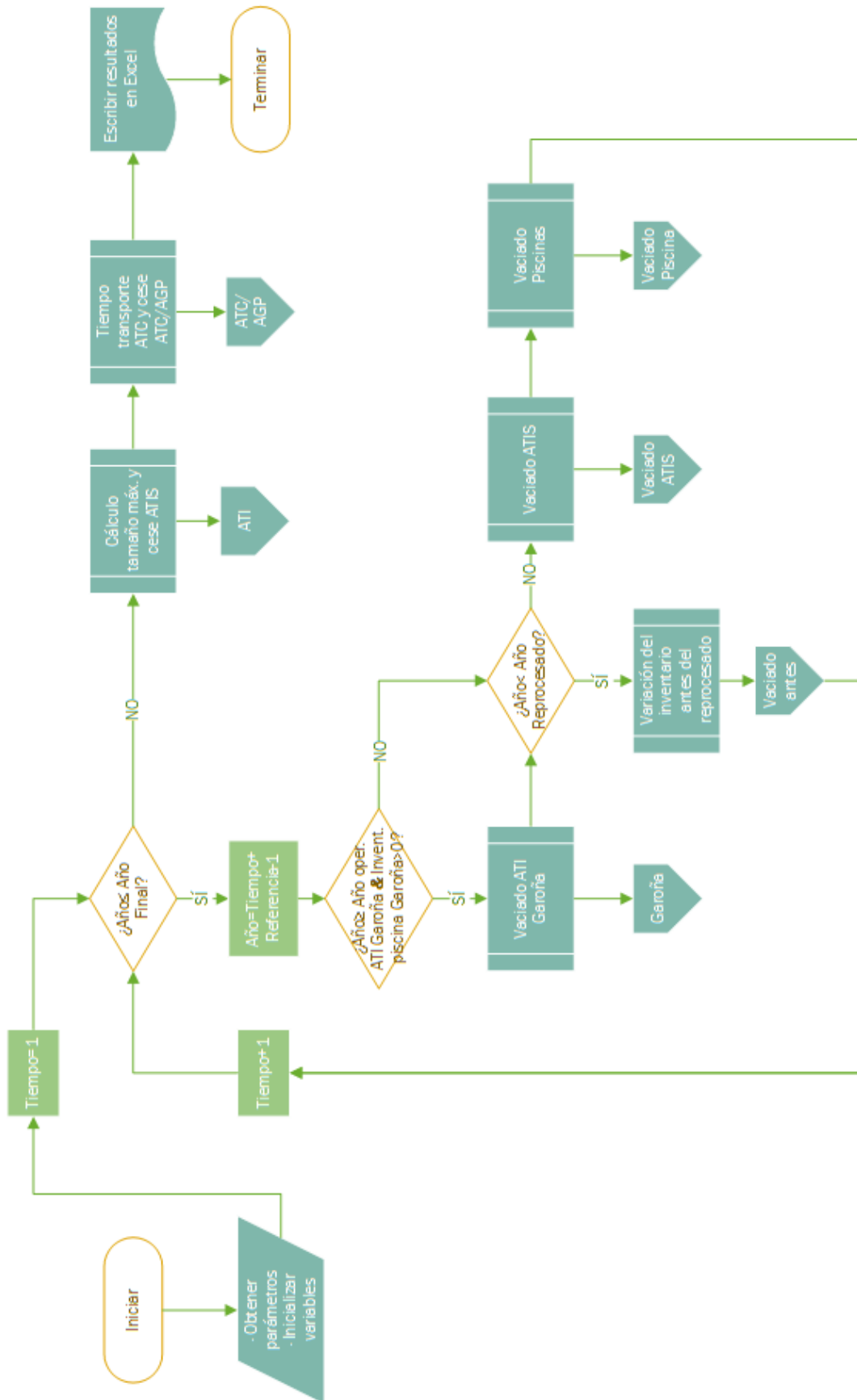


Figura III-14: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3.

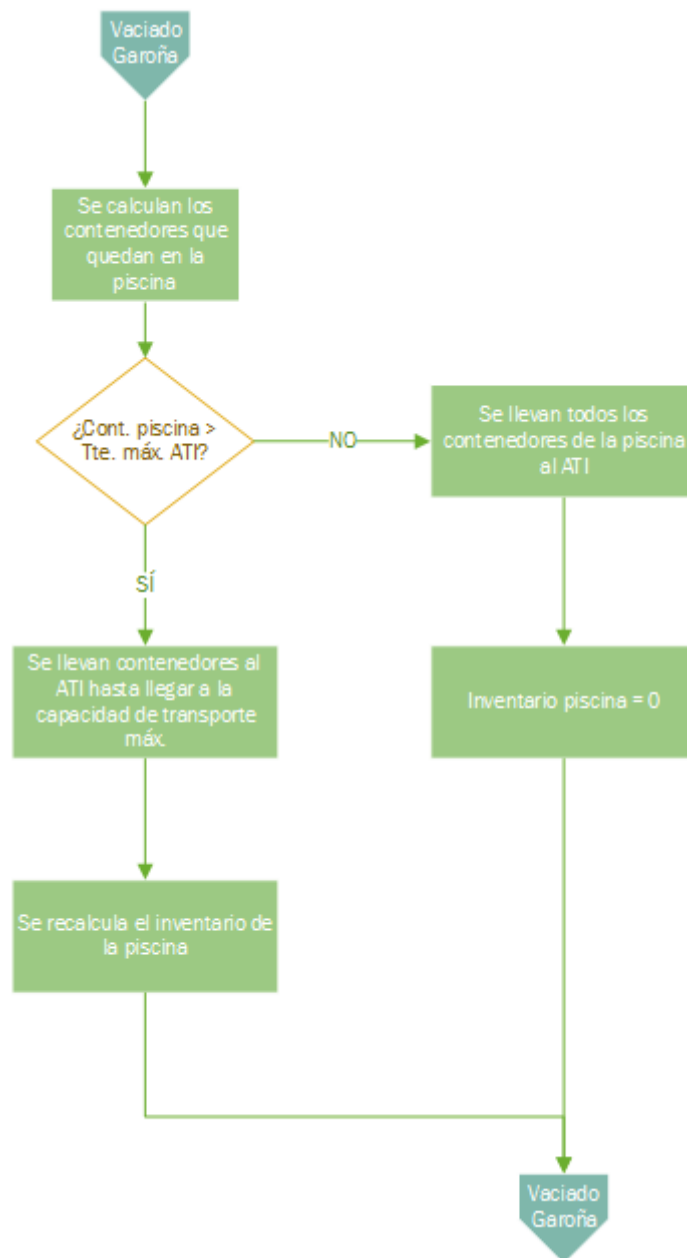


Figura III-15: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Vaciado Garoña.

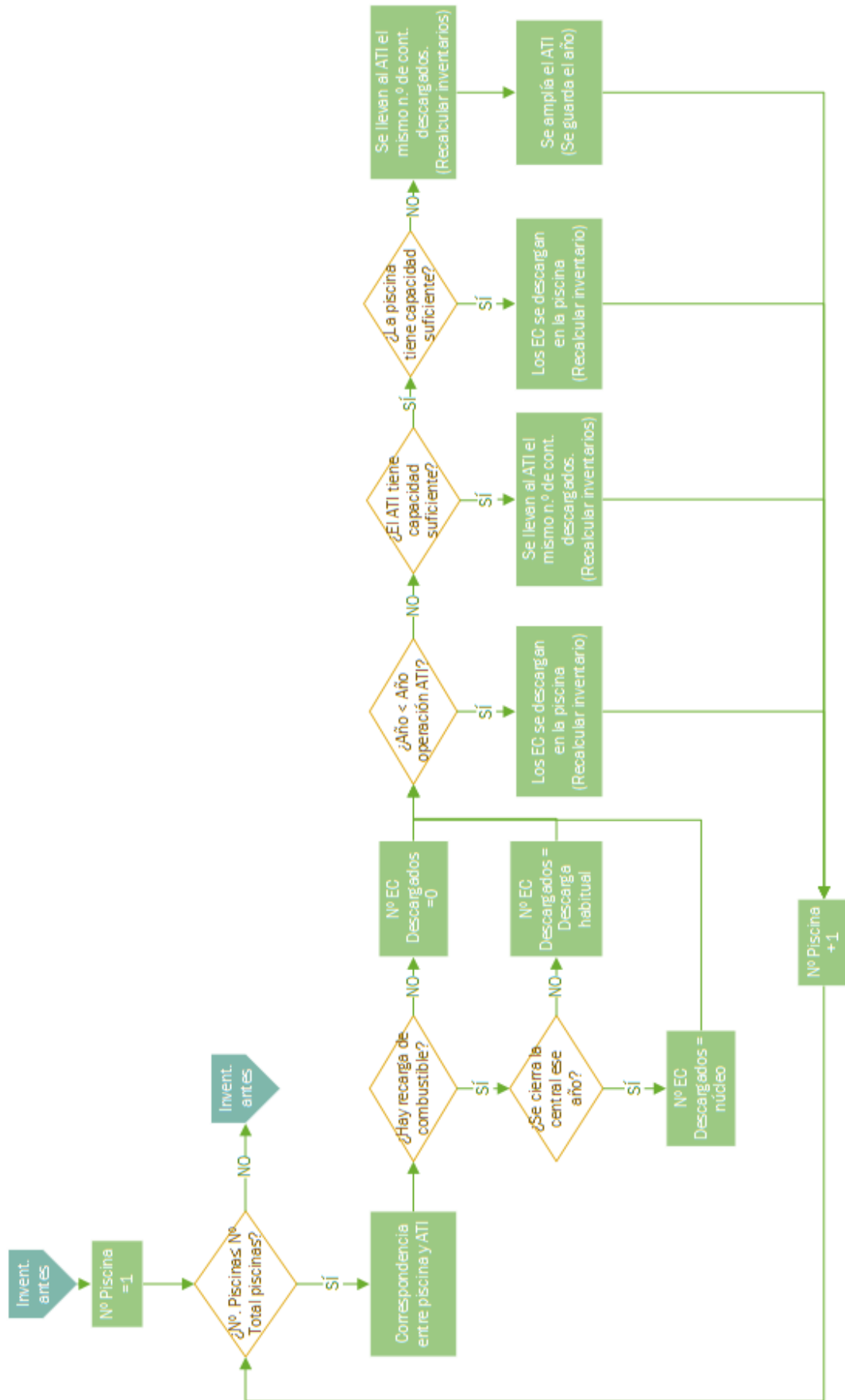


Figura III-16: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Variación de inventario antes del reprocesado.

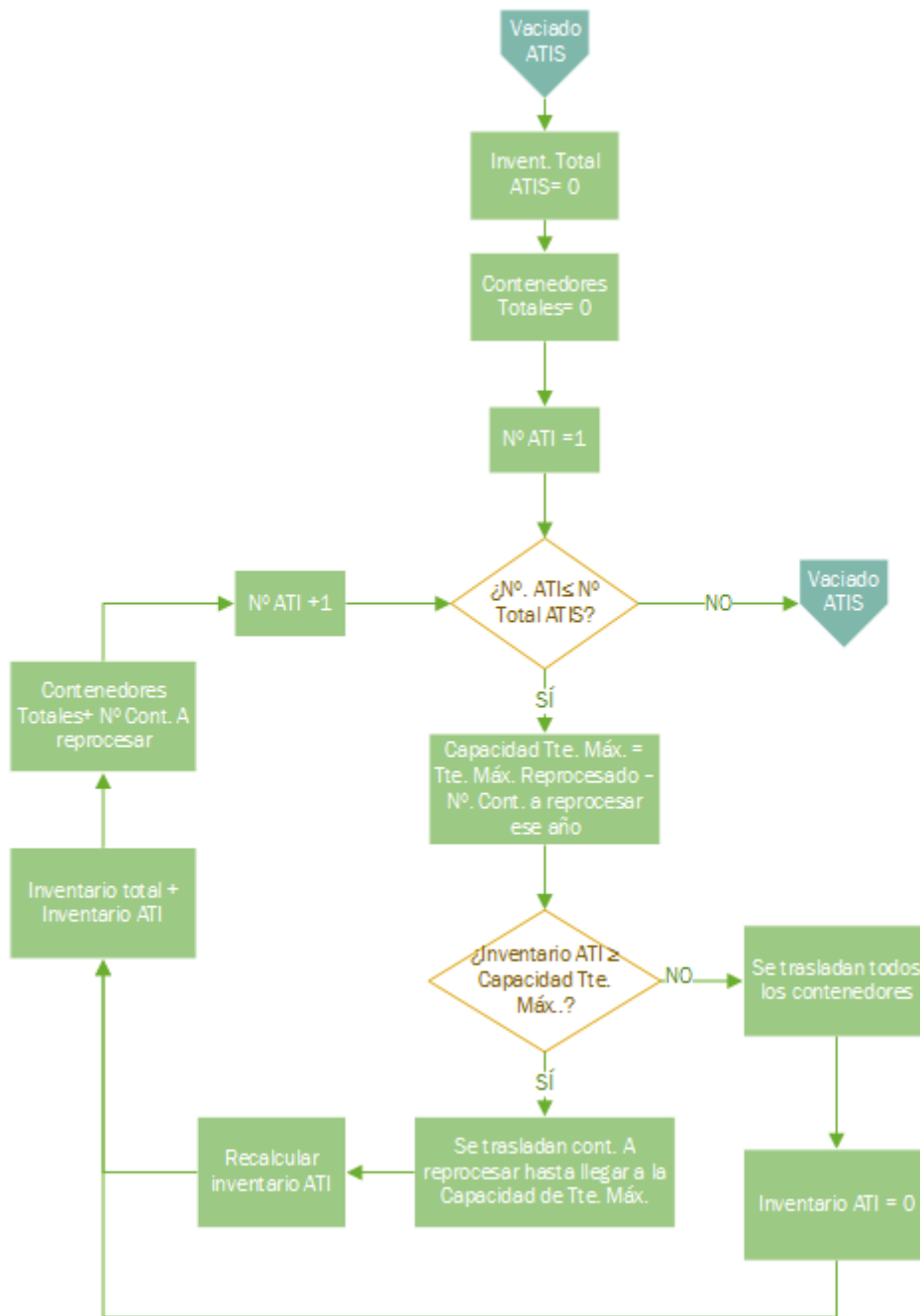


Figura III-17: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Vaciado del ATI.

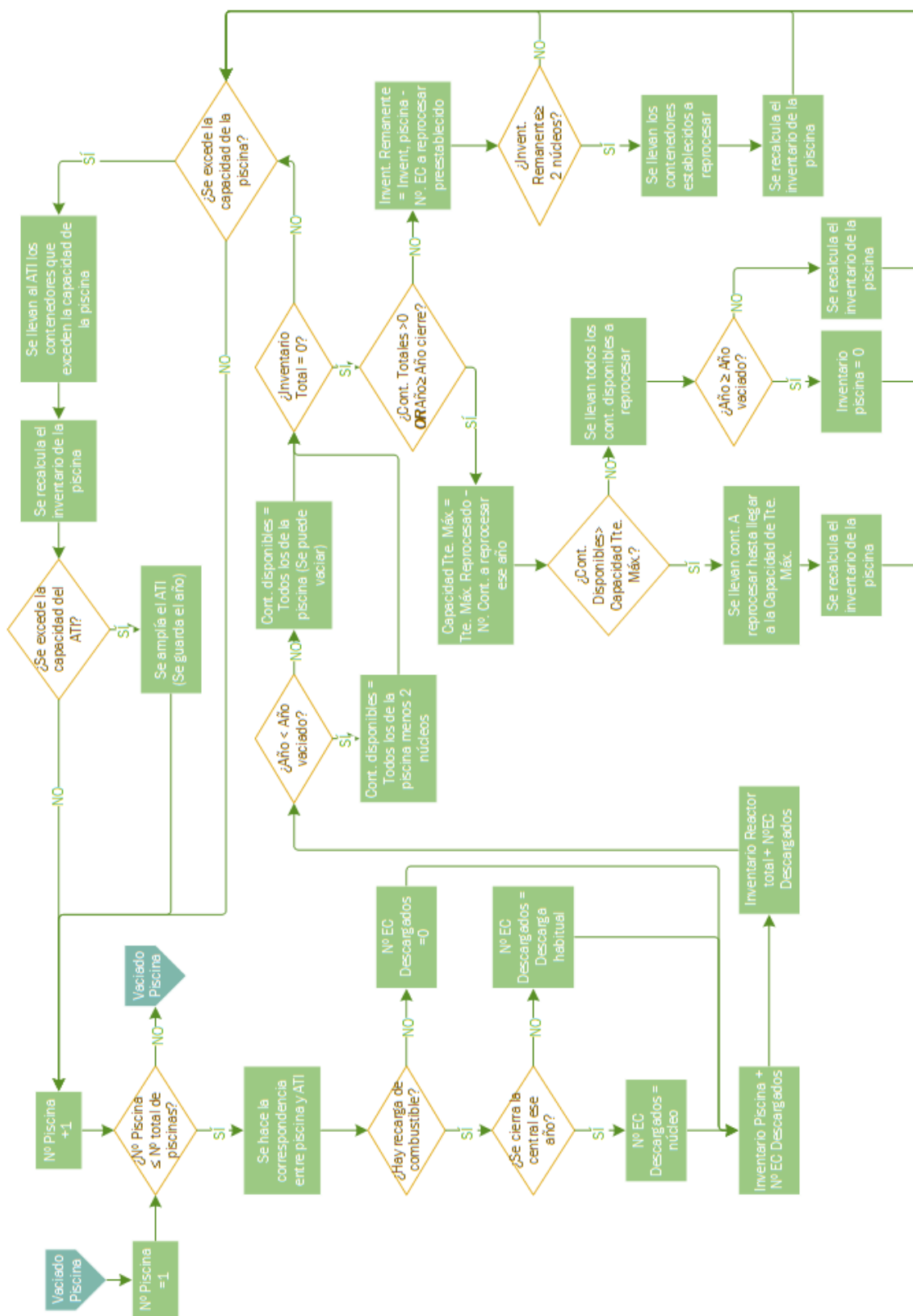


Figura III-18: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Vaciado de la piscina.

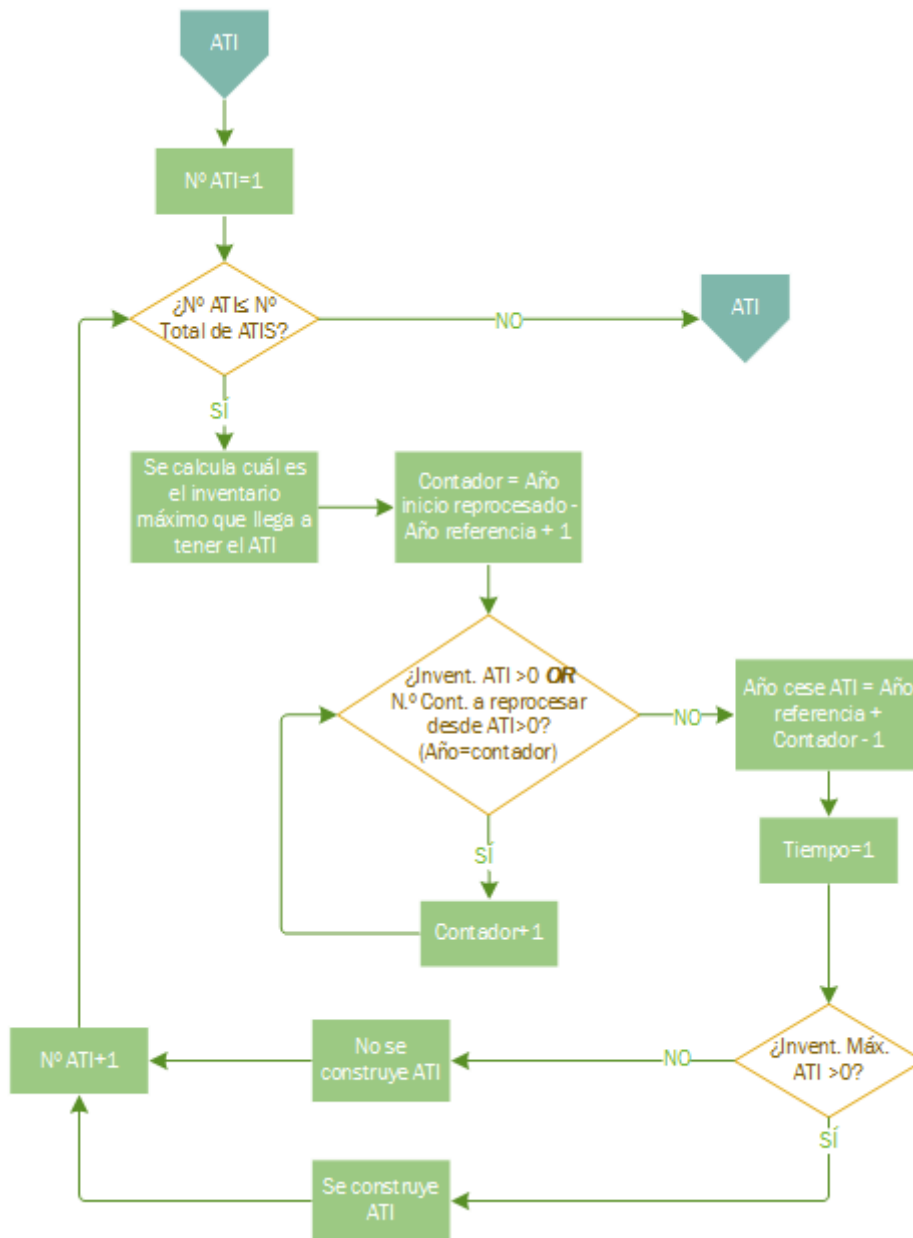


Figura III-19: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Tamaño y cese de los ATIS.

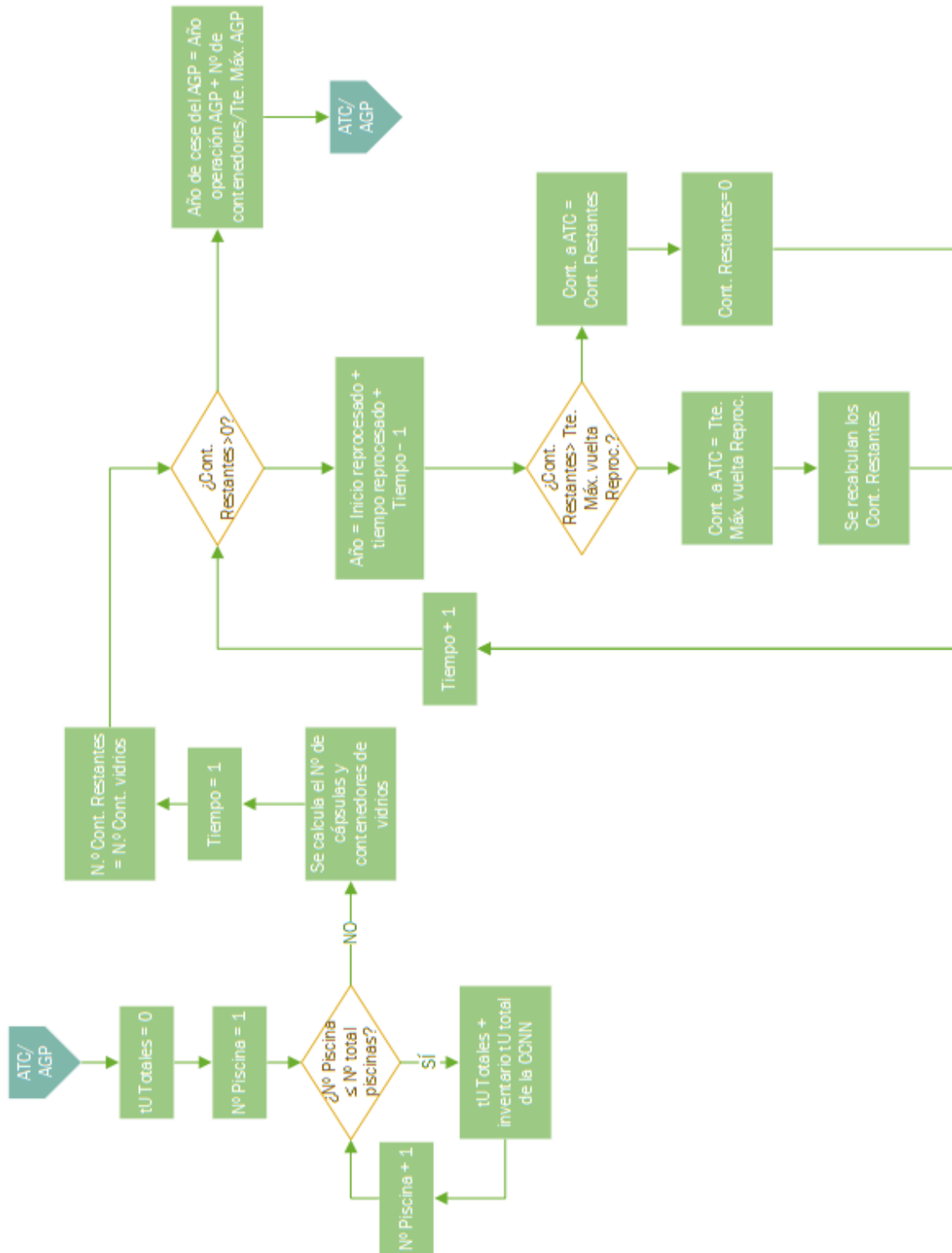


Figura III-20: Diagrama de bloques - Función Calcular Transportes 3. Transportes y fechas de cese del ATC y AGP.

III.7. Función Calcular Costes

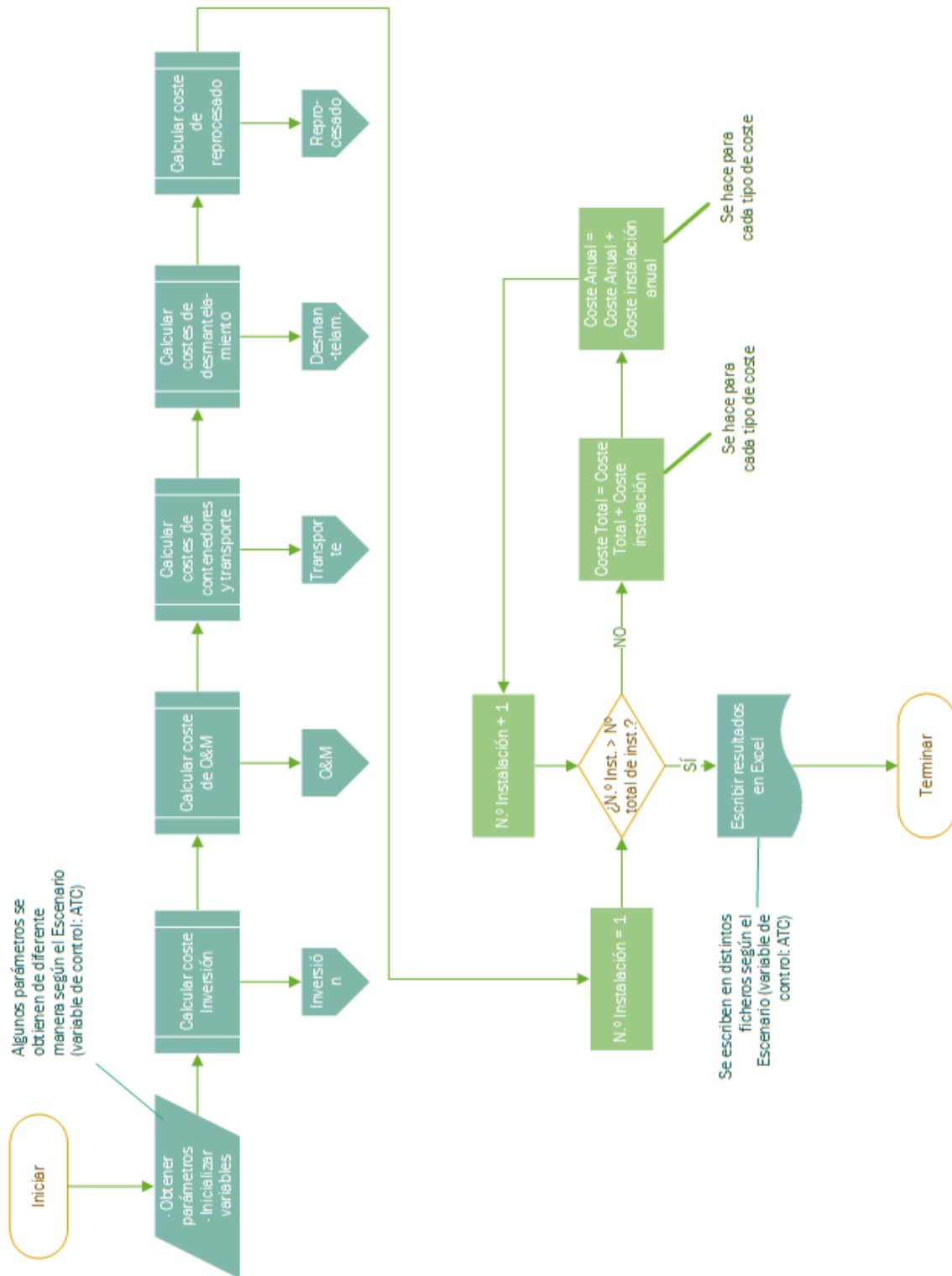


Figura III-21: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes.

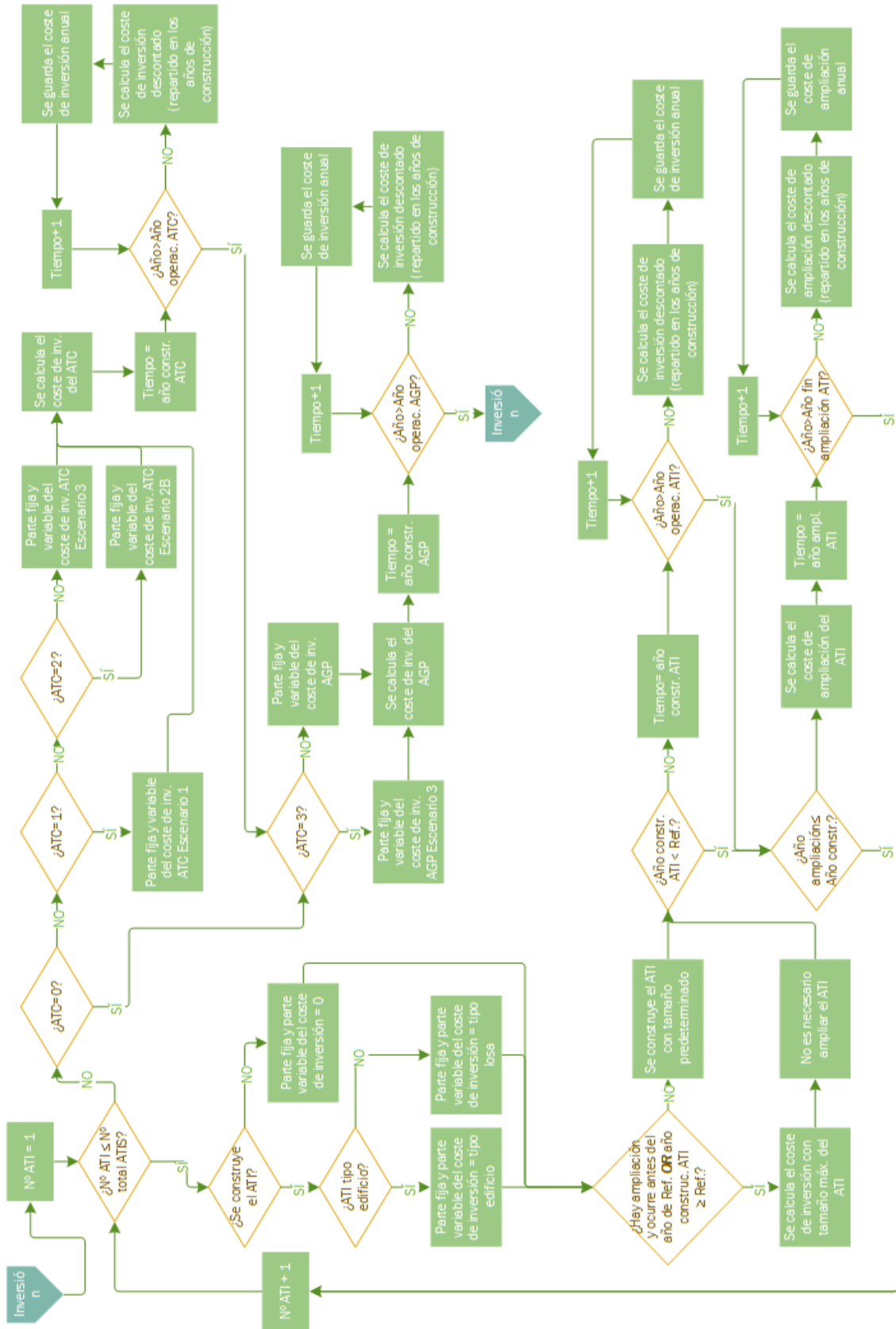


Figura III-22: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Inversión.

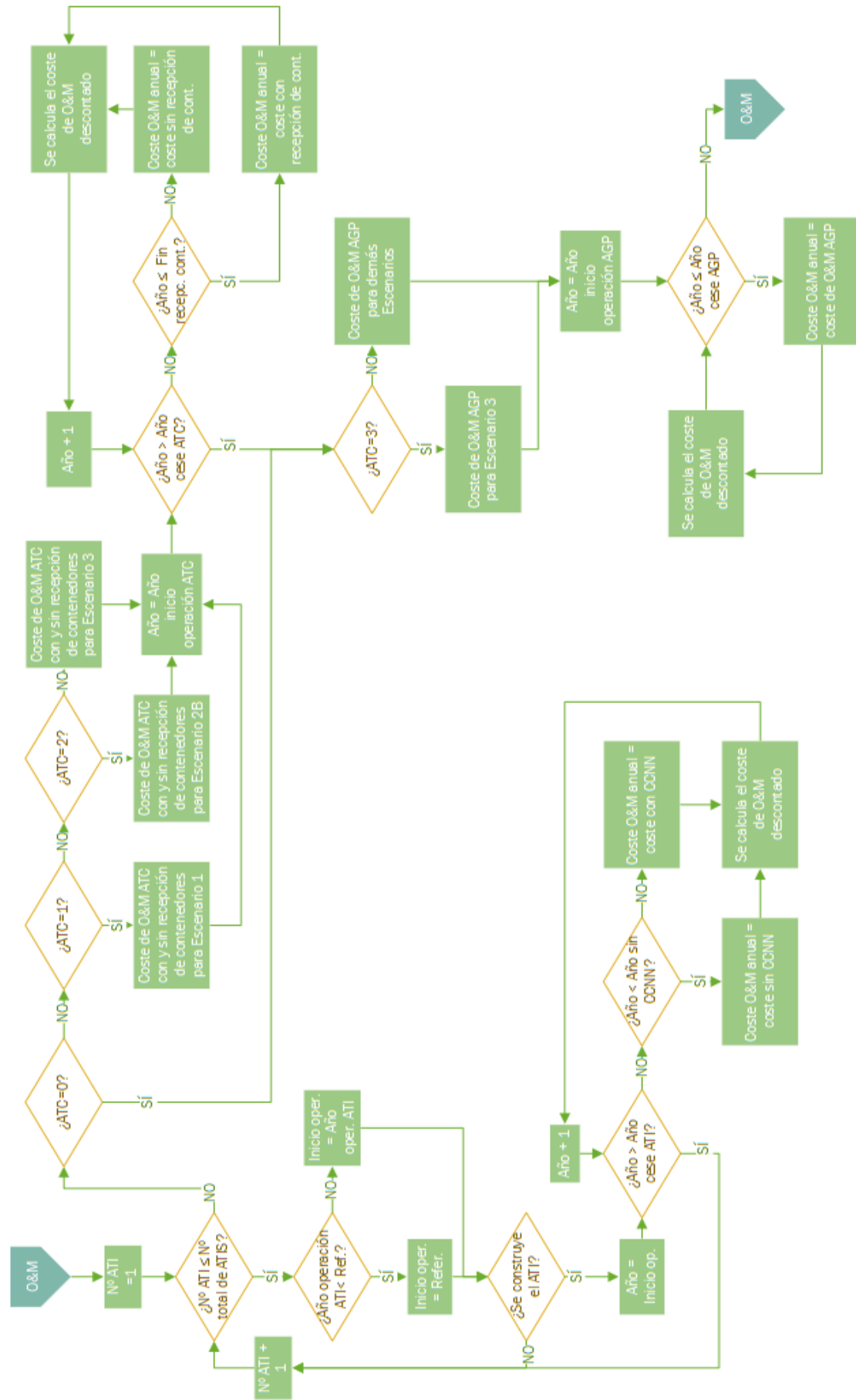


Figura III-23: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Operación y Mantenimiento (O&M).

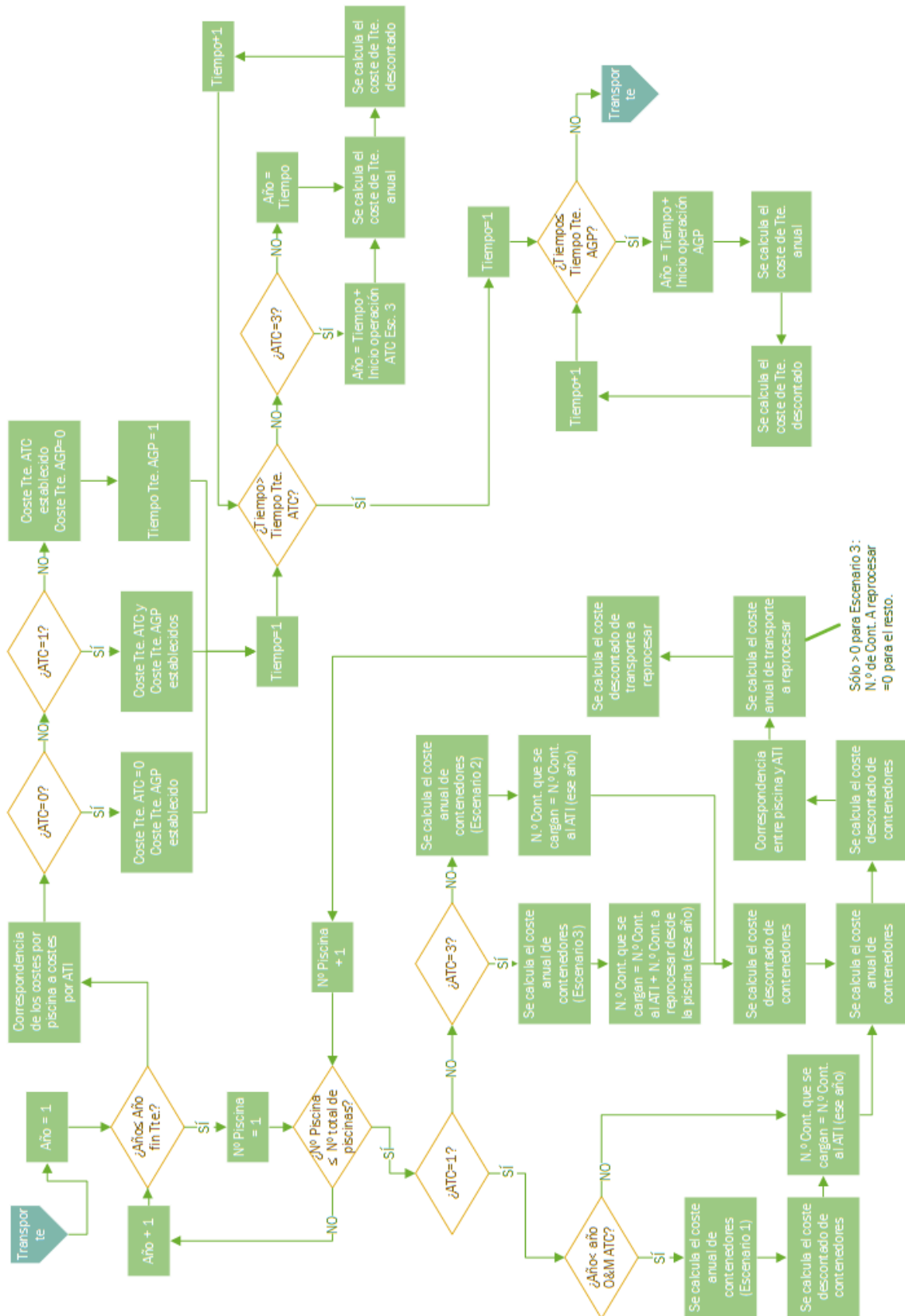


Figura III-24: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Contenedores, carga y transporte.

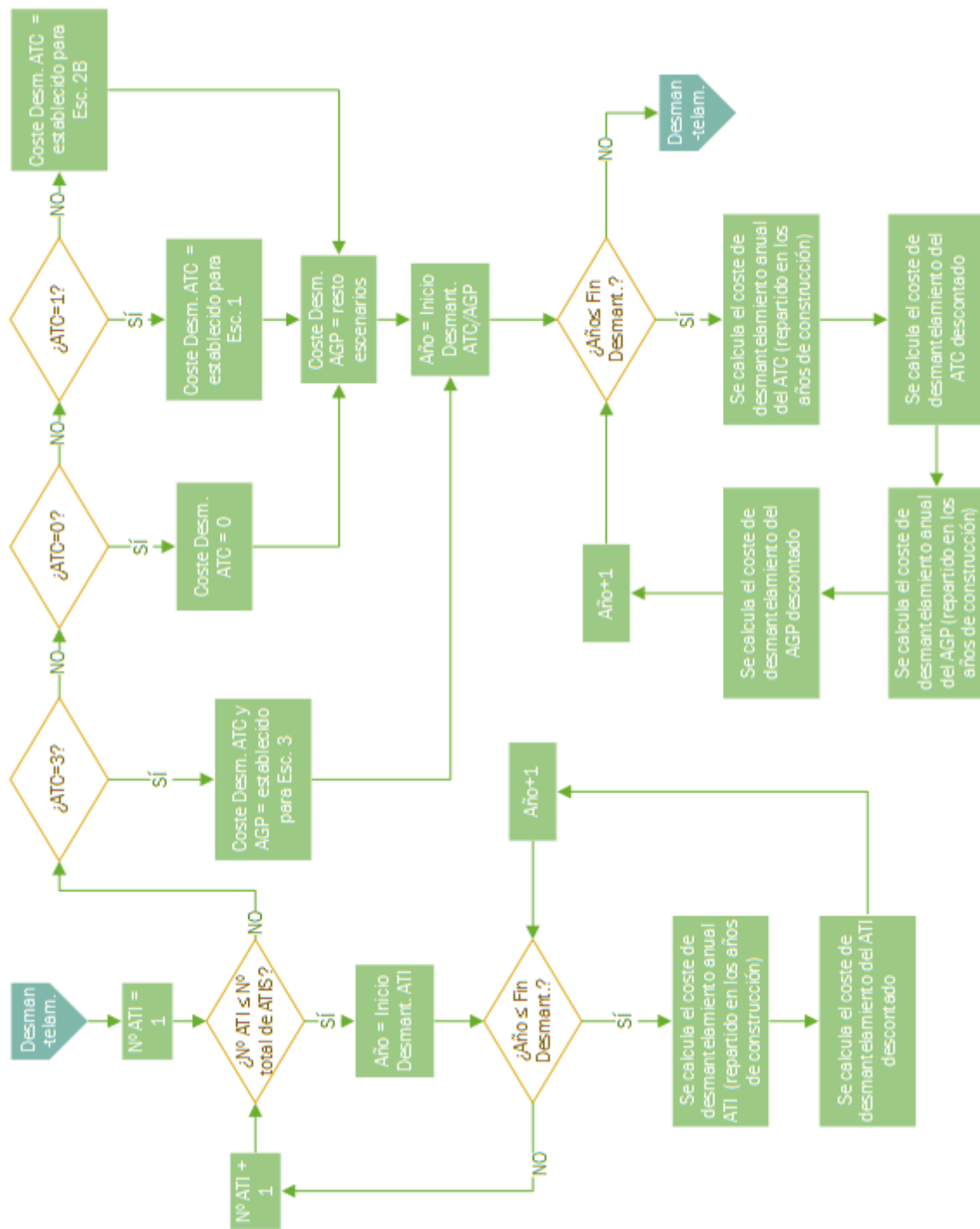


Figura III-25: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Desmantelamiento.

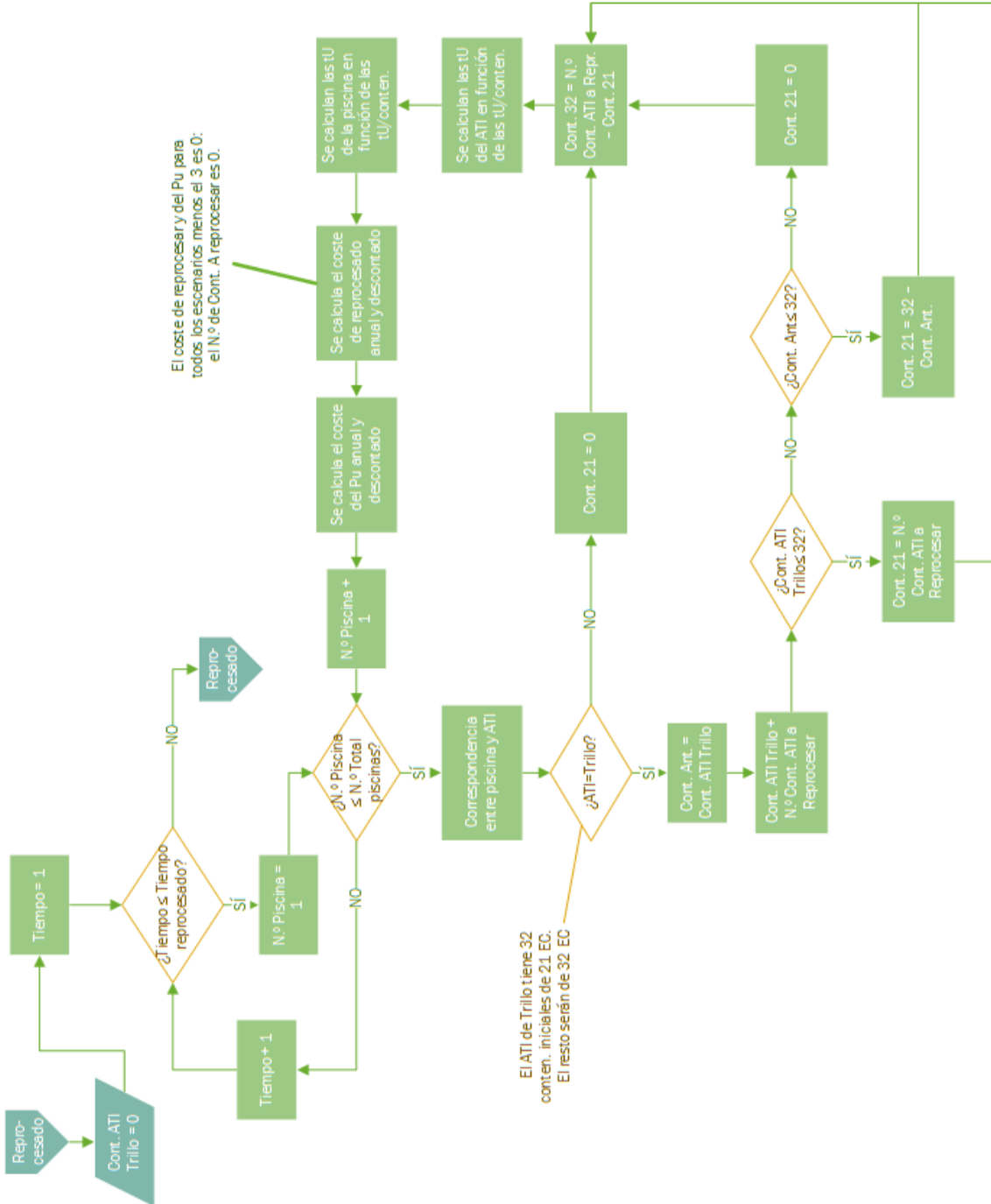


Figura III-26: Diagrama de bloques - Función Calcular Costes. Reprocesado.

III.8. Función Calcular Equilibrio

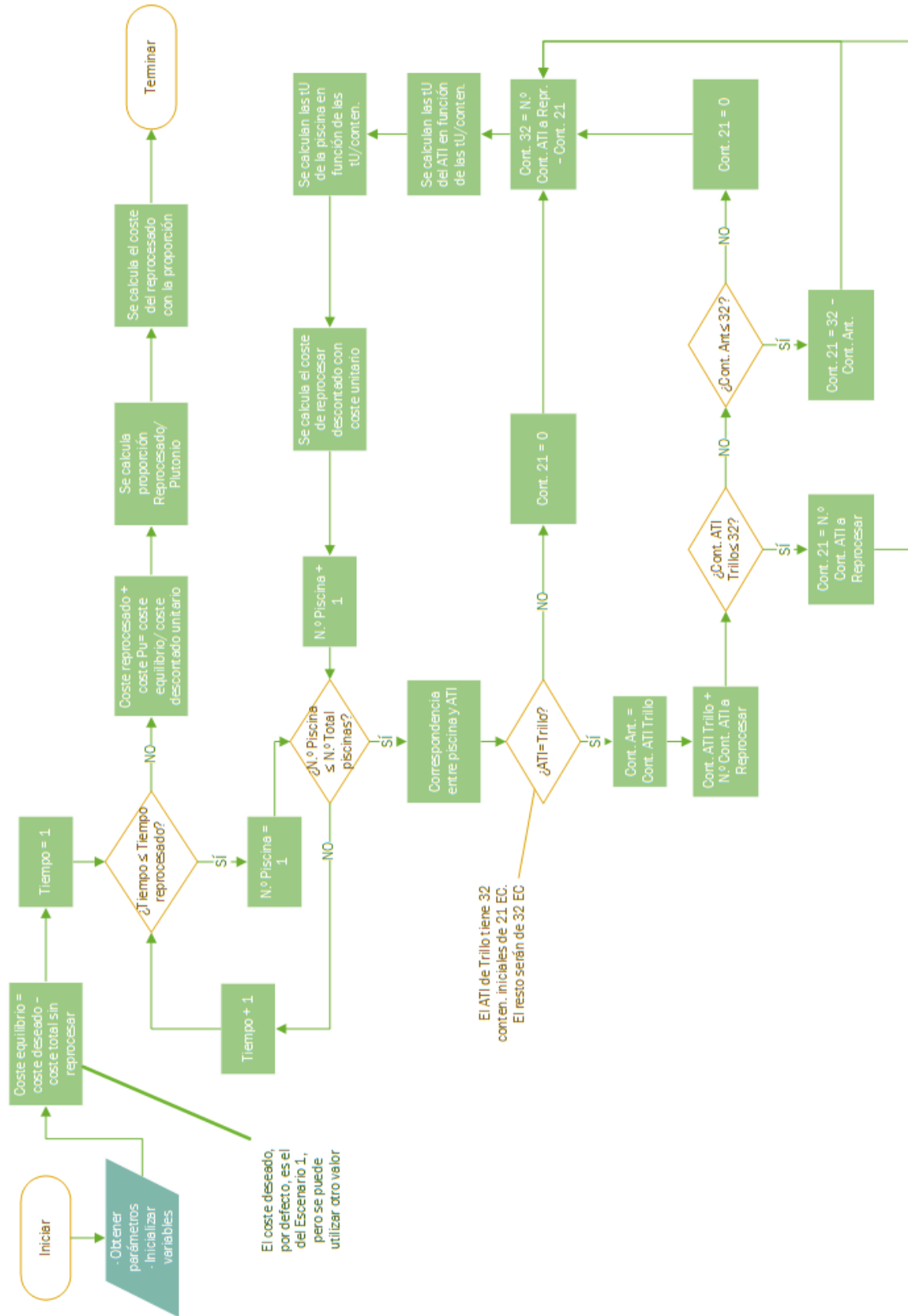


Figura III-27: Diagrama de bloques - Función Calcular Equilibrio.

III.9. Función Calcular Días Parada

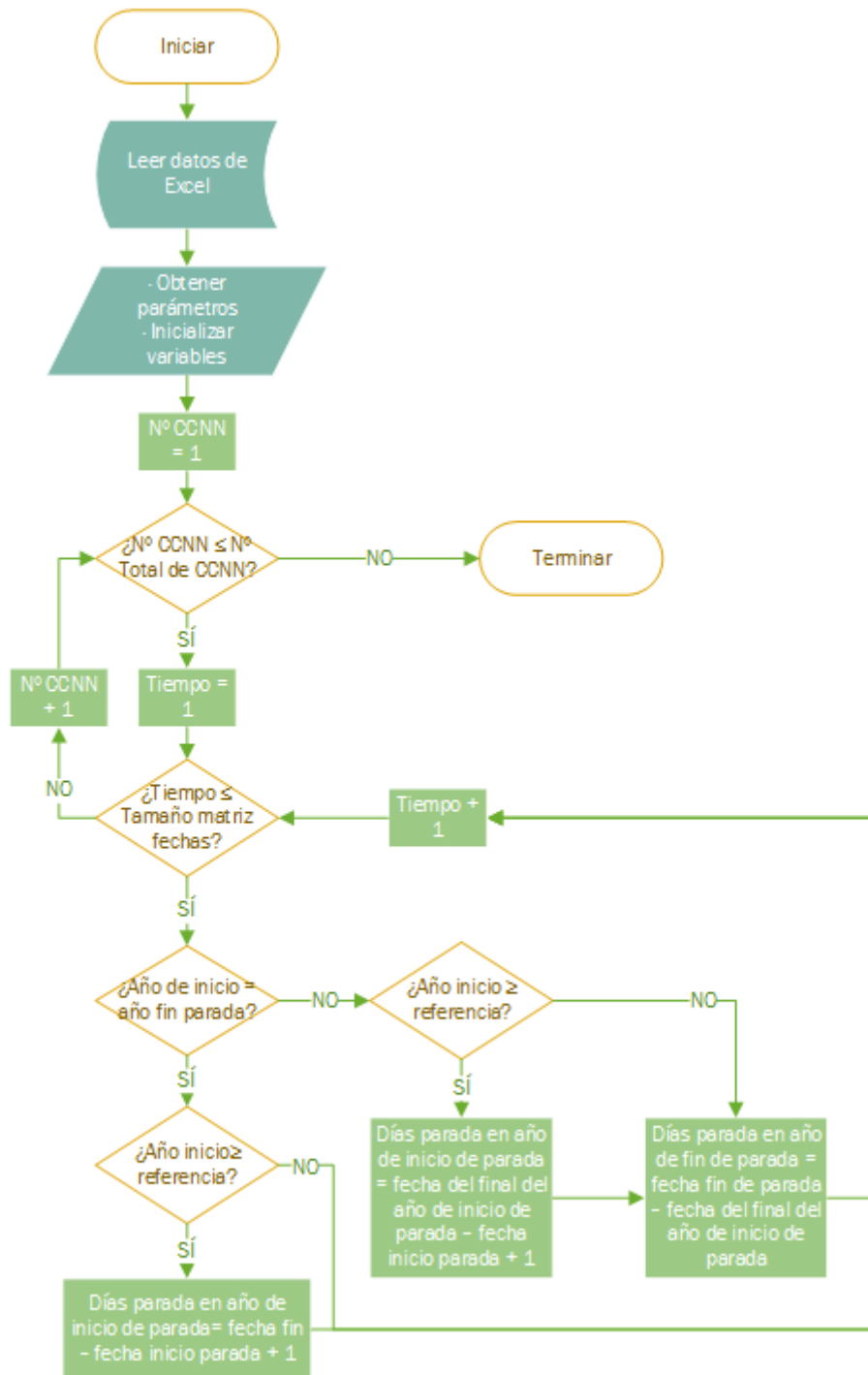


Figura III-28: Diagrama de bloques - Función Calcular Días Parada.

III.10. Función Calcular Relación FC-Paradas

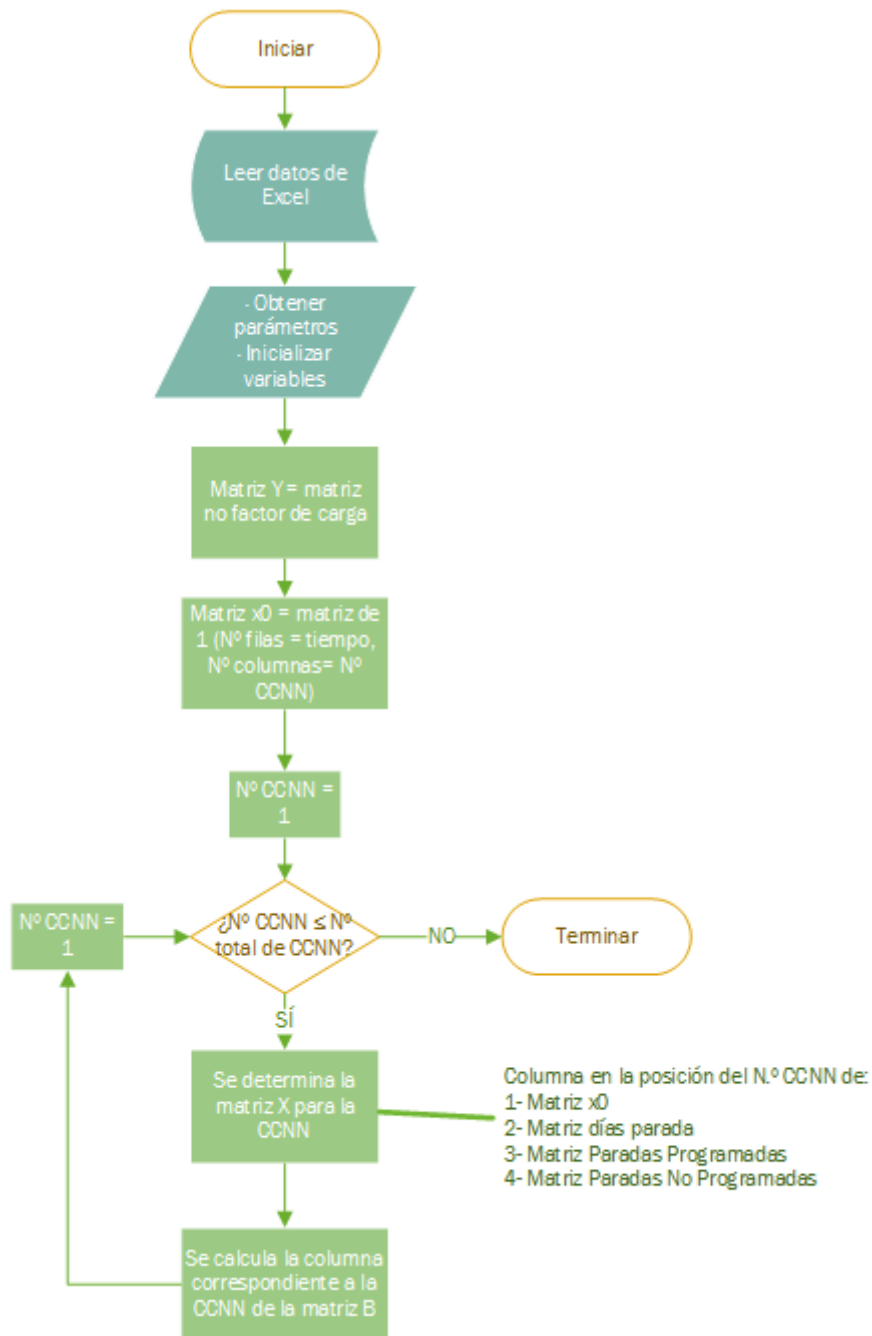


Figura III-29: Diagrama de bloques - Función Calcular Relación FC-Paradas

III.11. Función Calcular Electricidad

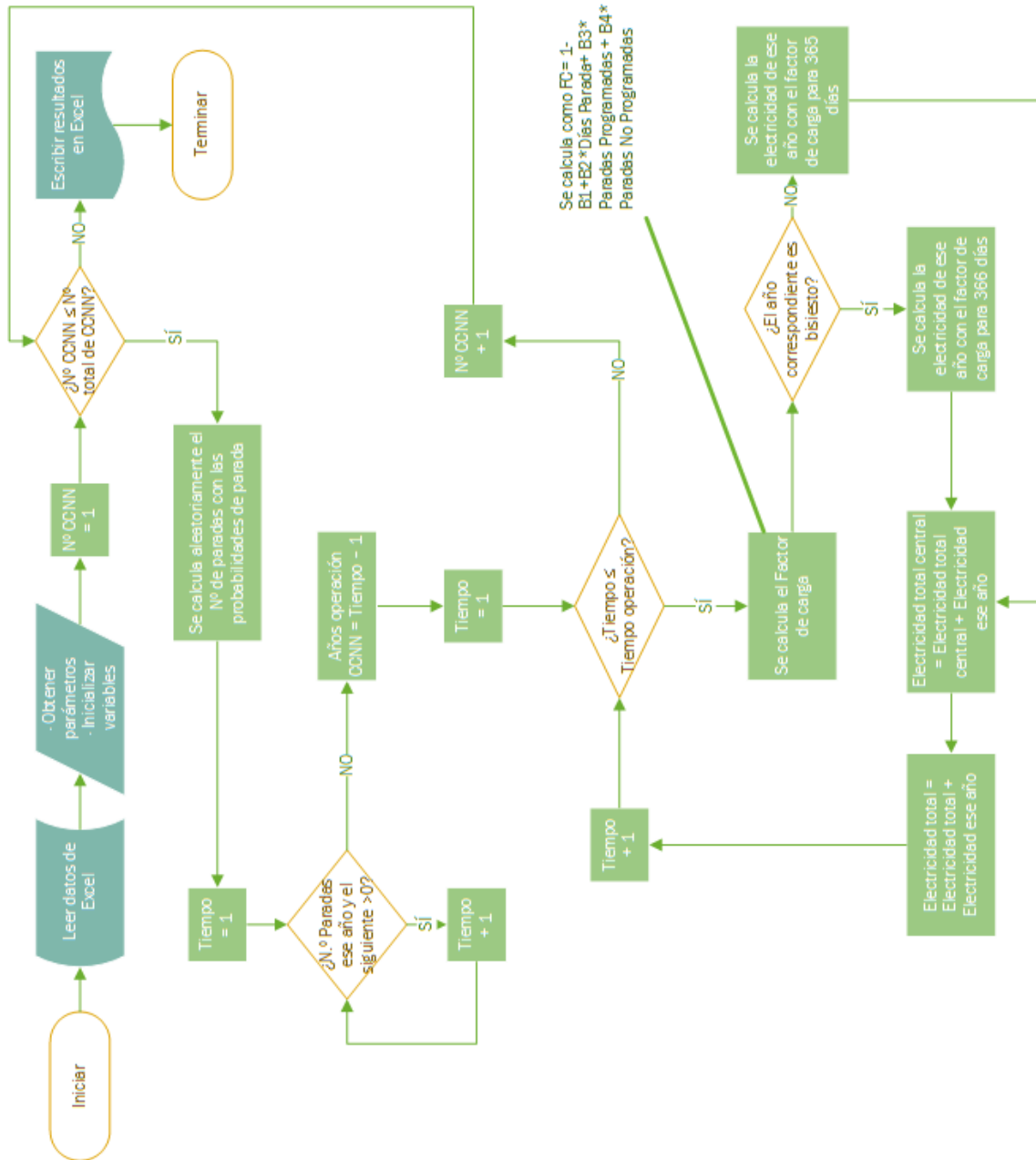


Figura III-30: Diagrama de bloques - Función Calcular Electricidad

ANEXO IV : ARTÍCULOS PUBLICADOS

Lista de artículos

En revistas JCR

- Título: *Spent Nuclear Fuel Management: Levelized Cost of Electricity Generation and Analysis of Various Production Scenarios*
 - Fecha de publicación: marzo de 2016
 - Revista: Energies
 - Factor de impacto: 2.262 (Energy&Fuels: Q2)
- Título: *A Review of the Nuclear Fuel Cycle Strategies and the Spent Nuclear Fuel Management Technologies*
 - Fecha de publicación: agosto de 2017
 - Revista: Energies
 - Factor de impacto: 2.676 (Energy&Fuels: Q2)
- Título: *Analysis of the costs of spent nuclear fuel management in Spain: The Mariño model*
 - Fecha de publicación: noviembre de 2019 (online: agosto 2019)
 - Revista: Energy
 - Factor de impacto: 5.537 (Energy&Fuels: Q1)
- Título: *A proper spent nuclear fuel management strategy could enhance the continuity of nuclear power in the energy mix*
 - Fecha de publicación: febrero 2020
 - Revista: International Journal of Energy Research
 - Factor de impacto: 3.009 (Energy&Fuels: Q2, Nuclear Science and Technology: Q1)

De congresos

- Título: *Spent Nuclear Fuel Management: LCOE In Different Production Scenarios*
 - Nombre del congreso: International Congress on Water Waste and Energy Management
 - Fecha del congreso: 18 a 20 de julio de 2016
 - Lugar: Roma (Italia)
- Título: *Impacto de la ampliación de la vida útil de las centrales españolas sobre el coste de la gestión del combustible nuclear gastado. Análisis LCOE.*
 - Nombre del congreso: 42ª Reunión Anual SNE
 - Fecha del congreso: 28 a 30 de septiembre de 2016
 - Lugar: Santander (España)
- Título: *Consecuencias de una desnuclearización en España*
 - Nombre del congreso: 43ª Reunión Anual SNE
 - Fecha del congreso: 4 a 6 de octubre de 2017
 - Lugar: Málaga (España)
- Título: *Repercusión de la no reapertura de la central de Sta. María de Garoña en el precio de la electricidad y las consecuencias en la gestión de sus residuos nucleares.*
 - Nombre del congreso: 43ª Reunión Anual SNE
 - Fecha del congreso: 4 a 6 de octubre de 2017
 - Lugar: Málaga (España)

- Título: *Strategies to optimize sustainable management of spent nuclear fuel from fission nuclear power plants*
 - Nombre del congreso: International Conference on Clean Energy for the World's Energy Grids (CEWEG-2017)
 - Fecha del congreso: 20 a 22 de noviembre de 2017
 - Lugar: Ginebra (Suiza)
- Título: *How a proper spent nuclear fuel management strategy can enhance the continuity of nuclear power on the energy mix*
 - Nombre del congreso: 4th International Conference on Smart and Sustainable Technologies (SpliTech2019)
 - Fecha del congreso: 18 a 21 de junio de 2019
 - Lugar: Bol-Split (Croacia)
- Título: *Análisis económico de las estrategias para la gestión del combustible nuclear gastado en España: modelo Mariño.*
 - Nombre del congreso: 45ª Reunión Anual SNE
 - Fecha del congreso: 25 a 27 de septiembre de 2019
 - Lugar: Vigo (España)
- Título: *Extensión de la vida útil de las centrales nucleares: ¿necesidad o estrategia?*
 - Nombre del congreso: 45ª Reunión Anual SNE
 - Fecha del congreso: 25 a 27 de septiembre de 2019
 - Lugar: Vigo (España)

Article

Spent Nuclear Fuel Management: Levelized Cost of Electricity Generation and Analysis of Various Production Scenarios

Laura Rodríguez-Penalonga [†], Beatriz Yolanda Moratilla Soria ^{*,†}, Paula Ocaña-Pastor, Paula Martín-Cañas, Borja Belda-Sánchez, Natalia Cortes-Sanz, Mathilde Estadieu, José Ignacio Linares-Hurtado, José Manuel Vidal-Bernardez and Marta Niño-Serrano

Cátedra Rafael Mariño, Universidad Pontificia de Comillas, Madrid 28015, Spain; laura.ro.p23@gmail.com (L.R.-P.); paula.ocanap@gmail.com (P.O.-P.); paula.martin.c@gmail.com (P.M.-C.); borja218@hotmail.com (B.B.-S.); natalia_007c@hotmail.com (N.C.-S.); mathilde.estadieu@gmail.com (M.E.); linares@upcomillas.es (J.I.L.-H.); josvidber@gmail.com (J.M.V.-B.); josvidber1@gmail.com (M.N.-S.)

* Correspondence: ymoratilla@comillas.edu; Tel.: +34-91-542-28-00

† These authors contributed equally to this work.

Academic Editor: Hiroshi Sekimoto

Received: 13 November 2015; Accepted: 24 February 2016; Published: 10 March 2016

Abstract: This article aims to analyze the results of an economic study carried out to compare the influence of nuclear production capacity in different countries. The analysis is based on LCOEs (levelized cost of electricity) for three back-end strategies: open cycle, closed cycle and advanced closed cycle. The results show that costs are not a relevant criteria in order to select an energy policy for the spent nuclear fuel management.

Keywords: nuclear material; used fuel; back-end strategies; levelized costs

1. Introduction

The current world energy scenario is the result of various socio-economic trends leading to an increasing demand of resources and energy consumption per capita.

Due to the above, it is necessary to develop a global energy restructuring that significantly changes the current patterns of energy generation and consumption, encouraging sustainable development.

Since the beginning of the century, there has been a discussion about the current energy mix model, based on fossil fuels, such as oil, coal and natural gas. Nowadays, the limitations of this model are unquestionable from the economic (high energy price), the social (inequality and energy poor) and the environmental (adverse implications for the environment) point of view.

In order to achieve a sustainable solution for the energy future, it is especially important to take into account renewable energies, but nuclear energy is also very important to help us satisfy the recent increase of electricity demand and, at the same time, reduce the carbon dioxide emissions.

Regarding nuclear energy, it is necessary to take into account other aspects, such as technology and nuclear proliferation, and to assess all of the nuclear fuel cycle options in order to develop a national strategy that will be economically, environmentally and socially sustainable.

Waste management has always been the key point in all discussions about nuclear energy. Therefore, it is absolutely essential to make a suitable long-term plan about how to manage the used fuel assemblies. Nowadays, there are two possible options: the open cycle, which consists of directly disposing the used nuclear fuel assemblies in a deep geological repository (DGR), and the closed cycle, in which the spent nuclear fuel is reprocessed to recover fissile and fertile materials that are recycled in order to reduce fresh fuel consumption. Both options imply that, prior to the final

management of the waste product, the used fuel assemblies need to be treated and stored in an interim storage facility, and also, both of them require a deep geological repository (DGR).

Even though these are the currently available technologies, there is a future possibility that is being researched: the advanced closed cycle, in which fast reactors are introduced, whereas, at the same time, the reprocessing is improved. This also allows the multi-recycling of fissile and fertile materials and the full closure of the fuel cycle. However, a DGR is still required to manage and dispose of the residual actinides and fission products.

All of the back-end strategies require a DGR at the fuel cycle final stage. However, there are significant differences in the associated costs for each strategy, derived from two main influences: the reduction in the volume needed and the energy density. For the closed cycle, the volume required for the DGR is about 1/5 of the open cycle DGR volume, but taking into account the energy density, the DGR costs for the closed cycle represent approximately 25% of the DGR costs for the open cycle [1].

As it is well-known [1–5], one of the most important back-end costs in the closed cycle comes from reprocessing, while in the case of the open cycle, it is the DGR; ergo, both of them have advantages and disadvantages. However, looking through various comparative studies of these strategies, where the economical aspect has been analyzed, they all conclude that the cost variation between the closed and open cycle is nearly 10%, as shown in the last economic analysis carried out by Moratilla [6].

In order to make a long-term sustainable decision adopting one or another cycle, it is also important to determine the tendency of the costs involved. According to some international studies, the cost of creating a DGR for the open cycle is estimated to be increasing, as shown in Figure 1. This is mainly due to the newly-identified requirements about the DGR, as it was concluded in the article published by Moratilla [7].

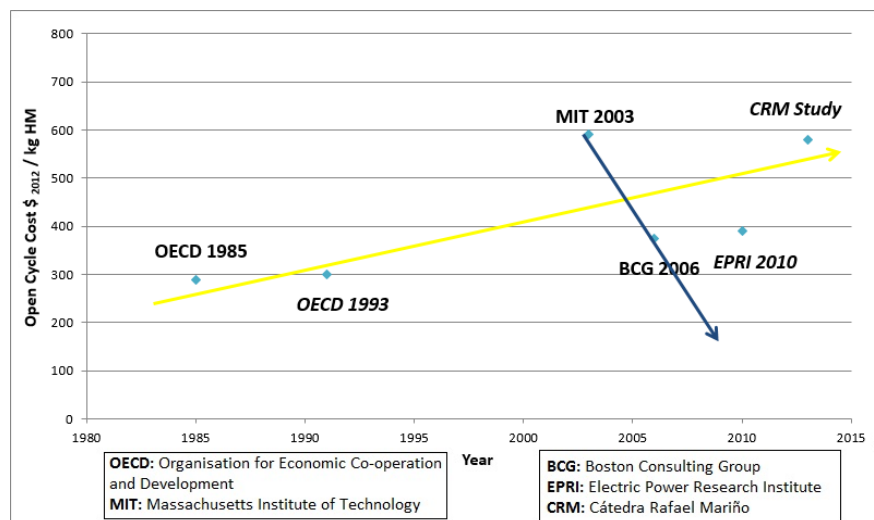


Figure 1. Deep geological repository (DGR) evolution cost.

On the other hand, the costs of the closed cycle are estimated to be decreasing, as it can be found in Figure 2. The maturity of the technology used and its constant optimization are the key points of this evolution.

Therefore, in order to make a suitable decision concerning the nuclear cycle, it is necessary to take into account some other factors, such as the intangible asset or the current energy regulations of each country. For example, P. Högselius [8] explains that military ambitions and non-proliferation, technological culture, political culture and civil society, geological conditions and energy policy are the five main broad explanatory factors that are needed in order to analyze the differences in spent nuclear fuel policies between each country. Moreover, another important factor to consider is the tax policy of each country, as it has been explained for the Spanish scenario in different articles [6,9].

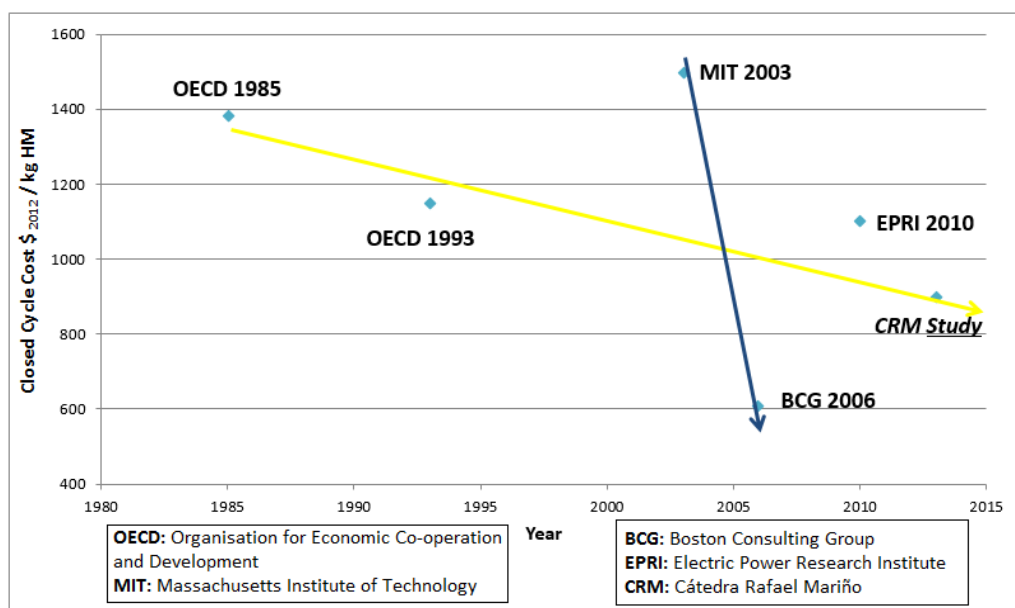


Figure 2. Closed cycle evolution cost.

Analyzing the energy strategies of different countries, there are some of them, such as Sweden and Finland, that have assumed an open cycle strategy, having to construct deep geological repositories, whereas there are others that have decided to adopt the closed cycle, having to reprocess, recycle and, afterwards, vitrify and compact non-usable residue materials to be stored in the DGR. Some of the countries that have adopted the latter alternative, such as France, India, Japan, Pakistan, Russia and, more recently, China, have reprocessing facilities. However, there are other countries, such as the Netherlands, which reprocesses all of the used fuel, but they do not have the required facilities, which is possible by recycling abroad and storing the reprocessed vitrified waste.

In Europe, the communication about the opinion of the European Economic and Social Committee [10], which was requested and published by the European Commission, is expected to decrease the number of European countries that lack a definitive decision. This communication recommends a European Energy Dialogue (EED) that will contribute to the implementation of the Energy Union.

Nevertheless, there are countries, such as Spain, which have still not made a decision about which strategy to adopt. Hence, for these countries, there are many factors and methods that have to be taken into consideration when comparing different strategies. Currently, the most frequently-used tool to compare various technologies or processes is the levelized cost of electricity (LCOE). G. De Roo and J.E. Parsons [1] have developed the first methodology in order to calculate the LCOE extended to the reprocessing strategy.

2. Methodology

As described before, in order to make a comparison between the different back-end strategies, a tool that allows us to analyze various technologies is the LCOE, which is defined as the net present value of the unit-cost of electricity over the lifetime of a generating asset. This tool is able to compare the lifecycle cost of electricity generation with different technologies or within the same technology class.

In this article, the front-end and the back-end costs of the nuclear fuel cycle are analyzed using the LCOE. The front-end costs correspond to the nuclear fuel cycle expenditures incurred prior to the arrival at the nuclear power plant (NPP): natural uranium extraction, conversion and enrichment costs, uranium oxide (UOX) fuel fabrication and reprocessed uranium oxide (REPUOX) fuel fabrication for the closed cycle. The back-end costs are those related to the spent nuclear fuel management: interim storage, encapsulation, DGR, reprocessing (for the closed cycle), *etc.*

For this study, data have been gathered from the Nuclear Energy Agency (NEA) of the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) [11], where costs are analyzed for different back-end strategies. Therefore, first, in order to analyze the LCOE for the back-end of the nuclear fuel cycle, there are four main costs that have to be taken into account for each facility implied in the process:

Investment cost: for each facility, it corresponds to the initial investment cost; the units are in \$.

Closure cost: the closure cost of the facility once it reaches the end of its life cycle; the units are in \$.

Operations and Maintenance (O&M) cost: the costs related to the operation and maintenance of the facility during its operational years; as it depends on the years the facility is running (its operational lifetime), this cost is given in \$/year.

Transport cost: The cost related to the shipment of the spent nuclear fuel amongst facilities; as in the previous case, this cost depends on the number of years in which transportation is required (which correspond to some of the facilities operational lifetime), so this cost is also given in \$/year.

In order to calculate the back-end levelized cost of electricity, there are three economic factors that have to be applied:

- **Capital recovery factor (f_{CRF}):** This factor is used to convert each cost into a stream of equal payments over the NPP operational lifetime, as it is the period of time when the profits are produced. The f_{CRF} is calculated in Equation (1).

$$f_{CRF} = \frac{i(i+1)^N}{(1+i)^N - 1} \quad (1)$$

where i is the discount rate and N is the NPP operational lifetime.

- **Discount factor (f_d):** This is the factor by which the investment and closure costs must be multiplied in order to obtain the present value. The f_d can be obtained as shown in Equation (2).

$$f_d = \frac{1}{(1+i)^{t_0}} \quad (2)$$

where t_0 is the Δt between the time the nuclear power plant starts to be operational (Year 0) and the time the back-end facility starts to operate.

- **Conversion factor (f_{Σ}):** This factor is applied to the costs that, instead of being a one-time expenditure, depend on the time the facility is operating. It calculates the total O&M and transportation costs during the facility operational lifetime.

$$f_{\Sigma} = \frac{(1+i)^N - 1}{i(1+i)^N} \quad (3)$$

where i is the discount rate and N is the facility operational lifetime.

The $LCOE_{Back-End}$ can be obtained as the sum of the partial costs applying the previously-exposed factors, as is shown in Equation (4).

$$LCOE_{Back-End} = \sum_k (Investment_k + Closure_k) \cdot f_{CRF} \cdot f_d + (O\&M_k + Transport_k) \cdot f_{CRF} \cdot f_{\Sigma_k} \quad (4)$$

where k corresponds to each facility implied in the process.

Once the LCOE for the back-end has been calculated, in order to obtain a more realistic vision of the global cost of the nuclear fuel cycle, the LCOE is also obtained for the front-end. The costs affecting the $LCOE_{Front-End}$, obtained from the data gathered in the OECD/NEA report [7], are: natural uranium cost, natural uranium conversion cost, UOX enrichment cost, UOX fuel fabrication

cost and, for the closed cycle back-end strategies, also the REPUOX enrichment cost and the REPUOX fuel fabrication cost.

All of these costs are in \$/kg, so in order to obtain the LCOE, it is necessary to multiply them by the kg/TWh of fuel required for each back-end strategy and stage of the front-end process. The $LCOE_{Front-End}$ is shown in Equation (5).

$$\begin{aligned}
 LCOE_{Front-End} &= \sum_{k,i} Fuel \left(\frac{kg}{TWh} \right)_k \cdot Cost \left(\frac{\$}{kg} \right)_{ki} \cdot \left(\frac{1 TWh}{1000 MWh} \right) \\
 &= \frac{1 TWh}{1000 MWh} \\
 &\quad \cdot \left(Natural\ uranium \left(\frac{kg}{TWh} \right) \right) \\
 &\quad \cdot \left(Natural\ uranium\ cost \left(\frac{\$}{kg\ U} \right) + Conversion\ cost \left(\frac{\$}{kg\ U} \right) \right) + UOX \left(\frac{kg}{TWh} \right) \\
 &\quad \cdot \left(UOX\ Enrichment\ cost \left(\frac{\$}{kg\ UOX} \right) + UOX\ Fabrication\ cost \left(\frac{\$}{kg\ UOX} \right) \right) \\
 &\quad + REPUOX \left(\frac{kg}{TWh} \right) \\
 &\quad \cdot \left(REPUOX\ Enrichment\ cost \left(\frac{\$}{kg\ REPUOX} \right) \right) \\
 &\quad + REPUOX\ Fabrication\ cost \left(\frac{\$}{kg\ REPUOX} \right) \Big) \Big) \Big) \quad (5)
 \end{aligned}$$

where the costs of REPUOX are only applied for the closed cycle back-end strategies

Finally, the LCOE is obtained as the addition of $LCOE_{Front-End}$ and $LCOE_{Back-End}$.

3. Results

The purpose of this paper is to analyze the costs of the back-end of the nuclear fuel cycle for different production scenarios and for three NPP operational lifetime situations.

For the analysis, three back-end strategies have been considered according to the OECD/NEA report [11]:

- OFC (once-through fuel cycle) or direct disposal: the SNF (spent nuclear fuel) is stored, encapsulated and, finally, disposed in the DGR, as shown in Figure 3.

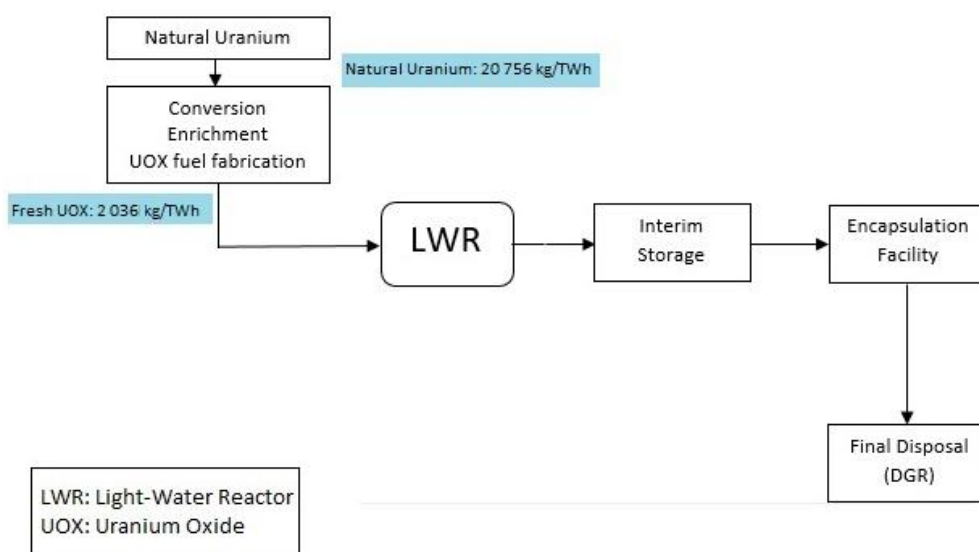


Figure 3. Once-through fuel cycle. UOX, uranium oxide.

- Partial recycling: the SNF is reprocessed, and the recovered fissile materials are recycled in the form of MOX (mixed oxide) and REPUOX fuel. Then, the irradiated bundles are stored, encapsulated and disposed in a DGR. This cycle is shown in Figure 4.

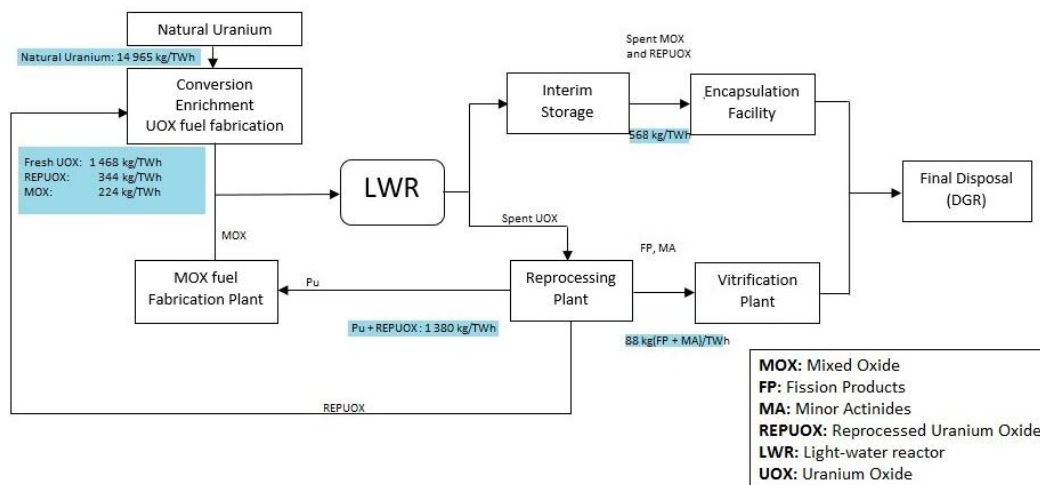


Figure 4. Partial recycling cycle. AFC (advanced fuel cycle): LWRs (Light-water reactors) and FRs (Fast reactors) are used in this strategy, so MOX and REPUOX fuels can be reprocessed and recycled again as fuel in FRs, closing the fuel cycle. A DGR will also be necessary to store the vitrified waste. This is shown in Figure 5.

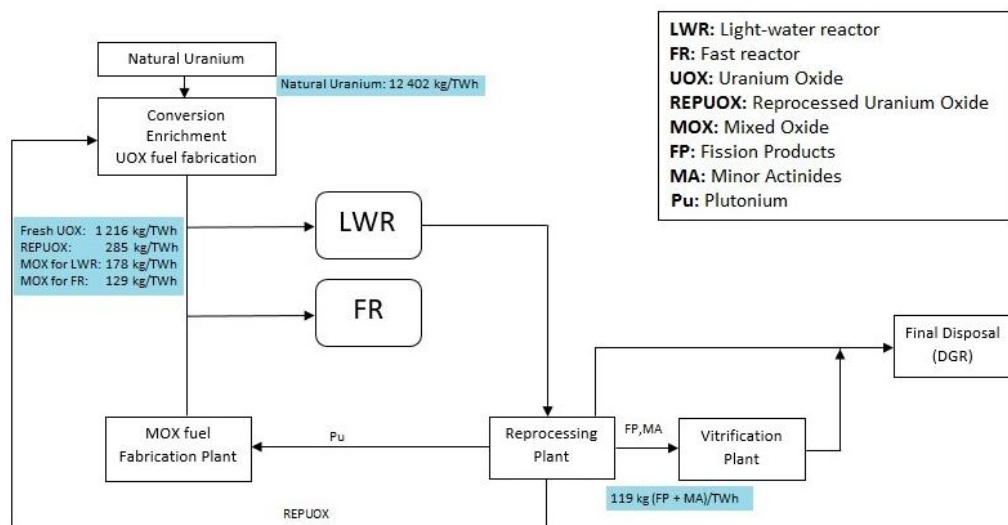


Figure 5. Advanced fuel cycle.

Some assumptions and considerations have been made in order to proceed with the calculations, some of which derive from the OECD/NEA report [11]:

- All of the back-end facilities are assumed to be ready and operational exactly at the time when they are needed.
- All facilities' investment costs are considered overnight capital costs.
- SNF is cooled down at the reactor site for seven years.
- For the OFC and partial recycling strategies, SNF or MOX and REPUOX irradiated bundles are then transported to the interim storage facility where they are stored for 50 years before the final disposal.

- For the partial recycling and AFC strategies, an integral reprocessing facility is considered, including a reprocessing plant, an FP (fission products)/MA (minor actinides) vitrification plant and a recycling plant (MOX fuel fabrication).
- For the AFC strategy, the share of FRs in the fleet is assumed to be 17.5%, with a cost premium of 20%.
- Four electricity production scenarios are considered: 25 TWh/year, 75 TWh/year, 400 TWh/year and 800 TWh/year.
- The calculations are made for 40, 60 and 80 years NPP operational lifetime and discount rates of 0% and 3%.
- The results are obtained in 2010 USD.

Using the methodology previously explained and the data provided by the OECD-NEA [11], the LCOE can be obtained for all of the different scenarios considered.

3.1. Analysis for Different NPP Operational Lifetime Scenarios

In order to visualize the effects of the NPP operational lifetime in the costs of the back-end of the nuclear fuel cycle, an analysis of the different strategies has been made for a 40-, 60- and 80-year lifetime.

➤ OFC Strategy

The results of the LCOE for the direct disposal strategy are presented in Table 1.

Table 1. Levelized cost of electricity (LCOE) for once-through fuel cycle (OFC) in different scenarios in \$(2010)/MWh.

	0% Discount Rate			3% Discount Rate		
	40 Years	60 Years	80 Years	40 Years	60 Years	80 Years
25 TWh/year	11.83	10.65	10.09	7.05	6.70	6.56
75 TWh/year	7.34	6.86	6.65	5.40	5.25	5.20
400 TWh/year	5.51	5.33	5.26	4.74	4.66	4.64
800 TWh/year	5.31	5.15	5.10	4.66	4.59	4.58

Figure 6 represents these results for discount rates of 0% and 3%.

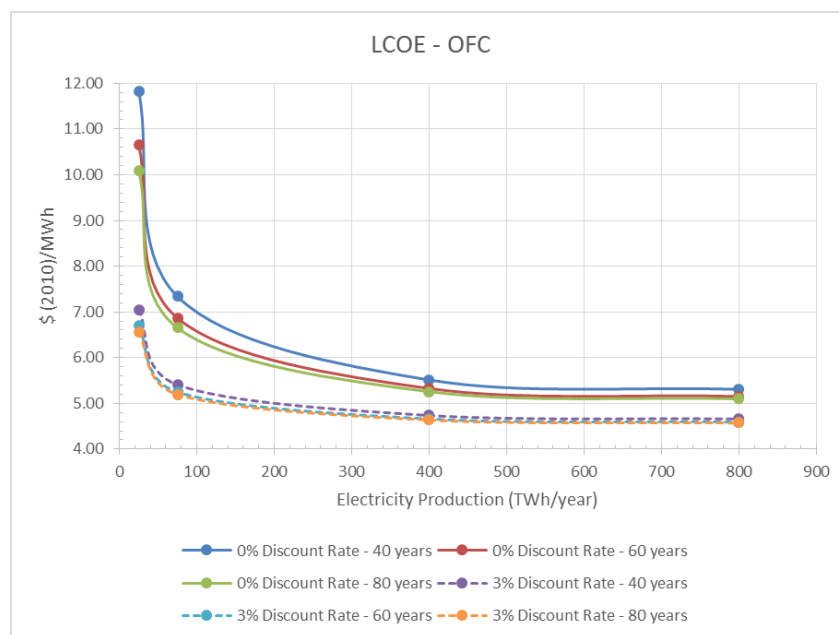


Figure 6. LCOE for OFC.

The tendency of the LCOE curves is to decrease when the electricity production increases, which is an expected result, because, even though the total cost in \$ is higher, this cost increment is thoroughly compensated by the increase in MWh.

From these curves, it can also be noted that the LCOE decreases when the NPP operational lifetime is higher. This happens because, when the NPP lifetime is higher, more years of generating profits are taken into account, which compensates the costs of the back-end facilities' operational years.

However, the decrease of the LCOE is not proportional to the number of years the operational lifetime is increased: from 40 years to 60 years, the reduction is higher than from 60 to 80 years. This happens because the factors that are applied to the different costs have exponential values, so the LCOE decreases rapidly for low capacities and slower when the capacity increases.

Furthermore, when the discount rate is increased, both the effect of the variation in the NPP operational lifetime and the total LCOE are reduced. Additionally, another observation that can be made is that, for capacities higher than 400 TWh/year, the curve becomes almost flat, which is due to the fact that the increase in the cost is really low compared to the increase of capacity.

➤ *Partial Recycling Strategy*

The results of the LCOE for the partial recycling strategy are presented in Table 2.

Table 2. LCOE for partial recycling in different scenarios in \$(2010)/MWh.

	0% Discount Rate			3% Discount Rate		
	40 Years	60 Years	80 Years	40 Years	60 Years	80 Years
25 TWh/year	11.87	10.23	9.39	7.12	6.71	6.54
75 TWh/year	7.00	6.21	5.78	5.62	5.41	5.31
400 TWh/year	5.87	5.55	5.39	5.31	5.16	5.10
800 TWh/year	5.02	4.77	4.65	4.64	4.52	4.47

Figure 7 represents these results for discount rates of 0% and 3%.

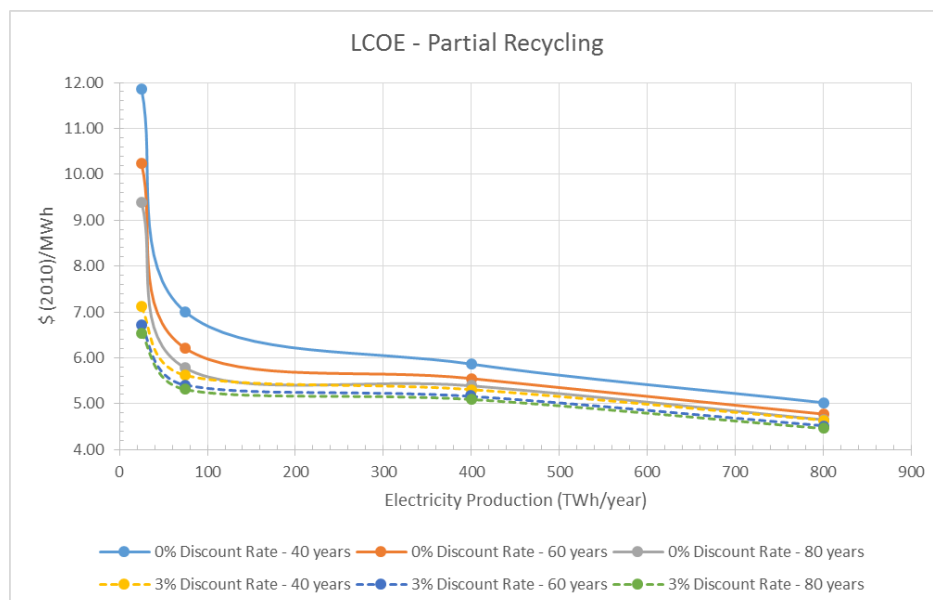


Figure 7. LCOE for partial recycling.

As it can be observed in Figure 7, the tendency of these curves is very similar to the previous case: the LCOE decreases when the electricity production increases, and the effect from the NPP operational lifetime is the same as observed before.

Nevertheless, the discount rate has a minor effect on the costs compared to the previous case, and a change in the slope of around 400 TWh/year is observed. This is due to the fact that the model used to calculate the reprocessing facility costs is a piecewise function of the UOX heavy metal production: for capacities lower than 400 TWh/year, the sub-function is linear, and for higher capacities, the sub-function follows a scaling law. This way, the change from a steeper slope to a less pronounced one in 400 TWh/year entails a downturn in the LCOE function.

➤ *AFC Strategy*

The results of the LCOE for the AFC strategy are presented in Table 3.

Table 3. LCOE for AFC in different scenarios in \$(2010)/MWh.

	0% Discount Rate			3% Discount Rate		
	40 Years	60 Years	80 Years	40 Years	60 Years	80 Years
25 TWh/year	8.77	7.58	6.96	6.20	5.80	5.63
75 TWh/year	5.64	4.93	4.55	5.32	5.02	4.89
400 TWh/year	5.37	4.95	4.73	5.32	5.03	4.91
800 TWh/year	4.56	4.21	4.03	4.66	4.42	4.31

Figure 8 represents these results for discount rates of 0% and 3%.

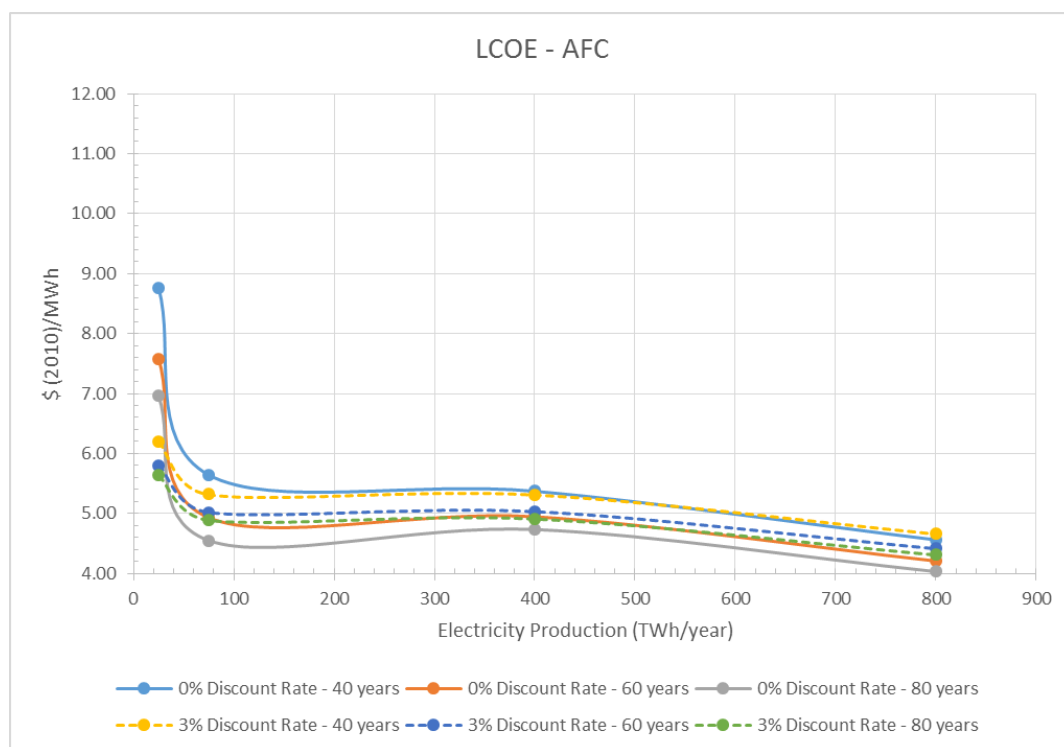


Figure 8. LCOE for AFC.

In Figure 8, it can be observed that the effect of the NPP operational lifetime is higher than in the previous cases studied. This happens because the investment costs are higher for the AFC strategy, so the number of years the NPP is operating has a stronger impact on the cost.

It can also be noted that there is the same tendency as in the partial recycling strategy, which happens, as explained before, because of the scaling law applied from 400 TWh/year onwards.

Finally, in order to visualize the non-linearity observed when the NPP operational lifetime is increased (the cost increase is not the same from 40 to 60 years as from 60 to 80 years), Table 4 and Figure 9 present the capital recovery factor.

Table 4. Capital recovery factor for different nuclear power plant (NPP) operational lifetimes.

	0% Discount Rate	3% Discount Rate
40 years	0.0250	0.0433
60 years	0.0167	0.0361
80 years	0.0125	0.0331

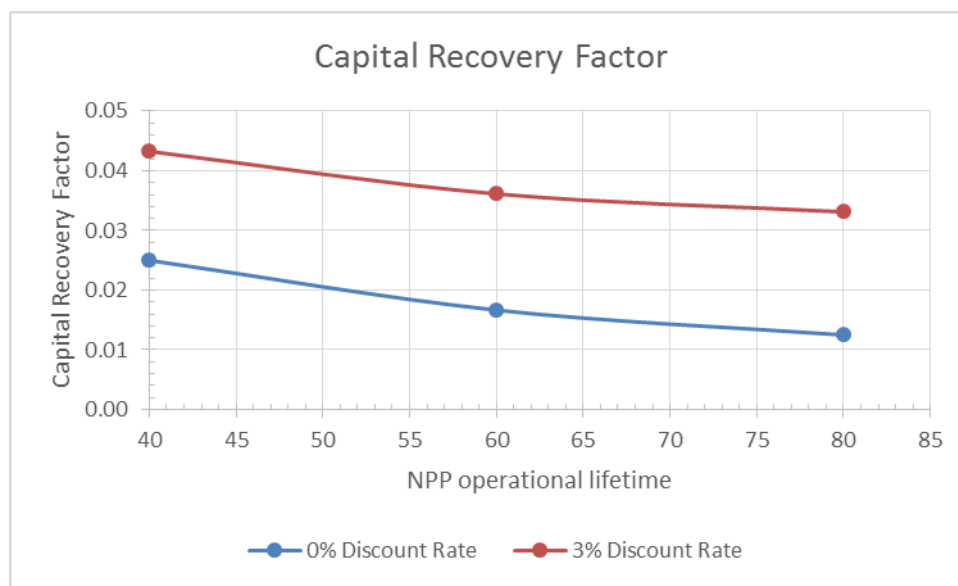


Figure 9. Capital recovery factor.

As it can be observed, the increase in the capital recovery factor is lower from 60 to 80 years than from 40 to 60 years, which explains why the LCOE has a similar behavior.

3.2. Comparison of Different Strategies

After carrying out an analysis to compare the effect of the NPP operational lifetime on the LCOE, a comparison amongst the different back-end strategies is realized in order to be able to comprehend the variations in the costs when the electricity production changes.

Due to the similarities in the tendencies of the curves within the same strategy for different lifetime scenarios, this analysis is realized only for the 60-year NPP lifetime case.

The results of the LCOE for the different strategies are presented below in Table 5 for discount rates of 0% and 3%.

Table 5. LCOE for different back-end strategies in \$(2010)/MWh.

Electricity Production	0% Discount Rate			3% Discount Rate		
	OFC	Partial Recycling	AFC	OFC	Partial	AFC
25 TWh/year	10.65	10.23	7.58	6.70	6.71	5.80
75 TWh/year	6.86	6.21	4.93	5.25	5.41	5.02
400 TWh/year	5.33	5.55	4.95	4.66	5.16	5.03
800 TWh/year	5.15	4.77	4.21	4.59	4.52	4.42

These results are also presented in Figures 10 and 11.

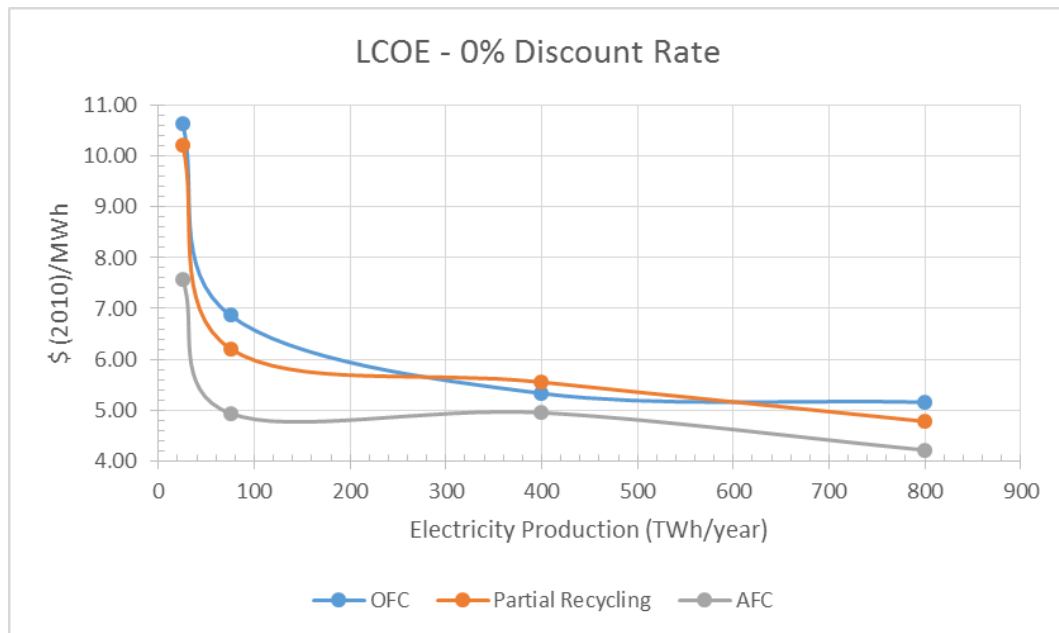


Figure 10. LCOE for different backend strategies: 0% discount rate.

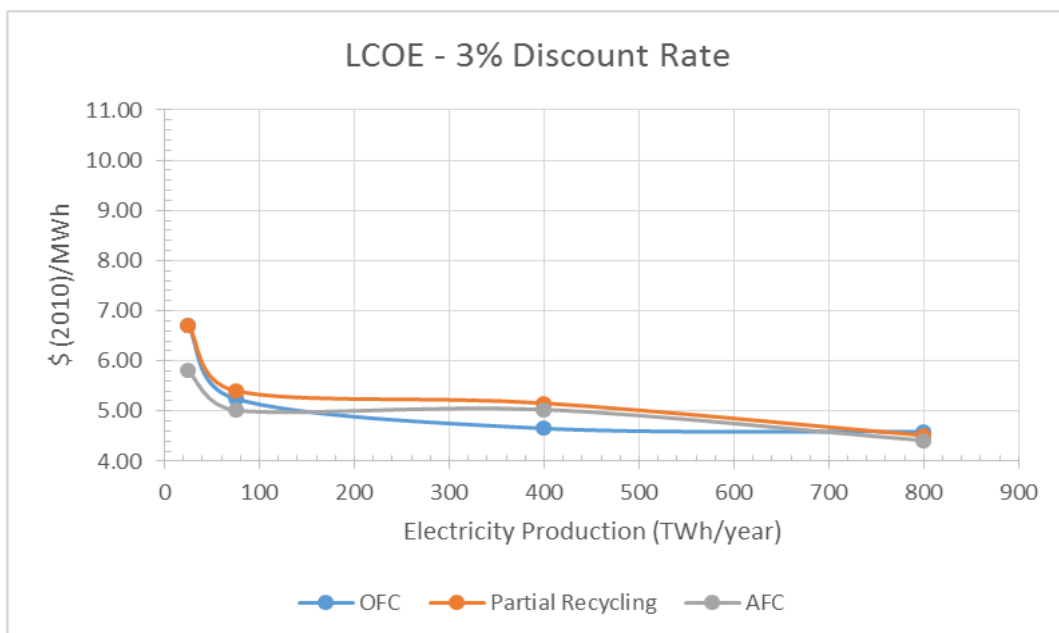


Figure 11. LCOE for different back-end strategies: 3% discount rate.

Figures 10 and 11 show that the most profitable strategy is the AFC. This is due to the fact that, even though the FRs and the integral reprocessing plant costs are high, they are thoroughly compensated by the savings in the front-end cost, because of the reduction in the natural uranium requirements.

This result is clearly observed in Figure 10. However, in Figure 11, with a discount rate of 3%, when the electricity production is 400 TWh/year, the LCOE is higher in the AFC than in the OFC strategy.

Concerning the partial recycling strategy, the results are more variable. When a discount rate of 0% is applied, the costs for this strategy are lower than for the OFC strategy, except when the electricity production is 400 TWh/year. However, for a 3% discount rate, the LCOE for the partial recycling strategy is higher than the OFC LCOE in every case. This is due to the fact that, for the OFC strategy, the discount rate effect is higher than for the partial recycling.

4. Conclusions

- As seen in the analysis of the results, the capacity has a great influence on the costs for the different back-end strategies.
- According to the LCOE results for the strategies analyzed, the first conclusion can be obtained regarding the capacity of nuclear energy production in different countries. The variation in the LCOE between the first and the second points analyzed (25 and 75 TWh per year) implies that a greater decrease in costs is experienced in countries with a small nuclear energy production compared to those that have a higher production, whose costs have a much less pronounced fall, as the electrical production rises.
- Nowadays, Spain has a production of 57 TWh per year, which implies that costs are positioned in a highly decreasing slope. Because of this, an increase in the nuclear energy production should lead to considerable cost savings.
- Currently, the most realistic scenario is to consider a discount rate of 0%. From the different calculations realized for various NPP operational lifetimes (40, 60 and 80 years), a conclusion that can be drawn is that the decrease in the LCOE extending the NPP operational lifetime from 40 to 60 years is more significant than from 60 to 80 years.
- For the Spanish case, the differences between the open cycle and the closed cycle costs are less than an 8%, which is not relevant enough to make a decision based only on the economic aspects. This is the reason why the fuel cycle cost, including the front-end (obtaining fresh nuclear fuel) and the back-end (SNF management), represent a small fraction of the nuclear electricity generation cost (about 10% to 16%), the back-end being the less significant one (about 5%).

Acknowledgments: The authors would like to thank the Rafael Mariño Chair of New Energy Technologies of Universidad Pontificia Comillas, which is the entity that sustains the research activity of the group.

Author Contributions: José Manuel Vidal-Bernardez and Marta Niño-Serrano have analyzed and developed the DGR cost and closed cycle cost tendency charts for the Introduction. Paula Ocaña-Pastor, Paula Martín-Cañas and Mathilde Estadieu have gathered information and data for the state of the art (Introduction). Borja Belda-Sánchez and Natalia Cortes-Sanz have collaborated in the mathematical formulation of the paper. José Ignacio Linares-Hurtado has developed the methodology and calculations. Laura Rodríguez-Penalonga and Beatriz Yolanda Moratilla Soria have carried out the calculations, performed the analysis of the results and drawn the conclusions, as well as carried out the global coordination of the paper.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. De Roo, G.; Parsons, J.E. A methodology for calculating the levelized cost of electricity in nuclear power systems with fuel recycling. *Energy Econ.* **2011**, *33*, 826–839. [[CrossRef](#)]
2. OECD/NEA. *The Economics of the Nuclear Fuel Cycle*; OECD: Paris, France, 1994.
3. OECD/NEA. *Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management*; OECD: Paris, France, 2006.
4. EPRI. *An Economic Analysis of Select Fuel Cycles Using the Steady-State Analysis Model for Advanced Fuel Cycles Schemes (SMAFS)*; EPRI: Palo Alto, CA, USA, 2007.
5. BCG. *Economic Assessment of Used Nuclear Fuel Management in the United States*; BCG: Boston, MA, USA, 2006.
6. Soria, B.Y.M.; Ruiz-Sánchez, R.; Estadieu, M.; Belda-Sánchez, B.; Cerdón-Peralta, C.; Martín-Cañas, P.; Rodríguez-Penalonga, L.; Cledera-Castro, M.D.; Sáenz-Nuño, M.A.; Morales-Polo, C. Impact of the Taxes on Used Nuclear Fuel on the Fuel Cycle Economics in Spain. *Energies* **2015**, *8*. [[CrossRef](#)]

7. Soria, B.Y.M.; Mas, M.U.; Estadieu, M.; Lejarreta, A.V.; Echevarria-López, D. Recycling *versus* Long-Term Storage of Nuclear Fuel: Economic Factors. *Sci. Technol. Nucl. Install.* **2013**, *2013*. [[CrossRef](#)]
8. Hoögselius, P. Spent nuclear fuel policies in historical perspective: An international comparison. *Energy Policy* **2009**, *37*, 254–263. [[CrossRef](#)]
9. Soria, B.Y.M.; Lejarreta, A.V. Influence of the New Spanish Legislation Concerning the Management of Nuclear Waste. *Sci. Technol. Nucl. Install.* **2013**, *2013*. [[CrossRef](#)]
10. European Union Commission. *Governance System Development Proposal in the Climate and Energy Framework Context of 2030*; Socio- Economic European DICTAMEN, 291/8-13; European Union Commission: Brussels, Belgium, 2015.
11. Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD); Nuclear Energy Agency (NEA). *The Economics of the Back End of the Nuclear Fuel Cycle*; OECD: Boston, MA, USA, 2013.



© 2016 by the authors; licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons by Attribution (CC-BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Review

A Review of the Nuclear Fuel Cycle Strategies and the Spent Nuclear Fuel Management Technologies

Laura Rodríguez-Penalonga *  and B. Yolanda Moratilla Soria 

Cátedra Rafael Mariño de Nuevas Tecnologías Energéticas, Universidad Pontificia Comillas, 28015 Madrid, Spain; ymoratilla@comillas.edu

* Correspondence: lrpenalonga@comillas.edu; Tel.: +34-91-542-2800 (ext. 2481)

Received: 19 June 2017; Accepted: 6 August 2017; Published: 21 August 2017

Abstract: Nuclear power has been questioned almost since its beginnings and one of the major issues concerning its social acceptability around the world is nuclear waste management. In recent years, these issues have led to a rise in public opposition in some countries and, thus, nuclear energy has been facing even more challenges. However, continuous efforts in R&D (research and development) are resulting in new spent nuclear fuel (SNF) management technologies that might be the pathway towards helping the environment and the sustainability of nuclear energy. Thus, reprocessing and recycling of SNF could be one of the key points to improve the social acceptability of nuclear energy. Therefore, the purpose of this paper is to review the state of the nuclear waste management technologies, its evolution through time and the future advanced techniques that are currently under research, in order to obtain a global vision of the nuclear fuel cycle strategies available, their advantages and disadvantages, and their expected evolution in the future.

Keywords: nuclear energy; nuclear waste management; reprocessing; recycling

1. Introduction

Nuclear energy is a mature technology that has been developing and improving since its beginnings in the 1940s. However, the fear of nuclear power has always existed and, for the last two decades, there has been a general discussion around the world about the future of nuclear power [1,2]. This discussion has been aggravated since the Fukushima Daiichi accident in 2011 [3,4] and, also, due to the rise of renewable energies. Consequently, several countries have been questioning the continuity of their nuclear power plants (NPPs) on their energy mix.

In this debate, there are arguments both in favour and against nuclear power. On the one hand, some of the arguments in favour are its security of supply, its potential to mitigate climate change [5–7] and the provision of stability to the electricity grid by means of its great inertia, which avoids blackouts and is not replaceable with any type of renewable energies, except solar thermal [8]. On the other hand, the usual arguments against nuclear power are safety concerns, the proliferation risk, its high investment costs, and nuclear waste management.

Therefore, considering these arguments, some countries have finally decided to cease all their NPP activity, either progressively, by not renewing their licenses at the end of their lifetime, or more immediately, such as the case of Germany [9–12]. In contrast, there are other countries which thoroughly support nuclear power, such as China, which is planning to expand its nuclear capacity to 4% of the share (40 GWe) in 2020 and to 20% in 2050 [13,14], and other developing countries which lean on nuclear energy to be able to grow in a more sustainable way. Also, traditional nuclear power supporters, such as France, will continue to produce nuclear energy, but transitioning towards an energy mix model with a higher share of renewable energies [15].

Also, however, regardless of the future of nuclear power, spent nuclear fuel (SNF) management has to be solved around the world in every country that produces or has at some point produced nuclear

energy. Moreover, it is essential to address this issue properly because the periods of time required to manage SNF are extremely long and involve future generations. Hence, the decisions that have to be made today around the world regarding SNF management are of great importance internationally.

In this context, Spain has been facing some challenges. The SNF from Vandellós-I NPP was sent to France for reprocessing and, before 1983, some of the SNF from Santa María de Garoña NPP was sent to reprocess to the UK; the vitrified waste that came from reprocessing all this SNF needed to return to Spain in 2015, but a facility to receive and store this vitrified HLW (high-level waste) is still lacking. Thus, Spain has started to pay a penalty fee and needs to solve this issue before 2020 [16].

However, this problem is not technical, but political. Even though there are technical solutions and a centralized interim storage facility has been presented in the last radioactive waste management general plan [17], its construction has been opposed and postponed for political reasons, because the disagreements between the central and autonomic governments paralysed the project. Furthermore, despite the evidence presented, there are some political parties that have stated that there are no technical solutions for radioactive waste. Additionally, another challenge that Spain has been facing regarding SNF management is the recent legislation surrounding nuclear waste, which has considerably increased its management cost.

Hence, it is very important to know the technologies available for SNF management, their advantages and disadvantages, the technologies that are currently under research and the future R&D tendencies, as well as which alternative suits better the needs for each country and its particular context.

Furthermore, the interactions among legal, economic, and technological issues are essential. Thus, this paper gives an overall view of the technologies available for SNF management, analyses the economic cost that the use of the different technologies could entail, as is key when selecting a strategy for SNF management in each country and, finally, highlights the importance of the legislation and some intangible assets, such as social acceptability of the technology, which can have an influence so important that it may lead to the disappearance of that technology by making it economically unviable.

Therefore, it is essential to know all the technical alternatives available for SNF management and the cost that those technologies entail, while separating political issues from technological needs and while all parties involved cooperate in order to avoid increasing the problems. Thus, this paper seeks not to be only a review about technical and economic aspects, but to also introduce some of the current lines of discussion that are being considered in the political decision-making process in different countries, especially in Spain.

2. Main Strategies for the Nuclear Fuel Cycle

The nuclear fuel cycle is formed by all the steps and processes that nuclear fuel has to be put through before and after its use in an NPP in order to produce electricity. Therefore, two main stages can be distinguished: the front end, which occurs after the arrival of nuclear fuel at the NPP, and; the back end, which takes place once the SNF leaves the reactor.

The exact processes to which nuclear fuel or SNF goes under may vary according to the nuclear fuel cycle strategy that is implemented. Nowadays there are two main nuclear fuel cycle strategies: the once-through cycle (direct disposal or open cycle) and the twice-through cycle (recycling or partially closed cycle). Nonetheless, there are currently other strategies under research known as advanced cycles which are not commercially available yet, but which are very promising.

On the one hand, the once-through cycle considers SNF to be high-level waste (HLW) and, consequently, it is directly disposed of in a storage facility without being put through to any chemical processes, where it will be safely stored for millions of years until its radiotoxicity reaches natural uranium levels or another safe reference level.

On the other hand, the twice-through cycle considers SNF to be an energy source due to its composition: approximately 96–97% of its components are recyclable materials, 94–96% of which is uranium (1% approx. of U-235) and 1–1.5% is plutonium [18,19]. Thus, in order to exploit its energy potential, SNF has to be put through a series of chemical processes known as reprocessing. Therefore,

on the twice-through cycle strategy, SNF is reprocessed in order to extract the uranium and plutonium, which can either be recycled as fresh nuclear fuel for its use in a nuclear reactor that is adapted to this type of fuel or sold as raw material.

Hence, taking this into consideration, the front end main activities are mostly the same for both strategies: natural uranium extraction (mining); uranium conversion; enrichment, and; fuel fabrication. The exact processes may vary according to the type of fuel and the technologies used for each step, but overall the activities can be summarized in this way.

Nevertheless, back end activities are highly dependent on the nuclear fuel strategy that is implemented. Therefore, all back end stages will be explained below for each of the fuel cycle strategies.

2.1. Once-through Cycle

The once-through cycle comprises two main back end stages: interim storage and final disposal. In between those stages there is also an encapsulation step and transportations.

First, SNF is extracted from the reactor and cooled inside the reactor pools for a period of at least five to 10 years [20], though in some cases it was considered three years [21]. This stage is mandatory for every nuclear fuel cycle strategy.

After this period of initial cooling, nuclear fuel can be transferred into a dry interim storage, which can be either at the NPP site or at a centralized location that stores SNF from more than one NPP. However, in some cases, such as Spain, SNF is stored at the reactor pools as interim storage and transferred into a dry storage when its capacity is full [17,22,23].

Finally, after a minimum period of 50 to 100 years of interim storage, SNF must be transferred to a final disposal facility. Currently, the preferred option is a deep geological repository (DGR), which is an underground emplacement in stable geological formations. However, currently, there are only a few under construction in some countries, such as Finland and Sweden, but none of them are yet commissioned or operating [20].

2.2. Twice-through Cycle

The twice-through cycle is a little more complicated than the once-through cycle and, thus, involves more stages both in the back end and in the front end.

After the initial cooling at the reactor pools, SNF is transported to the reprocessing facility, where the U and the Pu are separated from the minor actinides (MA) and fission products (FP), by means of the PUREX (Plutonium and Uranium Redox Extraction) process [24], which is currently the only commercially available technology.

Once they have been separated, MAs and FPs are vitrified in a glass matrix and stored as HLW. Eventually, they will be transferred into a final disposal facility, most probably a DGR. However, since SNF is composed of more than 96% of U and Pu, the final HLW volume is reduced about 80%, its radiotoxicity decreases about 90% and its decay heat is also reduced compared to the once-through cycle [25,26]. Thus, the cost of a DGR for vitrified waste would be about 25% of the cost of a DGR for SNF [27,28].

Meanwhile, the extracted plutonium can be recycled into MOX (mixed oxide) fuel after being transferred to a MOX fuel fabrication plant. This type of fuel can be used in about 10% of the world reactors, but currently the number of Pu recycles is limited to two or three, due to technological limitations. Thus, irradiated MOX has to be stored until its final disposition or until advanced reprocessing technologies are available [20].

Additionally, uranium can also be reused after re-enrichment and fabrication at a dedicated plant. However, recovered uranium is more radioactive than natural uranium. Thus, the cost of the processes of enrichment and fuel fabrication are higher for recovered uranium than for natural uranium, because it requires dedicated facilities to avoid natural uranium contamination. Hence, this practice is not very common at this time and, for this reason, reprocessed uranium is usually stored [20].

2.3. Advantages and Disadvantages of the Current Nuclear Fuel Cycle Strategies

The advantages of reprocessing compared to the direct disposal option come from the reduction of natural uranium requirements and the decrease in volume, radiotoxicity and decay heat of the final HLW, as long as irradiated MOX is treated separately. Consequently, the final repository volume is reduced, which also decreases its cost. Furthermore, HLW compaction and vitrification facilitates the handling of the final waste [19,29,30].

However, there are some disadvantages associated with reprocessing due to the complexity of the nuclear fuel cycle, which creates more stages and fuel transportations. Moreover, reprocessing requires the extraction of the nuclear fuel, which increases the exposure risk, as well as LILW (low and intermediate lived waste) volumes. In addition, the separation of pure plutonium increases the proliferation risk. However, there are some options to solve this issue such as the recycling of Pu in MOX fuel, which reduces the Pu inventory, but also some advanced reprocessing techniques that jointly extract Pu and U, avoiding pure Pu separation, which will be described in Section 4.2, and advanced nuclear reactors technologies, such as Generation IV, which will be further explained in Section 2.4.

In relation to the cost, numerous international studies have estimated the costs of both strategies, under different hypothesis. The cost of the twice-through cycle is usually higher than for the once-through cycle. However, the magnitude of the difference between these costs depends on the methodology and the adopted hypothesis and assumptions [20,27,28,31–40].

It can be observed that the once-through cycle has always been more economical than the reprocessing option. Furthermore, the trend lines of both costs (once-through and twice-through cycles) have a declining slope, which means that these costs are decreasing with time due to the maturity of technology. However, this slope is slightly more pronounced for the twice-through cycle, which means that, eventually, reprocessing might become as economically viable as the once-through cycle, or even more. Figure 1 shows the evolution of the nuclear fuel cycle strategies costs with time, in mill/kWh, for different international studies [27,28,30–33,38,40], which have been updated to 2016. One of these costs [30] is much lower, so it has been excluded from the trend lines.

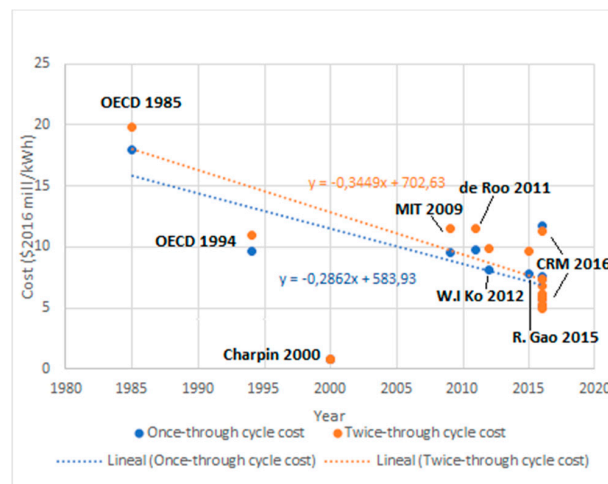


Figure 1. Evolution of nuclear fuel cycle costs.

Additionally, these trend lines and the difference in their slopes can be explained in Figure 2, which shows the evolution of the estimated DGR costs for the once-through cycle and the costs of reprocessing with time.

As can be seen in Figure 2, the reprocessing costs have been decreasing with time due to the maturity of the technology. However, the opposite happens when it comes to the DGR costs, because it is a new, untested technology. As reported [27,28], the DGR cost dominates the back-end costs

for the direct disposal option and reprocessing is the most important cost for the back end of the twice-through cycle. Therefore, this explains why the twice-through cycle costs are decreasing more rapidly than the once-through cycle costs.

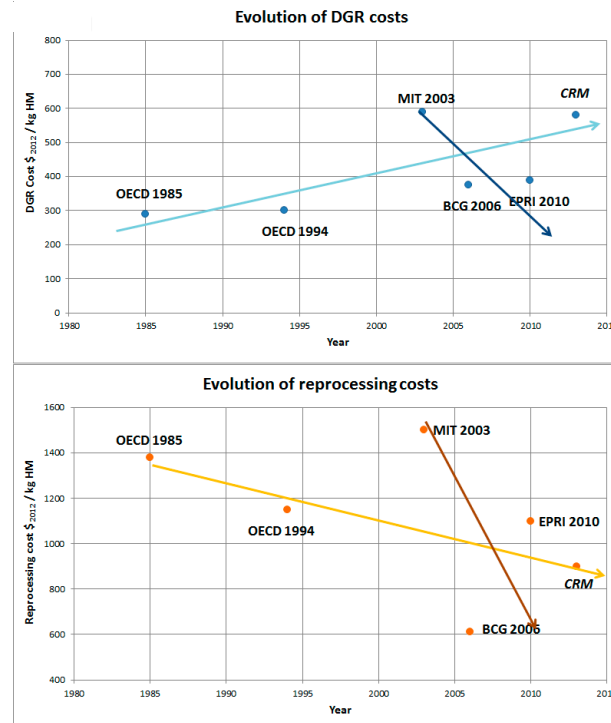


Figure 2. Evolution of deep geological repository (DGR) and reprocessing costs.

2.4. Advanced Cycles

There are currently different types of advanced cycles under research, whose purpose is to achieve nuclear power sustainability by further reducing the volume and radiotoxicity of the final waste, as well as improving resource utilization, while maintaining its economic viability [25,41]. Most of them have something in common: they are based on partitioning and transmutation (P&T) technologies, which seek to shorten the half-lives of the long-lived isotopes that compose SNF into short-lived stable isotopes [22].

Thus, there are two main areas of research: nuclear reactors and reprocessing technologies. The latter will be further explained in Section 4.

The most widely spread advanced nuclear reactor technologies are Generation IV fast breeder reactors (FBR) and accelerator driven systems (ADS) [19,22,23]. However, there are also other research areas that have recently been the focus of some studies, such as fusion-fission hybrids, which seek to start introducing nuclear fusion in a more feasible manner and producing nuclear fuel for fission reactors, avoiding the need of reprocessing and, consequently, the proliferation risk [42–44].

2.4.1. Gen. IV Reactors

Fast reactors have been developed since the 1950s [22] and there are prototypes around the world, such as in the USA, France, India, and so forth [45]. However, they are still not commercially available.

These reactors use uranium completely, both fissile U-235 and fertile U-238, as well as plutonium and MAs, which makes them capable of extracting more energy from nuclear fuel and reducing the volume of the final HLW and its radiotoxicity [22].

Generally, Gen. IV reactors are defined as breeders, which means that they can produce more fissile material than they consume. Currently, there are different designs of FRs around the world: Gas-Cooled

Fast Reactor (GFR); Lead-Cooled Fast Reactor (LFR); Molten Salt Reactor (MSR); Sodium-Cooled Fast Reactor (SFR); Supercritical-Water Cooled Reactor (SCWR), and; Very High Temperature Reactor (VHTR) [19].

All these designs have their own advantages and disadvantages. However, worldwide, the greatest concerns about fast reactors are their economic cost, the effective time necessary for their commercial development and that, like any other reactor, they are critical reactors and are supercritical for the short time in which they increase the power.

2.4.2. ADS

ADS consist of a subcritical reactor connected to a particle accelerator. They are of great international interest because they possess greater flexibility and they allow burning not only Pu and MAs, but also FPs, even when the U content is nearly zero, which reduces HLW radiotoxicity by a factor of 100 [19,22,46].

Moreover, they can also be used as fuel breeders and, because they are subcritical reactors, their safety is improved compared to FBRs, which allows them to maintain subcritical conditions in the shutdown [23]. Additionally, ADS have less limitations regarding fuel composition [25].

2.5. Advantages of the Advanced Cycles

Due to their improved sustainability, advanced cycles present numerous advantages compared to the current nuclear fuel cycle strategies. Some of these advantages, which depend on the type of advanced fuel cycle, are listed below [25,41].

- Heavy metal content can be reduced in more than three orders of magnitude in final disposal.
- FP mass (per kWh) and, hence, the HLW volume can be decreased about 30% in an all-FR (Fast Reactor) strategy, due to the higher efficiency of fast reactors.
- Fully closed cycles can achieve a 100-fold TRU (Transuranics) content reduction.
- Natural uranium needs vary from 10% to about two orders of magnitude lower than the once-through cycle.
- Decay heat can be decreased by several orders of magnitude.
- FPs separation and management can reduce decay heat from 17 to 30 times, and vitrified HLW containers from 25% to 40%.

However, the advanced cycle costs are higher than for the current strategies and the trend line in Figure 3 has a slightly increasing slope, due to the lack of maturity of these new technologies.

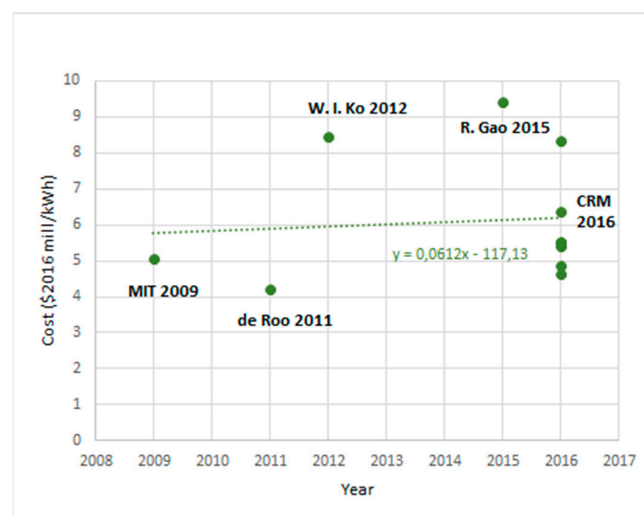


Figure 3. Evolution of advanced cycles cost.

Nonetheless, Monte Carlo simulations show that advanced cycles might eventually be more economically viable than direct disposal [25].

3. Interim Storage

Interim storage is the first step for back end of the once-through cycle and its purpose is to safely store and monitor SNF while its activity decays and enough heat is removed to proceed to the final disposal.

There are different types of interim storage and its emplacement may vary. Thus, it can be located at the NPP site, whether at the reactor or away from the reactor (AFR), or at a centralized location. The main advantage of centralized storages is that monitoring is simpler, because all containers are located at the same emplacement. However, the main disadvantage is that SNF transportations increase.

Regarding technology, there are two main types of interim storage: wet and dry. The former is usually the reactor pools and it is not frequently used at AFR locations. The latter, however, is the most common and expanding technology for both AFR and centralized storages [47].

The reason behind the increasing interest in dry interim storage is their passive cooling systems, their low O&M (operation and maintenance) requirements and its subcriticality. Thus, even though water has the function of heat dissipation and shielding, it is also an excellent moderator, so there is the possibility of criticality [48,49]. Moreover, since the Fukushima Daiichi accident, the loss of coolant in pools is a major concern, which R&D efforts are trying to solve, as in the case of the upper-pool of a Mark-III containment [50].

Therefore, the actual trend is to transfer SNF to dry storage as soon as possible, which is the safest method to reduce the danger of fires when there is lack of coolant [51].

Dry Storage Technologies

Even though interest in dry storage has been increasing over the past few years, its origins are not new: their research began in Canada in 1960 and in 1970 the first dry storage was built in the UK. However, no large storage facility was constructed until 1987 [47,48].

Since then, dry storage has improved and different technologies have been developed around the world. At first, they were single-purpose systems (storage), but nowadays double-purpose (transportation and storage) and multi-purpose systems (transportation, storage, and final disposal) have been developed [47].

Currently, there are two basic types of dry storage technologies: vaults and container systems, which can be subdivided into silos, metal casks and concrete casks. These are described in [47].

The type of technology used varies from one country to another. However, since Germany ceased reprocessing and, especially, since they decided to abandon nuclear energy in 2011, they have become leaders on the construction of dry storage systems and they have planned to fabricate 800 double-purpose containers over the next 15 years [52].

4. Reprocessing

As seen in Section 2, SNF is composed of 96–97% of recyclable materials, which means that it still contains most of its energy potential. Thus, the purpose of reprocessing is to chemically separate the components of SNF in order to exploit its full potential [19]. At this time, U and Pu are extracted from SNF, but future trends lead to MA and FP separation as well, with the purpose of burning them in advanced reactors or store them separately.

Reprocessing started in the 1940s with military purposes and different technologies were tested, but they were replaced for solvent extraction technologies and PUREX process was developed [19,20]. However, commercial reprocessing started in the 1960s [26] with the purpose of reducing natural uranium requirements and interest started growing especially due to the unprecedented rise in uranium prices in the 1970s, although they moderated shortly afterwards [20].

Over the years, many countries have reprocessed their SNF, but there are only a few countries that have built their own reprocessing facilities: France, the UK, India and Russia [19,24]. The USA is a special case, because they have built three different reprocessing facilities, but none of them have ever operated. Also, Japan has been planning and building its own reprocessing facility for two decades in Rokkasho, but it is still not operational [53–55]. Finally, China's ambitious plans for nuclear energy, due to the environmental problems related to the massive use of coal [13,14], include the construction of a reprocessing plant [56].

4.1. PUREX Reprocessing

PUREX is a mature technology and, currently, the only one that is commercially available. The process starts with the dissolution of SNF in nitric acid and then it is subjected to a process of solvent extraction using tri-n-butyl phosphate (TBP), where uranium and plutonium are separated (with a 99.9% efficiency) and then purified [26]. MAs and FPs remain in the acid solution and are vitrified in a glass matrix and packaged into a universal canister (UC), which will be disposed in a DGR [19,57]. Finally, the U and Pu extracted from SNF can be recycled into fresh nuclear fuel: MOX fuel or reprocessed uranium fuel.

In the past years, several modifications to the PUREX process have been researched to improve its performance. For example, in Japan they have co-precipitated plutonium and uranium in order to avoid pure Pu separation and the subsequent proliferation risk [19,20,25].

4.1.1. MOX

Pu-239 and Pu-241 are fissile isotopes, so they can be used as fuel in a thermal reactor instead of U-235 [33]. Thus, MOX is composed of about 3% [58] to 5% or 8% [39] of extracted Pu and uranium, which can either be low-enriched uranium, depleted uranium from enrichment plants [27] or even separated uranium [19,25].

MOX is a mature technology and is used in about 10% of the world reactors (40 NPPs), but its use is mostly found in France [20]. Its main purpose is to reduce natural uranium needs, which with current technologies are estimated to decrease from about 8–12% [20,25] to 20–25% [29,34]. Moreover, an additional consequence is the reduction of pure Pu inventory and, thus, the proliferation risk.

However, due to technological limitations, spent MOX can only be reprocessed and recycled once or twice. Nonetheless, advanced technologies may be able to use spent MOX and, therefore, allow Pu storage without proliferation risk [20].

4.1.2. Reprocessed Uranium Oxide (REPUOX)

Separated uranium can be recycled into reprocessed uranium oxide (REPUOX) after re-enrichment. However, this is used on a limited scale around the world because reprocessed U is more radioactive than natural uranium and, thus, it requires dedicated facilities to avoid natural uranium contamination. Consequently, as this increases the cost, most of the recovered U is stored for future use [20].

4.2. Advanced Reprocessing Technologies

Nowadays, there are several reprocessing technologies being researched around the world, whose purpose is to improve reprocessing efficiency, avoid proliferation risk, reduce the final waste volume (both HLW and LILW), and so forth.

4.2.1. Wet Reprocessing Technologies

There are two different lines of research for wet processes: (i) technologies based on the solvent extraction of the PUREX process with advanced separation of different components, and; (ii) variations on the chemistry of the solvent extraction process in order to only separate uranium from SNF, while keeping Pu, MAs and FPs in the waste solution for further separation. The purpose of these processes

is to extract not only U and Pu, but also Np or other Mas and some FPs in order to reduce the radiotoxicity and heat load in the final HLW. Also, in some cases, pure Pu separation is avoided to reduce proliferation risk.

There are different processes being researched around the world using various types of extractants and solvents. Some of these processes are explained below.

- UREX (Uranium Extraction): Uranium extraction separates U and Tc from SNF. It is mostly the same procedure as PUREX with the addition of AHA ($\text{CH}_3\text{C}=\text{ONHOH}$), which prevents the separation of Pu and Np and reduces solid waste volume. There are different modifications of this process which include other processes for further separation [19,26,44,59].
 - UREX+: it consists of a series of five consecutive solvent-extraction processes that separate SNF into several fractions: (i) UREX; (ii) Cs and Sr recovery (Chlorinated Cobalt Dicarbolide and Poly-Ethylene Glycol (CCD-PEG)); (iii) NPEX (Pu and Np recovery); (iv) TRUOX (recovery of Am, Cm and rare-earth FPs), and; (v) separation of Am and Cm from the rare-earth FPs [25,26].
 - UREX+1: it is a modification of the UREX process which further separates Pu and Np in order to recycle those materials in MOX fuel [19].
 - UREX+2: it uses ion exchange instead of concentrated nitric acid to separate Tc from U [19,25].
- COEX (Combined Extraction): it is a simplification of the PUREX process which jointly extracts Pu and U and, thus, avoids proliferation risk and the complex steps of separation of the PUREX process [19,60].
- DIAMEX (Diamide Extraction): it uses a solvent based on amides as alternate to phosphorous reagent in order to extract MAs and lanthanides from HLW. As this solvent is totally combustible, this process generates minimum organic waste. There is a similar process in Japan known as TODGA, which uses tetra-octyl-diglycol-amide [26].
- TRUOX (Transuranic elements Extraction): this process extracts different transuranic elements, such as Am and Cm, from the HLW solution by using Carbamoyl Methyl Phosphine Oxide (CMPO) together with TBP [19,26].
- SANEX-N and SANEX-S (Selective Actinide Extraction process): these processes separates actinides from lanthanides using either N-bearing extractants (Bis-triazinyl-pyridines, BTPs) or S-bearing extractants (such as a synergistic mixture of Cyanex-301 with 2.2-bipyridyl) [26].
- SESAME (Selective Extraction and Separation of Americium by Means of Electrolysis): it separates Am from Cm by oxidation of Am to Am (VI) and subsequent extraction with TBP for separation from Cm [26].
- CSEX (Cs Extraction): it separates Cs from HLW using Calix-crown extractants [26].
- SREX (Sr Extraction): it separates Sr from HLW using dicyclohexano 18-crown-6 ether [26].
- CCD-PEG (Chlorinated Cobalt Dicarbolide and Poly-Ethylene Glycol): it extracts Cs and Sr from UREX raffinate [26,61].
- GANEX (Group ActiNide Extraction): it consists of uranium extraction followed by group recovery of all actinides and subsequent DIAMEX/SANEX [26,46].
- Supercritical CO_2 : it is a solvent extraction process which uses supercritical CO_2 with TBP. It has similar characteristics to PUREX and it extracts UO_2 and U_3O_8 [19].

Besides these modifications on the PUREX process, there is also another technology which has raised interest: the OREOX process (Oxidation and Reduction of Oxide Fuel). This process is designed to fabricate CANDU (CANada Deuterium Uranium) fuel from PWR (Pressurized Water Reactor) spent fuel and takes advantage of both types of reactors fuel characteristics, as the fissile content of a PWR spent fuel is similar to the requirements of a CANDU reactor. This nuclear fuel cycle is known as DUPIC (Direct Use of spent PWR fuel In CANDU) cycle [18,25,33].

4.2.2. Non-Aqueous Processes

The most important non-aqueous reprocessing technology is pyroprocessing, which usually focuses on advanced nuclear fuel cycles, FBRs and ADS systems, because SNF that arises from these cycles usually has very high decay heat which current technologies cannot handle [20,25]. It was first investigated in the 1950s as an alternative to PUREX to increase the radiation resistance and stability of material used in extraction processes [26].

The pyrochemical process does not involve dissolving SNF in an acid solution but its techniques are based on using metals and salts at high temperatures: melt-refining, volatilisation, gas-solid reaction, electro-deposition, electro-refining, electro-winning, and so forth. This technology has a lower separation factor; however, it takes advantage of the ability of fast reactors to use fuel with more impurities than thermal reactors. Therefore, it allows transuranic elements recycling and fully exploits nuclear fuel energy potential, which, consequently, considerably reduces the final waste volume and natural uranium requirements, up to two orders of magnitude [25,26].

This technology has other advantages, such as very high proliferation resistance, but it is still under research in order to improve its performance and determine the specific characteristics, such as the most thermodynamic stable configurations [19,26,62].

Additionally, there are other advanced technologies being investigated which combine several aqueous and non-aqueous processes. Some examples are Fluoride Volatility and FLUOREX (Fluoride volatility and solvent Extraction). The former is a process of physical separation which uses the property of volatility of uranium, plutonium and neptunium hexafluoride to separate them from other materials and is more effective when used in fuel with small amounts of Pu and Np. The latter comprises various processes including AIROX (Atomics International Reduction Oxidation) process (holes are drilled in the fuel cladding and it is subjected to cycles of oxidation and reduction), Fluoride volatility and PUREX [19].

5. Final Disposal

The final stage of the back end of the nuclear fuel cycle is unavoidable and common for all the strategies, despite of the reduction in waste volume and radiotoxicity with current or future reprocessing techniques. This last step is the final disposal of the waste and whether it is untreated SNF or vitrified HLW arising from reprocessing, it is still necessary to safely store them for the long-term until its radioactivity reaches safe levels. However, the period of time they require safe storage is highly dependent on the reprocessing technologies.

Over the years, many final disposal methods have been studied, some of which were discarded due to safety or political issues, such as disposal under the sea bed or in geological subduction zones. Nonetheless, the concept of disposal in stable geological formations has been debated and approved in many forums by international organisations and has achieved a broad consensus around the world [41]. Therefore, the preferred option continues to be the underground emplacement in a deep geological repository (DGR) [20,63].

5.1. DGR

A DGR performance is based on a multi-barrier concept, which helps to safely contain radioactivity for thousands of years. There are two types of barriers: the geological barrier and the engineered barrier. The former is the host rock, which provides stability and isolation to HLW, and its characteristics are unlikely to significantly change over the relevant time scales [20,25,41].

The latter is formed by a series of protection layers specially designed to protect HLW over the years from external agents (water filtrations, corrosion, etc.). These layers are usually a metallic container, a buffer surrounding the container to fill voids and fractures, a backfill to fill transport and access galleries and, finally, seals and plugs [25].

These different layers provide robustness and safety functions to the repository [25,41,64]:

- Physical containment: a watertight barrier isolates the radioactive waste from groundwater and no release of radionuclides can occur (at least 1000 years).
- Slow release: after container failure, various physicochemical processes strongly limit radionuclide releases.
- Retardation: the radionuclides dissolved in the groundwater start to migrate through the buffer and the host formation. However, many of them will be sorbed onto minerals.
- Dispersion and dilution: radionuclides are released into overlying or surrounding aquifers, but dispersion and dilution processes reduce their concentration.

5.2. Types of DGR

There are different types of DGRs according to the type of host rock, which are being studied around the world: hard rock formations, such as granite (Canada, Finland, Spain, Sweden, etc.); argillaceous formations, such as clay (Belgium, France, the Netherlands, etc.); salt formations (Germany and the Netherlands), and; volcanic formations, such as tuff (USA, Yucca Mountain) [25,41,65].

Additionally, there are two main types of DGR configurations: galleries, where waste is placed along the axis of a gallery; and boreholes, where waste is placed in horizontal or vertical boreholes drilled from a gallery.

Therefore, over the years many countries have executed geological studies of their bedrock formations and, thus, they have developed different designs for their DGRs. One country may have different suitable locations for its DGR, so the final selection of the site may involve political or strategic reasons.

5.3. DGR and Advanced Cycles

As seen in Section 2.5, there are many advantages from the advanced cycles, which can be extended to the final DGR design and its size. This is not only due to the direct volume reduction of the vitrified HLW and the number of containers, but, to a greater extent, to the significant decay heat reduction of the final waste, because the major constraint to the DGR size is thermal limitations: the less thermal load, the greatest repository total size reduction [25].

Some of these effects on the repository size have been published on the NEA (Nuclear Energy Agency) report titled “Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management” [25], and several examples are listed below:

- DGR in argillaceous formations (Belgium): DGR galleries length is reduced in a factor of 3.5 and up to 9.4 with Cs and Sr separation.
- DGR in granite (Spain): final repository size is considerably smaller for advanced cycles. The length of the disposal galleries for advanced cycles has a reduction ratio from 0.844 to 0.238 compared to the direct disposal option due to the lower decay heat of the advanced cycles final waste.
- DGR in volcanic formations (USA): Pu and Am removal increases drift loading a factor of 4.3 to 5.4. Additional separation of Cs and Sr allows a greater increase up to a factor of 42.7. Subsequent studies have estimated an increase up to a factor of 100 [41].

Moreover, as seen in Section 2.5, advanced cycles can reduce the inventory and radiotoxicity of the waste by a factor of 100 to 200 and, therefore, the required time scales to reach safe radioactivity levels would be reduced from over 100,000 years to between 1000 and 5000 years. Finally, the peak dose was estimated to be reduced by a factor up to eight in advanced cycles, although any nuclear fuel cycle studied maintains the peak dose well below the regulatory limits [25,41].

These advantages, provided by the advanced technologies that are currently under research, are very important. However, they are not, at present, commercially available. Therefore, it is essential to design DGRs with retrievability as an option [66–68], in order to be able to recover SNF in the future and reduce its radiotoxicity and volume when these technologies are available.

5.4. Alternatives to the DGR

Even though the DGR is the most widely accepted option for final disposal some lines of investigation have recently raised new interest in some countries. This is the case of the space disposal system for the nuclear waste (mostly FPs), which had been studied by NASA but was discarded due to safety issues and the high cost. Nevertheless, space disposal has been redesigned and improved in a new study as an alternative to a DGR in Korea, because, due to its geographic situation and high density of population, a DGR would be difficult to implement [41,69].

There are other options which have been considered for countries in the same situation as Korea, whose geographical situation is complicated or lack suitable stable geological formations, such as the construction of a joint DGR. This DGR would store HLW from several countries, its location would be the most strategically favourable, taking into consideration that the final geological formation must be suitable. Nonetheless, this practise is currently forbidden and sanctioned, so, in order to proceed with this option, legislations would have to be modified.

6. Spanish Case and Future Challenges

As seen in Section 1, the world is living an energy transition period and the future of nuclear power is uncertain. In this context, some of the Spanish political parties are also questioning its future and proposing the closure of all NPPs at the end of their initially designed lifetime (40 years). Furthermore, in Spain the uncertainty surrounding nuclear power is also occurring regarding SNF management, because of the delays and controversy surrounding some of the proposed plans.

In 2006, the company which manages nuclear waste in Spain, ENRESA, planned the construction of a centralized interim storage facility (CTS) and was considered a priority in the sixth general plan of radioactive waste [17], which was in line with the proposal of following a direct disposal strategy. This CTS was planned to start operating in 2010, but due to political reasons, its construction has not started yet, even though the location has been selected and approved.

Moreover, the vitrified waste which came from reprocessing in France and the UK had to return to Spain in 2015, but due to these important delays in the CTS construction, which was the facility that was going to receive and storage this waste, they have not returned yet. This is going to cost millions of euros to Spain. Thus, it is a priority for Spain is to solve this issue as soon as possible.

Therefore, the current efforts surrounding nuclear waste management are concentrating on solving this interim storage problem and there are no real projects for the construction of a deep geological repository, which will be necessary sometime in the future. However, Spanish research centers, such as CIEMAT (Center for Energy, Environmental and Technological Research), have studied several DGR host rock formations in Spain and different configurations. These R&D efforts and these studies have served as an international reference for other DGR projects [25] and have laid the ground for future DGR plans in Spain.

Furthermore, despite not being currently on the spotlight, CIEMAT, as well as other research centers and some companies are working and researching on different nuclear waste subjects. Some of these are advanced reprocessing technologies, which are very interesting and important regarding the future of SNF and HLW, as it could lead to very significant volume and radioactivity reductions and, also, to an important decrease of the final waste isotope's half-lives.

Despite having considered a direct disposal option as a SNF management strategy in Spain, due to all the uncertainty regarding nuclear waste management, reprocessing could still be reconsidered in Spain, taking advantage of the benefits that this entails, such as volume reduction. Additionally, in 2012 the Taxation Measures Law on Environmental and Energy Sustainability Matters [70] was introduced in Spain, which penalizes nuclear waste generation. This law is very important, as it can lead to the closure of the Spanish NPPs, because it levies the production of electricity generated by nuclear power in such way that it becomes economically not profitable.

Therefore, this law has a major impact in SNF management [36] and it could benefit the reprocessing option if managed properly. In this scenario, SNF should not be considered nuclear waste

but an energy source and, thus, NPPs should not be levied for SNF production. For this purpose, a consensus would have to be reached between the electric companies, which have been damaged with this law; the government, which is involved in the decision-making process; and the compromise towards future generations.

7. Conclusions

Nuclear power has been in constant research and development since its beginnings. Current technologies have thoroughly improved and they provide solutions for the short-term. However, advanced technologies that are currently under research have the potential of solving one of the key issues regarding nuclear power: waste management.

Therefore, it is important to continue R&D in nuclear energy and, while these new technologies are not commercially available, address the nuclear waste management issue as conveniently as possible for each country and its particular context, taking into account several factors such as economic viability, environmental impact, material flows, and resource utilization.

Additionally, there is an important factor to consider: retrievability. This is essential for the DGRs that are currently under construction, because it provides the possibility of recovering SNF and nuclear waste in the future, when advanced technologies are commercially available and, thus, eventually reducing the volume, radiotoxicity and half-life of the waste. Thus, all of the current DGR designs must include this feature in their design.

Furthermore, governments, electricity companies and the nuclear sector around the world should increase measures to improve social acceptability of nuclear power, by means of educating the public, demonstrating its advantages and implementing effective strategies that enhance key issues such as nuclear waste management.

Finally, for the Spanish case, the taxation system should be reconsidered and, instead of paying taxes as a disincentive for waste management, those earnings should be reinvested in improving its sustainability and safety, with the purpose of avoiding leaving the problem to future generations.

Acknowledgments: The authors would like to thank the Rafael Mariño Chair of New Energy Technologies of Universidad Pontificia Comillas, which is the entity that sustains the research activity of the group.

Author Contributions: The authors contributed equally to this paper.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Deutch, J.M.; Holdren, J.P. *The Future of Nuclear Power: An Interdisciplinary MIT Study*; Massachusetts Institute of Technology (MIT): Boston, MA, USA, 2003.
2. Deutch, J.M.; Forsberg, C.W.; Kadak, A.C.; Kazimi, M.S.; Moniz, E.J.; Parsons, J.E. *Update of the MIT 2003 Future of Nuclear Power*; Massachusetts Institute of Technology: Cambridge, MA, USA, 2009.
3. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *Five Years after the Fukushima Daiichi Accident*; NEA#7284; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 2016.
4. Joskow, P.L.; Parsons, J.E. *The Future of Nuclear Power after Fukushima*; MIT CEEPR: Cambridge, MA, USA, 2012.
5. Sheldon, S.; Hadian, S.; Zik, O. Beyond carbon: Quantifying environmental externalities as energy for hydroelectric and nuclear power. *Energy* **2015**, *84*, 36–44. [[CrossRef](#)]
6. Alonso, G.; del Valle, E. Economical analysis of an alternative strategy for CO₂ mitigation based on nuclear power. *Energy* **2013**, *52*, 66–76. [[CrossRef](#)]
7. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *Nuclear Energy: Combating Climate Change, Organisation for Economic Co-operation and Development*; NEA#7208; Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA): Paris, France, 2015.

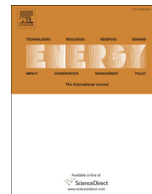
8. Martínez Vidal, C.; Casajús Díaz, V. *Mix de Generación en el Sistema Eléctrico Español en el Horizonte 2030*; Foro de la Industria Nuclear Española: Madrid, Spain, 2007.
9. Fuersch, M.; Lindenberger, D.; Malischek, R.; Nagl, S.; Panke, T.; Trueby, J. German nuclear policy reconsidered: Implications for the electricity market. *Econ. Energy Environ. Policy* **2012**, *1*, 39–58. [[CrossRef](#)]
10. Hong, S.; Bradshaw, C.J.A.; Brook, B.W. Evaluating options for the future energy mix of Japan after the Fukushima nuclear crisis. *Energy Policy* **2013**, *56*, 418–424. [[CrossRef](#)]
11. Twidell, J. The fall and rise of nuclear power in Britain. *Energy* **2016**, *115*, 872–874. [[CrossRef](#)]
12. Laleman, R.; Albrecht, J. Nuclear and old fossil phase out scenarios: Assessment of shortages, surpluses and the load factor of flexible assets with high renewable generation targets—A Belgian case study. *Int. J. Electr. Power Energy Syst.* **2016**, *74*, 338–347. [[CrossRef](#)]
13. Zhou, Y. Why is China going nuclear? *Energy Policy* **2010**, *38*, 3755–3762. [[CrossRef](#)]
14. Zhou, Y. China's spent nuclear fuel management: Current practices and future strategies. *Energy Policy* **2011**, *39*, 4360–4369. [[CrossRef](#)]
15. Malischek, R.; Trueby, J. The future of nuclear power in France: An analysis of the costs of phasing-out. *Energy* **2016**, *116*, 908–921. [[CrossRef](#)]
16. La Multa Por el Retraso del Almacén Nuclear es de 73.000 Euros al día, el Triple Que la de los Estibadores. Available online: http://www.eldiario.es/economia/retraso-almacen-nuclear-triple-estibadores_0_660034520.html (accessed on 5 July 2017).
17. Energía Renovable S.A. (ENRESA). *Sexto Plan General de Residuos Radiactivos*; ENRESA: Madrid, Spain, 2006.
18. Park, B.H.; Gao, F.; Kwon, E.; Ko, W.I. Comparative study of different nuclear fuel cycle options: Quantitative analysis on material flow. *Energy Policy* **2011**, *39*, 6916–6924. [[CrossRef](#)]
19. Silverio, L.B.; de Lamas, W.Q. An analysis of development and research on spent nuclear fuel reprocessing. *Energy Policy* **2011**, *39*, 281–289. [[CrossRef](#)]
20. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *The Economics of the Back End of the Nuclear Fuel Cycle*; NEA#7061; Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA): Paris, France, 2013.
21. Al Saadi, S.; Yi, Y. Dry storage of spent nuclear fuel in UAE—Economic aspect. *Ann. Nucl. Energy* **2015**, *75*, 527–535. [[CrossRef](#)]
22. *Energía Nuclear: La Gestión del Combustible Nuclear Usado*; Cortes Generales: Madrid, Spain, 2011.
23. *La Gestión del Combustible Nuclear Usado*; Congreso de los Diputados: Madrid, Spain, 2015.
24. Ramana, M.V.; Suchitra, J.Y. Costing plutonium: Economics of reprocessing in India. *Int. J. Glob. Energy Issues* **2007**, *27*, 454–471. [[CrossRef](#)]
25. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *Advanced Nuclear Fuel Cycles and Radioactive Waste Management*; NEA#5990; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 2006.
26. De Roo, G.; Parsons, J.E. A methodology for calculating the levelized cost of electricity in nuclear power systems with fuel recycling. *Energy Econ.* **2011**, *33*, 826–839. [[CrossRef](#)]
27. De Roo, G.; Parsons, J.E. *Nuclear Fuel Recycling, the Value of the Separated Transuranics and the Levelized Cost of Electricity*; MIT Center for Energy and Environmental Policy Research: Cambridge, MA, USA, 2009.
28. Widder, S. Benefits and concerns of a closed nuclear fuel cycle. *J. Renew. Sustain. Energy* **2010**, *2*. [[CrossRef](#)]
29. Ministre, F.P.; Charpin, J.-M.; Dessus, B.; Pellat, R. *Economic Forecast Study of the Nuclear Power Option*; Prime Minister: Paris, France, 2000.
30. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *The Economics of the Nuclear Fuel Cycle*; Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA): Paris, France, 1985.
31. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *The Economics of the Nuclear Fuel Cycle*; NEA#386; Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA): Paris, France, 1994.
32. Ko, W.I.; Gao, F. Economic analysis of different nuclear fuel cycle options. *Sci. Technol. Nucl. Install.* **2012**, *2012*. [[CrossRef](#)]
33. Aubert, G.; Billes-Garabedian, L.; Barracco, T.; Peters, R.; Seshadri, P. *Economic Assessment of Used Nuclear Fuel Management in the United States*; Boston Consulting Group (BCG) for AREVA: Boston, MA, USA, 2006.

34. Moratilla Soria, B.Y.; Ruiz-Sánchez, R.; Estadieu, M.; Belda-Sánchez, B.; Cordón-Peralta, C.; Martín-Cañas, P.; Rodríguez-Penalonga, L.; del Mar Cledera-Castro, M.; Sáenz-Nuño, M.A.; Morales-Polo, C. Impact of the taxes on used nuclear fuel on the fuel cycle economics in Spain. *Energies* **2015**, *8*, 1426–1439. [[CrossRef](#)]
35. Moratilla Soria, B.Y.; Villar Lejarreta, A. Influence of the new Spanish legislation concerning the management of nuclear waste. *Sci. Technol. Nucl. Install.* **2013**, *2013*. [[CrossRef](#)]
36. Moratilla Soria, B.Y.; Uris Mas, M.; Estadieu, M.; Villar Lejarreta, A.; Echevarria-Lopez, D. Recycling versus long-term storage of nuclear fuel: Economic factors. *Sci. Technol. Nucl. Install.* **2013**, *2013*. [[CrossRef](#)]
37. Rodríguez-Penalonga, L.; Moratilla Soria, B.Y.; Ocaña-Pastor, P.; Martín-Cañas, P.; Belda-Sánchez, B.; Cortes-Sanz, N.; Estadieu, M.; Linares-Hurtado, J.I.; Vidal-Bernardez, J.M.; Niño-Serrano, M. Spent nuclear fuel management: Levelized cost of electricity generation and analysis of various production scenarios. *Energies* **2016**, *9*, 178. [[CrossRef](#)]
38. Bunn, M.; Holdren, J.P.; Fetter, S.; Van Der Zwaan, B. The economics of reprocessing versus direct disposal of spent nuclear fuel. *Nucl. Technol.* **2005**, *150*, 209–230. [[CrossRef](#)]
39. Gao, R.; Choi, S.; Zhou, Y.; Ko, W.I. Performance modeling and analysis of spent nuclear fuel recycling. *Int. J. Energy Res.* **2015**, *39*, 1981–1993. [[CrossRef](#)]
40. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *Potential Benefits and Impacts of Advanced Nuclear Fuel Cycles with Actinide Partitioning and Transmutation*; NEA#6894; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 2011.
41. Kotschenreuther, M.; Valanju, P.; Mahajan, S. Reprocessing free nuclear fuel production via fusion fission hybrids. *Fusion Eng. Des.* **2012**, *87*, 303–317. [[CrossRef](#)]
42. Salvatores, M. Physics features comparison of TRU burners: Fusion/fission hybrids, accelerator-driven systems and low conversion ratio critical fast reactors. *Ann. Nucl. Energy* **2009**, *36*, 1653–1662. [[CrossRef](#)]
43. Velasquez, C.E.; Pereira, C.; Veloso, M.A.F.; Costa, A.L.; Barros, G.D.P. Fusion-fission hybrid systems for transmutation. *J. Fusion Energy* **2016**, *35*, 505–512. [[CrossRef](#)]
44. Natarajan, R.; Raj, B. Fast reactor fuel reprocessing technology: Successes and challenges. *Energy Procedia* **2011**, *7*, 414–420. [[CrossRef](#)]
45. Barros, G.; Velasquez, C.; Pereira, C.; Veloso, M.A.; Costa, A. GANEX and UREX+ reprocessed fuels in ADS. *Int. J. Hydrogen Energy* **2016**, *41*, 7132–7138. [[CrossRef](#)]
46. Standing, P.N.; Takats, F. Evolution of spent fuel dry storage. *Atw-Int. J. Nucl. Power* **2016**, *61*, 673–678.
47. Fairlie, I. *Dry Storage of Spent Nuclear Fuel: The Safer Alternative to Reprocessing*; Report to Greenpeace International in Response to Cogema Dossiers to the La Hague Public Inquiry; Greenpeace International: London, UK, 2000.
48. Botsch, W.; Smalian, S.; Hinterding, P.; Voelzke, H.; Wolff, D.; Kasperek, E.-M. Safety aspects of dry spent fuel storage and spent fuel management. In Proceedings of the ASME 2013 15th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Brussels, Belgium, 8–12 September 2013.
49. Chen, Y.-S.; Yuann, Y.-R. Accident mitigation for spent fuel storage in the upper pool of a Mark III containment. *Ann. Nucl. Energy* **2016**, *91*, 156–164. [[CrossRef](#)]
50. Von Hippel, F.N.; Schoepner, M. Reducing the danger from fires in spent fuel pools. *Sci. Glob. Secur.* **2016**, *24*, 141–173. [[CrossRef](#)]
51. Koebel, M.; Skrzyppek, J.; Fopp, S. A well established system for the dry storage of spent fuel. In Proceedings of the 23rd International Conference on Nuclear Energy for New Europe, Portorož, Slovenia, 8–11 September 2014.
52. International Atomic Energy Agency (IAEA). *Nuclear Technology Review 2008*; International Atomic Energy Agency (IAEA): Vienna, Austria, 2008.
53. Katsuta, T. The Rokkasho test: Has Japan learned the lessons of Fukushima? *Bull. At. Sci.* **2016**, *72*, 180–184. [[CrossRef](#)]
54. Reprocessing | Business—JNFL. Available online: <http://www.jnfl.co.jp/en/business/reprocessing/> (accessed on 24 March 2017).
55. Rothwell, G.S. Forecasting light water reactor fuel reprocessing costs. In Proceedings of the GLOBAL 2009 Congress—The Nuclear Fuel Cycle: Sustainable Options and Industrial Perspectives, Paris, France, 6–11 September 2009.
56. Hogselius, P. Spent nuclear fuel policies in historical perspective: An international comparison. *Energy Policy* **2009**, *37*, 254–263. [[CrossRef](#)]

57. Žagar, T.; Buršič, A.; Špiler, J.; Kim, D.; Chiguer, M.; David, G.; Gillet, P. Recycling as an option of used nuclear fuel management strategy. *Nucl. Eng. Des.* **2011**, *241*, 1238–1242. [[CrossRef](#)]
58. Amano, O.; Uno, T.; Matshushima, J. Energy profit ratio on LWR by MOX fuel. In Proceedings of the GLOBAL 2009 Congress—The Nuclear Fuel Cycle: Sustainable Options and Industrial Perspectives, Paris, France, 6–11 September 2009.
59. Goddard, B.; Charlton, W.S.; McDeavitt, S.M. Development of a real-time detection strategy for process monitoring during nuclear fuel reprocessing using the UREX+3a method. *Nucl. Eng. Des.* **2010**, *240*, 3904–3909. [[CrossRef](#)]
60. Choi, S.; Nam, H.O.; Ko, W.I. Environmental life cycle risk modeling of nuclear waste recycling systems. *Energy* **2016**, *112*, 836–851. [[CrossRef](#)]
61. Law, J.D.; Herbst, R.S.; Peterman, D.R.; Tillotson, R.D.; Todd, T.A. Development of a cobalt dicarbollide/polyethylene glycol solvent extraction process for separation of cesium and strontium to support advanced aqueous reprocessing. *Nucl. Technol.* **2004**, *147*, 284–290. [[CrossRef](#)]
62. Noh, S.; Kang, J.; Kwak, D.; Fischer, P.; Han, B. First principles thermodynamic studies for recycling spent nuclear fuels using electrorefining with a molten salt electrolyte. *Energy* **2014**, *68*, 751–755. [[CrossRef](#)]
63. Kangas, M.T.; Lund, P.D. Thermohydraulic analysis of a potential nuclear waste repository site in bedrock. *Waste Manag.* **1990**, *10*, 3–10. [[CrossRef](#)]
64. Liu, S.-J.; Soong, K.-L.; Yang, J.-T. Final disposal of spent nuclear fuel in Taiwan: A state-of-the-art technical overview. *Waste Manag.* **1989**, *9*, 171–188. [[CrossRef](#)]
65. Swift, P.N.; Bonano, E.J. Geological disposal of nuclear waste in tuff: Yucca Mountain (USA). *Elements* **2016**, *12*, 263–268. [[CrossRef](#)]
66. Organisation for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA). *Radioactive Waste Management and Constructing Memory for Future Generations*; NEA#7259; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 2015.
67. Poirrot-Delpech, S.; Raineau, L. Nuclear waste facing the test of time: The case of the French deep geological repository project. *Sci. Eng. Ethics* **2016**, *22*, 1813–1830. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
68. International Atomic Energy Agency (IAEA). Storage of spent nuclear fuel. In *Specific Safety Guide SSG-15*; International Atomic Energy Agency (IAEA): Vienna, Austria, 2012.
69. Kim, H.; Park, C.; Kwon, O.J. Conceptual design of the space disposal system for the highly radioactive component of the nuclear waste. *Energy* **2016**, *115*, 155–168. [[CrossRef](#)]
70. BOE.es—Documento Consolidado BOE-A-2012-15649. Available online: <http://boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2012-15649> (accessed on 30 July 2017).



© 2017 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).



Analysis of the costs of spent nuclear fuel management in Spain: The Mariño model

L. Rodríguez-Penalonga^{*}, B.Y. Moratilla-Soria

Rafael Mariño Chair in New Energy Technologies, Universidad Pontificia Comillas, C/Alberto Aguilera, Madrid, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 8 January 2019

Received in revised form

3 July 2019

Accepted 30 July 2019

Available online 31 July 2019

Keywords:

Spent nuclear fuel management

Reprocessing

Centralised interim storage

Direct disposal

Spain

Spent nuclear fuel

ABSTRACT

In Spain, after almost a decade of delay in the construction of a centralised interim storage facility, the spent nuclear fuel (SNF) context has suffered a significant change. Thus, the aim of this article is to present the Mariño model, which analyses the costs of different back-end scenarios by means of the net present value and the material flows calculation, in order to re-examine the SNF management strategy for Spain and to help determine which alternative suits better this new context.

The current strategy was analysed opposed to two direct disposal alternatives and a reprocessing option. The results show that the scenario of direct disposal without a centralised interim storage facility would decrease the current strategy costs about a 39%. Also, an alternative design for such facility could entail a 29% cost reduction. However, a reprocessing strategy could increase the costs about 140%, but if some assumptions of the scenario are changed, the costs could be significantly reduced. Additionally, an increase of the NPPs operational lifetime would decrease the levelized costs of all scenarios, which emphasises the economic advantage of longer operational lifetimes.

© 2019 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Spent nuclear fuel (SNF) management is an important issue in every country that produces or has produced nuclear power at some point. Therefore, it is essential for these countries to have a clear and stable plan that better accommodates their particular context, such as SNF type and volume, geography, geology, the future of nuclear power in their energy mix, etc. [1] Depending on these particularities, some technological options can adjust better the needs for each country [2], as can be seen for China [3,4], France [5], the US [6] or the Republic of Korea [7,8].

In general terms, nowadays there are two main technological alternatives: i) direct disposal of SNF in a geological repository and ii) reprocessing in order to extract plutonium and uranium from spent nuclear fuel, which can be recycled into MOX (Mixed OXide)

fuel. There are also advanced technologies and cycles that are currently under research [9], such as fast reactors (Sodium Fast Reactor [10], Lead-cooled Fast Reactor [11,12], Molten Salt Reactor [13], etc.), fusion-fission hybrids [14,15], Accelerator-Driven Systems [12] or advanced reprocessing [16] (such as GANEX [17] or pyroprocessing [18]). However, despite being promising, they are not available yet.

In this context, most countries have already decided which strategy to adopt for SNF management [2]. Finland, Sweden and Canada have leaned towards a direct disposal option and, consequently, they have solid plans regarding the construction of their respective deep geological repositories (DGR) [19–21]. France, on the other hand, has decided to reprocess and recycle its SNF into MOX, which is currently used combined with UOX (uranium oxide) fuel in 21 of their nuclear power plants. In 2012, the recycled materials were estimated to contribute an amount of approximately 17% of the total nuclear energy [22]. Additionally, France also has designs and plans for its DGR for vitrified high-level waste (HLW) [23]. However, some countries still lack a definitive plan for spent nuclear fuel management. Such is the case of Spain, which despite having decided to adopt a direct disposal strategy in its 6th General Radioactive Waste Plan [24], the construction of a centralised interim storage (CIS) facility [25] has had delays for various reasons. This inaction is already causing economic sanctions due to the

Abbreviations: CIS, Centralised Interim Storage; DGR, Deep Geological Repository; HLW, High-level waste; ISFSI, Independent Spent Fuel Storage Installations; kgHM, kilogram of Heavy Metal; LCOE, Levelized cost of electricity; MOX, Mixed Oxide fuel; NPP, Nuclear Power Plant; NPV, Net Present Value; O&M, Operation & Maintenance; Pu, Plutonium; SNF, Spent Nuclear Fuel; tHM, ton of Heavy Metal; U, Uranium; UOX, Uranium Oxide.

^{*} Corresponding author.

E-mail addresses: lrpenalonga@comillas.edu (L. Rodríguez-Penalonga), ymoratilla@comillas.edu (B.Y. Moratilla-Soria).

vitrified HLW that had to arrive from France in 2015 but hasn't arrived yet due to the lack of a facility to store this type of waste [26].

1.1. The Spanish context

Spain had the 4th largest nuclear generation in the UE in 2015 [27], as seen in Fig. 1. Currently, Spain has 5 operating nuclear power plants (NPP), with 7 reactors, two NPP under decommissioning and one has an oncoming decommissioning. The information of the Spanish NPPs is summarized in Table 1.

In Spain, nuclear waste and the decommissioning of nuclear installations is managed by ENRESA (Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A), a state-owned company, since 1984 [28]. ENRESA periodically publishes the General Radioactive Waste Plan which includes the strategy, plans and specific actions on SNF management in Spain. As was mentioned before, the last General Radioactive Waste Plan was published in 2006, where a centralised interim storage facility was planned to be constructed by 2010 [24]. However, several reasons, mostly political, have delayed almost a decade the construction of this interim storage facility.

In 2006, there was one constructed an operating ISFSI at Trillo, which started its construction in 1999 and operating in 2002, due to a lack of capacity in the reactor pools. That same year, José Cabrera NPP ceased its operation and was going to start its decommissioning. Thus, an ISFSI facility was required in order to vacate the reactor pool. However, no other ISFSI facility was required by then and, according to the 6th General Radioactive Waste Plan, a CIS facility was going to be operating before any other reactor pool reached its full capacity.

Nonetheless, the situation was significantly changed when in 2010 the CIS facility was not constructed and there was still no foreseeable date for its construction, as can be seen in Table 2. From 2006 to 2016 11621 tHM had been discharged from the reactors, an increment of almost 320%. This has caused that several NPPs have had to construct ISFSIs facilities: Ascó in 2011 due to a lack of capacity in the reactor pool; Santa M^a de Garoña in 2016, due to its shutdown and the need to vacate the reactor pool to start its decommissioning; and Almaraz in 2017, which started operating in 2018, also due to a lack of capacity. Cofrentes NPP has plans to build an ISFSI facility in 2019, and Vandellós-II reactor pool is expected to reach its full capacity in the coming years.

Hence, the Spanish SNF context has been significantly changed since the publication of the 6th General Radioactive Waste Plan. Furthermore, no other study that analyses different SNF management options for Spain has been published, and this analysis might be of great importance, considering that the strategy that better accommodates this new context may no longer be the one

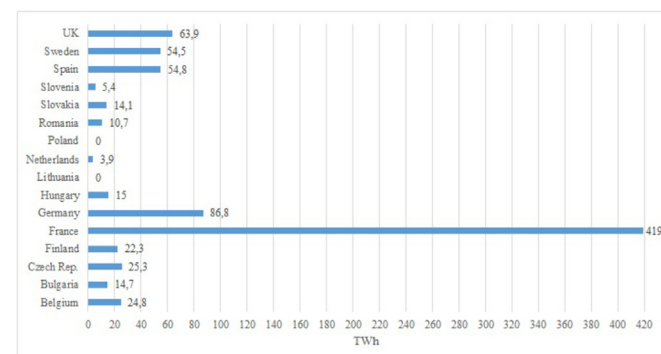


Fig. 1. Nuclear generation in Europe (2015).

presented in 2006. Thus, the purpose of this article is to present a model specifically designed for the Spanish context, which analyses the costs of the back-end of the nuclear fuel cycle for different strategies to help determine the best option for Spain.

2. Methodology

The methodology used in the model to estimate the costs of the technologies required to safely manage the spent nuclear fuel (SNF) is the Net Present Value (NPV). This methodology was chosen in favour of the Levelized Cost of Electricity (LCOE) due to the intrinsic complexity of a real scenario opposed to a hypothetical one, where there are several nuclear power plants (NPPs) constructed in different past dates, and various facilities associated with maybe one or more NPPs. Therefore, in order to levelize the results in mill/kWh, these costs are then divided by the nuclear power production.

2.1. Selection of the scenarios

Spain has selected a direct disposal strategy and the current approach towards this, as it was mentioned before, was proposed in 2006, but has not yet been effectively implemented. Thus, the reference scenario will be the update of this strategy from the 6th General Radioactive Waste Plan, which will be called *Scenario 1*. For *Scenario 2*, variations of the direct disposal option will be considered, which may better suit the current Spanish context. Finally, a reprocessing option will be evaluated, even though it is not the back-end strategy selected for Spain. Additionally, given that nuclear power lacks a strong public support in Spain and amongst the Administration, the main assumption is that no new nuclear power plants (NPP) will be constructed.

2.1.1. Scenario 1:

As designed in the 6th General Radioactive Waste Plan, a centralised interim storage (CIS) facility with fuel repackaging is constructed in this scenario and the SNF is transported from the various independent spent fuel storage installations (ISFSI) to the CIS facility. After several years of cooling down in the CIS facility, the SNF is transported to the DGR (see Fig. 2).¹

2.1.2. Scenario 2:

- *Option A*: No centralised interim storage (see Fig. 3)

In this scenario, no CIS facility is constructed, and the SNF is stored at the ISFSI at the reactor site until the DGR is operational. Then, the SNF is transported to the DGR, where it will be stored and monitored until its radioactivity reaches safety levels.

- *Option B*: Centralised interim storage without repackaging (see Fig. 4)

As a variation of the direct disposal strategy, a CIS facility is built at the DGR site, but instead of following the original design of the 6th General Plan, this CIS facility has no fuel retrieval from canisters (no repackaging). When the DGR is operational, the SNF is transported.

2.1.3. Scenario 3

In this scenario, SNF is exported to France to be reprocessed (see Fig. 5). Once it is reprocessed, after several years of cooling down, the vitrified HLW returns to Spain and it is stored at a CIS facility for

¹ Source: own elaboration with figures from Refs. [29,30].

Table 1
Spanish nuclear power plants.

Reactor	Type	Net MWe	Commercial operation	Current status
José Cabrera	PWR	142	1968	Decommissioning
Santa. M. ^a de Garoña	BWR	446	1971	Oncoming decommissioning
Vandellós-I	UNGG	480	1972	Decommissioning
Almaraz-I	PWR	1011	1981	Under operation
Almaraz-II	PWR	1006	1984	Under operation
Ascó-I	PWR	995	1984	Under operation
Ascó-II	PWR	997	1986	Under operation
Cofrentes	BWR	1064	1985	Under operation
Trillo	PWR	1003	1988	Under operation
Vandellós-II	PWR	1045	1988	Under operation

Table 2
SNF stored at the Spanish NPP in 2006 and 2016.

Reactor	SNF stored at the end of the year (tHM)	
	2006	2016
José Cabrera	100	100
Santa M. ^a de Garoña	311	440
Almaraz-I	496	672
Almaraz-II	463	664
Ascó-I	448	617
Ascó-II	408	607
Cofrentes	508	768
Vandellós-I	360	547
Trillo	367	557
Total	3461	15 082

vitriified waste, constructed at the DGR site. When the DGR is operational, the HLW is transferred into the DGR.

In this scenario, SNF is exported to France to be reprocessed. Once it is reprocessed, after several years of cooling down, the vitriified HLW returns to Spain and it is stored at a CIS facility for vitriified waste, constructed at the DGR site. When the DGR is operational, the HLW is transferred into the DGR.

However, the assumption for the model is that the uranium (U) and plutonium (Pu) extracted from reprocessing are not recycled

into MOX fuel. The reasons behind this assumption are: i) currently no Spanish NPP are adapted to use this type of fuel, ii) nowadays in Spain there is a discussion about phasing out nuclear power, which causes iii) the adaptation of some NPP into using MOX is not probable. Therefore, U and Pu are kept in the country that re-processes SNF, with a 0 €/tHM for U. The cost of keeping the Pu is equal to half of the cost of reprocessing (and additional to it), taking a realistic, but also somewhat pessimistic assumption, which will be further examined in a sensitivity analysis.

2.2. Description of the model

In order to obtain the total costs of the back-end, a model was developed using MATLAB. The model has four main steps: i) estimation of the future dates of refuelling outages and the final inventory, ii) calculation of the costs and v) estimation of the future electricity production by the NPPs. For all these calculations, 2017 was taken as the year of reference.

2.2.1. Estimation of the final inventory and the future dates of refuelling outages

The estimation of the final inventory and the future dates of refuelling outages was made by means of the projection of the NPPs data [29,31–34]: last refuelling outage date, time period between

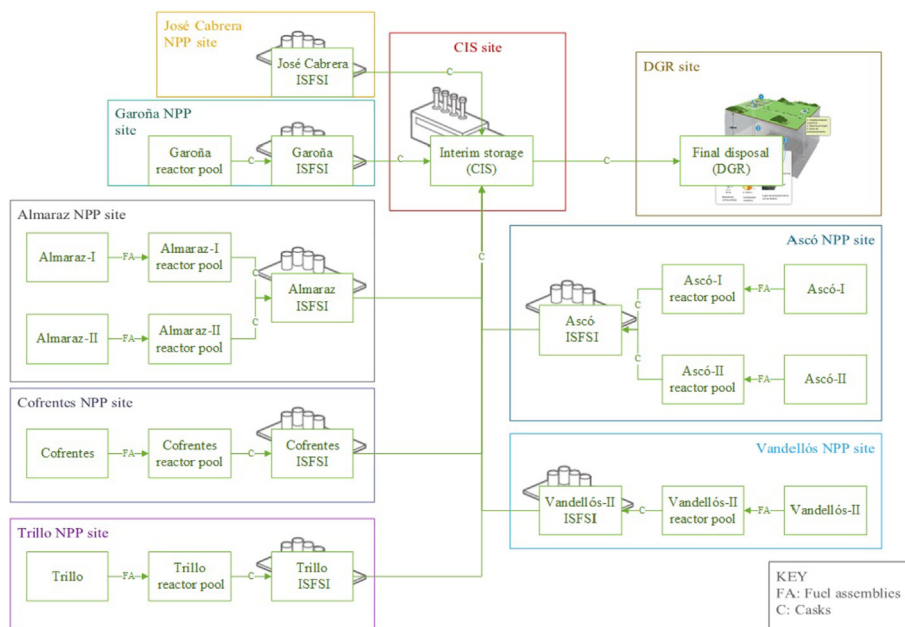


Fig. 2. Direct disposal (6th General Radioactive Waste Plan).

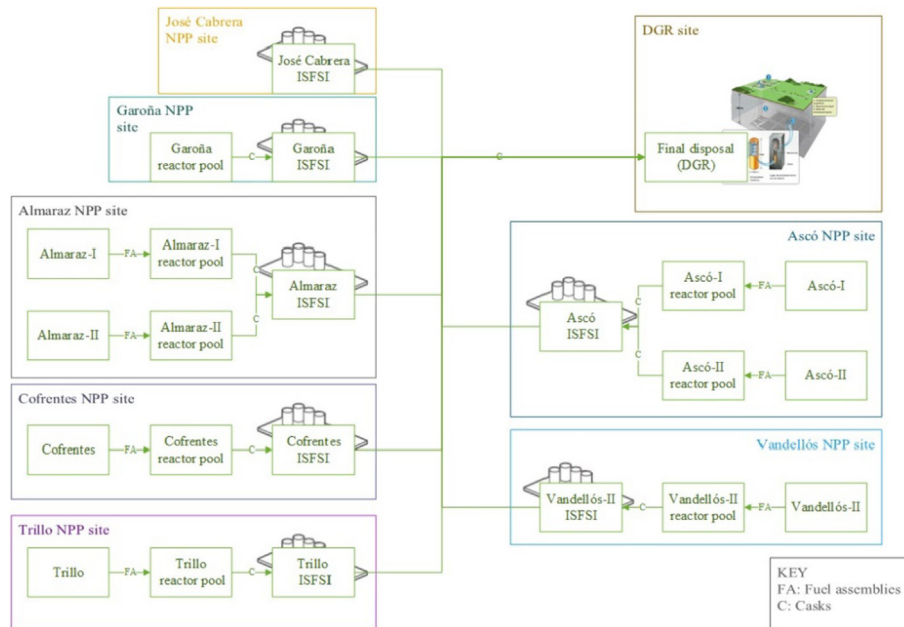


Fig. 3. Direct disposal without centralised interim storage.¹

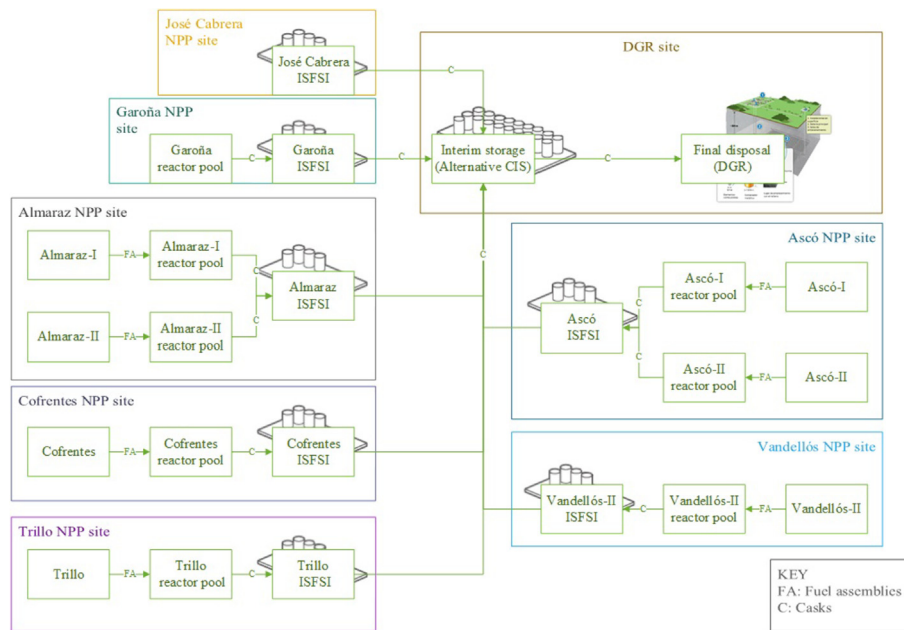


Fig. 4. Direct disposal with centralised interim storage without repackaging.¹

fuel reloads, recharging time and number of fuel assemblies and tons of heavy metal (tHM) discharged in each refuelling outage. Some of these data, such as the refuelling outages dates, was directly obtained from the sources and some was estimated in base of the real data, such as the fuel assemblies or tHM discharged, which were estimated from the real data on Table 3.²

Also, the NPPs shutdown dates are required, for which a base assumption was made: progressive shutdown of all nuclear reactors at an average of approximately 50 years of operational lifetime, as shown in Fig. 6. This progressive shutdown of the nuclear

reactors leaves 2 years between one reactor shutdown and the following. This assumption was made in order to optimize the decommissioning of the NPPs, because, if the reactors were to be shutdown at exactly 50 years of their operational lifetime, the first step of decommissioning for the seven reactors would concentrate in only 5 years.³

2.2.2. Calculation of the material flows each year

The model uses different restrictions regarding the facilities and

² Source: data gathered from “Energía” series publications from *Foro Nuclear* [35].

³ Source: own elaboration.

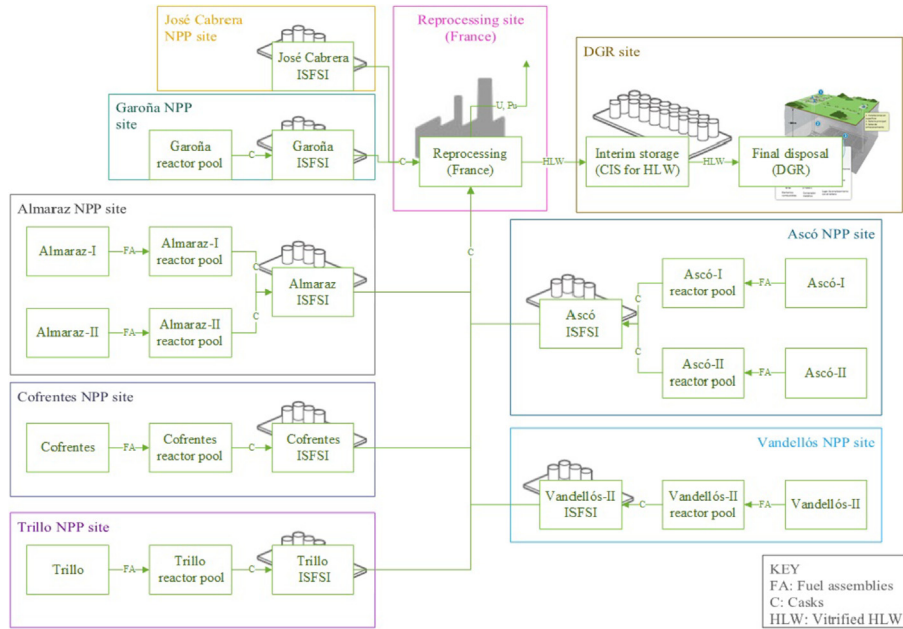


Fig. 5. Reprocessing¹.

Table 3
Evolution of the SNF inventory in different facilities in Spain.

Facility	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	tHM			Fuel Assemblies								
ISFSI JC ^a	78	100.2	100.2	377	377	377	377	377	377	377	377	377
Pool SMG ^a	311	311	331	1860	1972	1985	2105	2505	2505	2505	2505	2505
Pool Al-I ^a	465	496	496	1140	1204	1204	1264	1328	1328	1392	1392	1456
Pool Al-II ^a	432	463	492	1068	1132	1192	1192	1252	1252	1316	1380	1440
Pool As-I ^a	417	448	477	1036	1100	1100	1164	1228	1164	1228	1356	1164
Pool As-II ³	408	408	439	1016	1016	1080	1136	1136	1200	1168	1264	1168
ISFSI Ascó									64	160		352
Pool Cofr. ^a	508	508	552	3216	3469	3468	3724	3724	3980	3980	4232	4232
Pool Vand. ^a	360	360	386	840	908	908	964	1020	1084	1084	1148	1212
Pool Trillo	247.5	249	265	512	514	516	539	558	577	508	1136	504
ISFSI Trillo	98.5	118	138	336	378	420	441	462	483	588	N/D	672

^a JC: José Cabrera, SMG: Santa M.^a de Garoña, Al-I: Almaraz-I, Al-II: Almaraz-II, As-I: Ascó-I, As-II: Ascó-II, Cofr.: Cofrentes, Vand.: Vandellós-II.

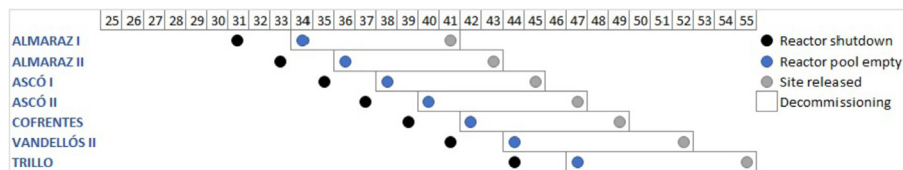


Fig. 6. Base hypothesis for reactors shutdown.

transportation capacities, the dates involved in the process and the scenarios proposed to calculate their material flows, which limit the number of transportations that could be made each year. Taking into consideration the different schematic material flows seen in Figs. 2–5, three different functions were developed. Since Scenario 1 and Scenario 2B have the same schematic material flow, they use the same function but Scenario 2A and Scenario 3 have different functions. Each scenario has some different restrictions, which are summarized in Table 4.

Other restrictions:

- For Scenario 1, the CIS facility has special canisters that contain 9 PWR fuel assemblies and 15 BWR fuel assemblies. The transfer from the metal cask to the capsule occurs in the CIS facility and this cost is included in the facility O&M cost. Each transport to the DGR carries 2 capsules. Due to this transfer, no additional casks will be purchased after the CIS facility starts to operate, since the casks can be reused again to vacate the pool and transport the SNF to the CIS facility.
- For Scenario 3, the vitrified HLW capsules contain 1.3tHM and each cask has 28 HLW capsules. Additionally, when reprocessing starts, casks from the ISFSIs are sent to reprocess. Once the ISFSIs

Table 4
Restrictions.

Restriction	Scenario 1	Scenario 2A	Scenario 2B	Scenario 3
Reactor pools capacity	Cannot be exceeded			
ISFSI capacity	Can be expanded if required			
Start of reprocessing	–	–	–	2020
CIS operation	2025	–	2031	2040 ^a
SNF transfer to ISFSI	Max. Transfer capacity per ISFSI $t < T_{\text{shutdown}} - 3$ ^b	25 casks/year		^c
	$T_{\text{shutdown}} - 3 \leq t \leq T_{\text{shutdown}} + 3$	The same amount of fuel discharged from the reactor into the pool is transferred into de ISFSI		
	$t > T_{\text{shutdown}} + 3$	All casks are transferred into the ISFSI leaving at least 2 cores in the pool		–
SNF transportation to CIS/reprocessing		40 casks/year	30 casks/year	30 casks/year
SNF transportation to DGR		Max. 50 transports/year		
DGR operation		2070		
ISFSI closure		The year they're finally emptied		
CIS closure		The last year of transportation to DGR		
DGR closure		The year after the transportation is finalized		
Type of cask	Metal/capsule	Multipurpose	Multipurpose	DPC/UC
CIS-DGR location	Different	–	Same	Same

^a CIS available when the vitrified HLW returns from reprocessing (after 20 years).

^b t: time (year), T_{shutdown} : Year of NPP shutdown.

^c Before reprocessing starts, the condition is the same as the other scenarios.

are emptied, SNF is sent to reprocess following the same restrictions described in Table 4 for “SNF transfer to ISFSI”.

- If the ISFSI capacity is full and the reactor pool still has remaining capacity, no casks are transferred from the reactor pool to the ISFSI facility.
- If the ISFSI capacity is full and the reactor pool has no remaining capacity, the ISFSI facility is expanded.

$$\text{investment cos } t = \sum_i \sum_{t=T0i}^{T1i} \frac{(I_{Fi} + I_{Vi} \cdot c_i) / \Delta T_{Ci}}{(1+r)^t} \quad (1)$$

$$\text{O\&M cos } t = \sum_i \sum_{t=T1i}^{Tfi} \frac{O_i}{(1+r)^t} \quad (2)$$

$$\text{decommissioning cos } t = \sum_i \sum_{t=Tfi}^{Ti} \frac{D_i / \Delta T_{Di}}{(1+r)^t} \quad (3)$$

$$\text{containers cos } t = \sum_k \sum_{t=T0}^{T1} \frac{C_k \cdot N_{Ckt}}{(1+r)^t} \quad (4)$$

$$\text{loading cos } ts = \sum_k \sum_{t=T0}^{T1} \frac{L_k \cdot N_{Ckt}}{(1+r)^t} \quad (5)$$

2.2.3. Calculation of the costs

For this step, the total cost of the back-end of the nuclear fuel cycle is defined as the partial sum of seven different types of costs: i) investment cost, ii) operation and maintenance (O&M) cost, iii) decommissioning iv) cost of casks v) cost of cask loading, vi) transportation costs, and vii) reprocessing and Pu management costs. The first three costs are calculated for each facility. The cask and loading costs are calculated after the SNF unloading from the pool for each reactor and the transportation costs are calculated between facilities. Finally, for reprocessing and Pu management costs, the tHM reprocessed each year are considered. Equations (1)–(7) were used in the model to calculate these costs and Table 5 shows the meaning of each variable and index.

Table 5
Meaning of variables and indexes.

List of variables and indexes			
Index	Meaning	Index	Meaning
<i>i</i>	Facility	I_{Fi}	Total fixed investment cost of the facility type
<i>j</i>	Transportation between facilities	I_{Vi}	Total variable investment cost of the facility type
<i>k</i>	Nuclear Power Plant	O_i	O&M cost per year
<i>t</i>	Time period	D_i	Total cost of decommissioning
<i>r</i>	Discount rate ^a	T_j	Transportation cost
$T0i$	Year the construction starts	C_k	Cask cost
$T1i$	Year the operation starts	L_k	Load cost
Tfi	Year the operation ends	c_i	The capacity of the facility
Ti	Final year of decommissioning	N_{Cjt}	Number of casks transported on year t per facility
$T0j$	Year the transportation starts	N_{Ckt}	Number of casks loaded on year t per NPP
$T1j$	Year the transportation ends	ΔT_{Ci}	Time period of the facility construction
$T0$	Year of reference	ΔT_{Di}	Time period of the facility decommissioning
$T1$	Final year of period reference	<i>R</i>	Reprocessing cost
$T0r$	Year of start of reprocessing	<i>P</i>	Plutonium cost
Tr	Final year of reprocessing	Q_t	tHM send to reprocess on year t

^a The costs are projected without considering the inflation, therefore, the discount rate is calculated discounting the inflation.

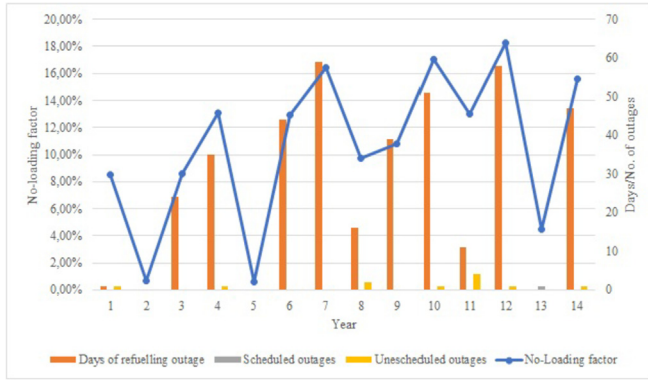


Fig. 7. Correlation between the loading factor and reactor outages.

$$\text{transport. costs} = \sum_j \sum_{t=T0j}^{T1j} \frac{T_j \cdot N_{Gjt}}{(1+r)^t} \quad (6)$$

$$\text{reprocessing costs} = \sum_{t=T0r}^{Tr} \frac{(R+P) \cdot Q_t}{(1+r)^t} \quad (7)$$

2.2.4. Estimation of the future electricity production by the NPPs

Finally, in order to levelize the costs per kWh, the total nuclear power production has to be obtained. Therefore, the future production must be estimated. For this purpose, the model calculates the load factor each year using its correlation with the reactor outages (unscheduled, refuelling, etc.). This correlation can be seen in Fig. 7 and it is calculated based on the least squares method shown in Eq. (8),

$$DF = 1 - (B_0 + B_1 \cdot R + B_2 \cdot A + B_3 \cdot U) \quad (8)$$

where $[B_0, B_1, B_2, B_3]$ are the correlation coefficients between the demand factor and the different types of reactor outages, R is the number of days per year that the NPP is at refuelling outage, A is the number of automatic scheduled shutdowns per year (not refuelling) and U is the number of unscheduled outages per year. R was calculated on the first step of the Mariño model and A and N are calculated randomly based on their probability of occurrence, which was obtained based on historic data.⁴

Then, Eq. (9) is used to estimate the future electricity production each year, where P is the NPP nominal power in MW, DF is the demand factor and N is the number of days in a year. Finally, the total electricity production is calculated adding the historical nuclear electricity production in Spain [31,36] and the total future electricity estimated.

$$\text{Electricity production (annual)} = \frac{P \cdot DF \cdot 24 \text{ hours/day} \cdot N \text{ days/year}}{1000} \quad (9)$$

⁴ Source: own elaboration from Almaraz-I electricity production data gathered from the different "Energía" series publications of *Foro Nuclear* [35].

3. Parametrization

The model requires a series of assumptions regarding the different type of costs presented in Table 5 to be able to solve the cost equations (Eq. (1) to Eq. (7)). In order to do so, an analysis of the data and assumptions made in different articles, reports and studies was required for each type of cost and facility. To do so, first, the cost units had to be selected. Once the SNF is unloaded from the pool, all the real material flows are determined by a number of casks. Thus, for all costs that involve considering a number of casks, unitary costs are presented in M€/cask. These costs are: variable investment cost (it varies with size/number of casks), loading cost, casks cost and transportation cost. For fixed costs, the unit is M€ (fixed investment and decommissioning) and for O&M cost, as it is an annual cost, the unit is M€/year. Finally, for reprocessing and Pu management cost, since the reprocessing cost is directly dependant on the quantity of fuel being reprocessed, the units are in €/tHM.

For each facility and type of cost, an analysis was performed with data gathered from different international reports and articles, where a transformation of the units was required. Also, where specific real data was obtained, these costs were used as a reference. However, since presenting all the analysis performed is not the purpose of the article, the complete analysis will only be explicitly presented for the CIS facility cost.

3.1. Parametrization for the CIS facility

The data required for the parametrization of the costs of the CIS facility were gathered from multiple sources. However, only two of them presented a breakdown of the costs of the facility, so these were the ones taken as a reference for the parametrization. Additionally, real data from the investment cost of the CIS facility in Spain was obtained [37]. Table 6 presents the analysis, where the data required some transformations, due to the difference in the units used.

First, all of the data required the conversion from \$ to € and an update to 2017. Secondly, for variable costs per tHM, Table 7 was used to transform them into costs per cask. In Table 7, the relation between tHM and fuel assemblies was calculated from Table 3, the number of fuel assemblies per cask are real figures, the relation tHM/cask was obtained from these parameters and, in the last column, the percentage of casks was obtained from the final inventory calculated in the model, since the first step of the calculation does not require the parametrization of the costs. Finally, in order to obtain the total costs that were not originally in the source material, the fixed and the variable costs were added, using the final inventory if required.

As seen in Table 6 and as mentioned before, real data was obtained for the total investment cost [37]. Thus, this was used as a reference, rounding up the total investment cost to 1100 M€, by taking a contingency cost of 13%. The relation between fixed and variable costs was applied to the total cost resulting in a fixed investment cost of 275 M€ and a variable investment cost of 1.25 M€/cask.

For the O&M cost there was no real data, therefore, using the data from Table 6, a 17 M€/cask value was established. However, in order to consider the difference in the O&M costs when casks are arriving at the facility and when all the casks have arrived and only require monitoring, the O&M cost for the latter case was estimated to be 8.5 M€/cask.

Finally, the total CIS facility costs were compared with other studies, applying the same conversion from \$ to 2017€ and using the final inventory, when necessary, to obtain the total CIS cost amount. This comparison is shown in Table 8. As can be seen, there is a wide range of costs, however, most of them range between

Table 6
Analysis of the CIS facility costs.

Type of cost	Sources				
	BCG 2006 [38]		OECD 2013 [22]		Real data [37]
	Cost	Transformed cost	Cost	Transformed cost	
Investment (fixed)	421 M\$	468,61 M€	355 M\$	353.85 M€	
Investment (variable)	70 \$/kg	1.02 M€/cask	0.1295 M\$/tHM	1.7 M€/cask	
Investment (total)		1112.97 M€		1428.88 M€	972 M€
O&M (fixed)	114 M\$	126.89 M€	11.94 M\$/year	11.91 M€/year	
O&M (variable)			0.00058 M\$/tHM·year	4.8 M€/year	
O&M (total)	70 \$/kg	644.36 M€		16.71 M€/year	

Table 7
Conversion of tHM to casks.

Type of reactor	tHM/fuel assembly	Fuel assemblies/cask	tHM/cask	% of casks
PWR	0,46	32	14,72	69,4%
BWR	0,18	52	9,29	30,6%

Table 8
Comparison of the CIS cost with other studies.

Study	Reference year	Real cost		Updated cost in 2017€		Total cost (M€)
		Value	Units	Value	Units	
1994 OECD [39]	1991	230	\$/kgU	367.53	€/kgU	3039.25
2003 Bunn et al. [40]	2003	200	\$/kgHM	236.26	€/kgHM	1953.74
2007 Ramana et al. [41]	2004	8400	\$/tHM	9670.6	€/tHM	79.97
2006 BCG ^a [38]	2005	–	–	–	–	1757.31
2009 De Roo et al. [42]	2007	200	\$/kgiHM	209.73	€/kgiHM	1734.36
2011 De Roo et al. [43]	2007	200	\$/kgiHM	209.73	€/kgiHM	1734.36
2009 Schneider et al [6]	2008	0.174	mill/kWh	0.17	mill/kWh	525.46
2011 Zhou [3]	2008	120	\$/kgHM	121.21	€/kgHM	1002.34
2013 OECD ^b [22]	2010	–	–	–	–	2070.24
This study ^c	2017	–	–	–	–	1610

^a It was calculated with the investment and O&M costs from Table 6.

^b It was calculated with the investment and O&M costs from Table 6 using a total of 40 years.

^c It was calculated with the parametrization of 1100 M€ of investment cost and 20 years of 17 M€/year O&M cost and 20 years of 8.5 M€/year O&M cost.

1000 M€ and 2000 M€. The costs assumptions in this study for the CIS facility, on a first analysis, would add to 1610 M€, which is a fairly reasonable cost.

3.2. Parametrization of other costs

Similar analyses were performed for each facility and type of cost. Since it is not the purpose of this article to present all the data analyses performed, Table 9 presents a summary of some comparisons with other studies and real data. More data were

Table 9
Comparison of the cost assumptions with other studies.

	DGR invest. cost (M€)	DGR O&M cost (M€/year)	Alt. CIS invest. cost (M€)	Alt. CIS O&M cost (M€/year)	Metal cask cost (M€/cask)	Concrete cask cost (M€/cask)	Transport cost (M€/cask)	Reprocessing (€/tHM)
Real data ^a	900	24	–	–	2	–	–	–
Songa et al. [45]	–	–	–	–	2.75	0,58	–	–
OECD [22]	2478.30	63.75	–	–	–	–	0.78	1155.23
Petroski [46]	–	–	–	3.34–4.45	–	–	–	–
Rosner [47,48]	–	–	313.35	4.6–18.37	–	–	–	–
Jarrell [49]	–	–	315.65–917.05	–	–	–	0.27–0.69	–
Cho et al. [50]	–	–	–	–	1.1–2.75	0.88	–	–
BCG [38]	–	–	–	–	–	–	0.8	584.36
Ko et al. [8]	–	–	–	–	–	–	1.63	797.4
Other ^b	–	–	–	–	–	–	–	520–2200
This study	900	65	352	6–12	2.5	1.3	0.9	1000

^a DGR: [20], Casks [44].

^b [3,6,39–42,51].

Table 10
Cost assumptions.

Type	ISFSI	CIS	CIS (US)	DGR ^a	Units
Investment (fixed)	15	275	90	670	M€
Investment (variable)	0,15	1,25	0,409	0359	M€/cask
O&M (First years)	0,5	17	12	65	M€/year
O&M (Last years)	2	35	6		M€/year
Loading & transportation	0,8	0,9	0,9	0,9	M€/cask
Decommissioning	15	15	15	260	^b
Multipurpose casks canister type	1,3				M€/cask
Dual purpose metal casks	2,5				M€/cask
Reprocessing	1000				€/kgHM
Plutonium disposal	500				€/kgHM
Discount rate	1.5				%

^a The DGR cost for vitrified waste is assumed to be 40% of the DGR costs for SNF.

^b ISFSI and CIS decommissioning costs are in % of the total investment cost and DGR decommissioning cost is in M€.

evaluated, but as they were not the most relevant, it is not shown in the table. Additionally, for the ISFSI facility, the 20–25 M€ investment cost from Refs. [44,52,53] and a 1–2.5 M€/year O&M cost from Ref. [45] were used as a reference. Finally, Table 10 presents the final parametrization for all the costs required in the model.

4. Results

4.1. Results of the base case

Based on the parametrization presented in Section 3 and under the base assumption of progressive shutdown at 50 years of operational lifetime explained in section 2, the results obtained are summarized in Tables 11 and 12. The results show that the most economically favourable scenario is Scenario 2A: direct disposal without a CIS facility. This scenario has a 38.85% cost reduction compared to Scenario 1, which is the current strategy for Spain. Scenario 2B has a 29.03% cost reduction, which is also a significant reduction. Nonetheless, Scenario 3 has a 195% cost increment with respect to Scenario 1, due to the high reprocessing cost and the lack of a Pu recycling strategy and the U savings it entails.

In order to analyse the distribution of the costs, Figs. 8 and 9 show the cost distribution for each scenario in % of their total cost, per cost type and per facility, respectively. As can be seen in Fig. 8, the reprocessing and Pu costs make up for more than ¼ of the total back-end cost for Scenario 3, which means that if the reprocessing costs were to be reduced significantly, the cost of this scenario could be comparable to the others. For these, costs are more equally distributed, but there are some differences amongst them. For example, for Scenario 1 the investment costs are dominant, closely followed by the O&M costs and the transportation costs. However, for Scenarios 2A and 2B the dominance of the investment costs is reduced, due to the lower (or null) investment cost of the CIS facility. Additionally, the casks cost proportion is

Table 11
Total costs (M€) per type of cost.

Type of cost	Scenario 1	Scenario 2A	Scenario 2B	Scenario 3
Investment	1475.86	528.93	791.98	633.55
Expansion	0.00	44.12	17.83	0.00
O&M	1235.31	743.26	748.64	267.52
Casks	248.62	613.15	604.50	159.30
Loading	376.30	377.32	372.00	382.38
Transportation	900.11	240.47	429.23	687.48
Decommissioning	104.01	106.72	115.64	62.21
Reprocessing	0.00	0.00	0.00	7085.49
Pu management	0.00	0.00	0.00	3542.74
Total	4340.21	2653.97	3079.82	12 820.68

Table 12
Total costs (M€) per facility.

Facility	Scenario 1	Scenario 2A	Scenario 2B	Scenario 3
ISFSIs	771.47	1492.11	1172.53	11 721.32
CIS	1940.96	0.00	985.91	755.31
DGR	1627.78	1161.86	921.39	344.04
TOTAL	4340.21	2653.97	3079.82	12 820.68

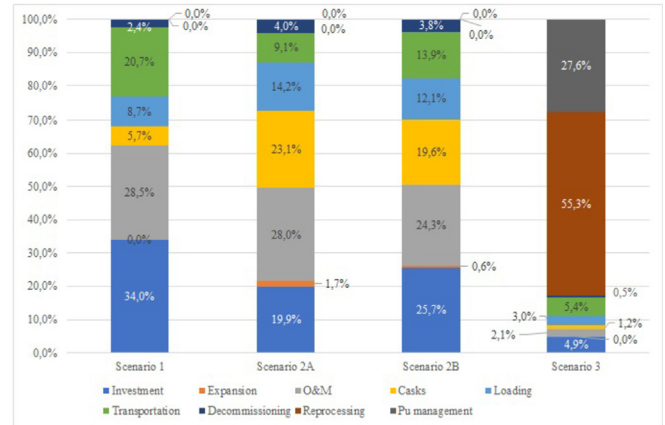


Fig. 8. Cost distribution for the different scenarios - per cost type (in % of the total cost).

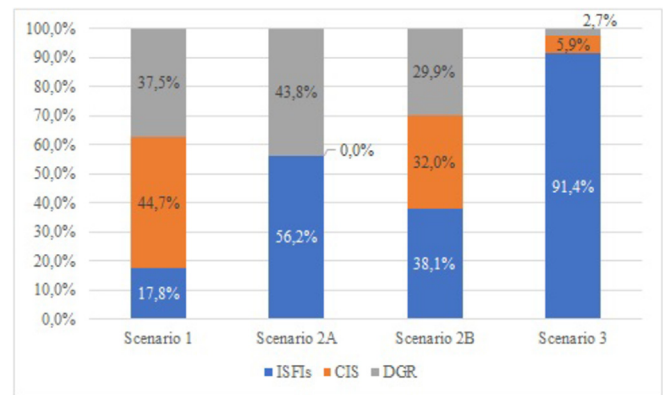


Fig. 9. Cost distribution for the different scenarios - per facility type (in % of the total cost).

increased, because in these scenarios more casks have to be purchased, but the transportation cost proportion is lower due to the location of the facilities.

Fig. 9 shows that the CIS facility cost for Scenario 1 is the most significant one, followed by the DGR cost, which is due to the effect of the time over the discounted costs: since the CIS facility starts operating in 2025, the time effect is not very noticeable, but the DGR starts operating in 2070, which causes a significant reduction in the discounted costs. The same occurs in Scenario 2A with the ISFSIs cost and the DGR cost, and because of this effect, the costs of Scenario 2B are similarly distributed. However, for Scenario 3, the reprocessing costs are included in the ISFSIs costs, completely dominating the overall costs, where the CIS facility and the DGR costs barely have an impact.

In order to levelize the costs per kWh, the future nuclear power production is obtained with the model explained in Section 2. The results for a progressive reactor shutdown at 50 years of

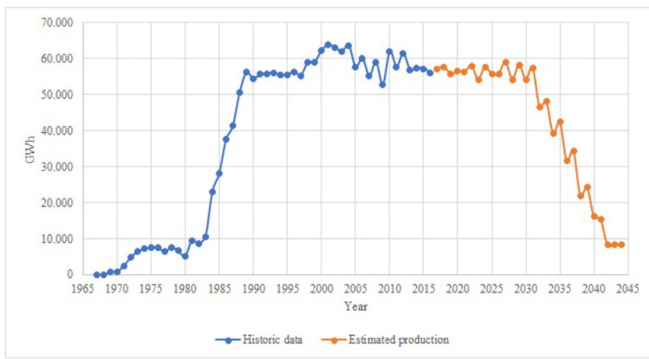


Fig. 10. Nuclear electricity production - real and estimated.

operational lifetime are presented in Fig. 10, where the historic nuclear electricity production is shown followed by the estimation calculated by the model. As can be seen, the electricity production has a slightly pronounced reduction every couple of years, when a NPP ceases its operation. The total electricity produced estimated by the model amounts to 1192 024.80 GWh and the total historic production of nuclear power up until 2016 amounts to 1898 923 GWh, giving a total estimated amount of 3 090 947,8 GWh up until 2044. These results can be used to levelize the costs per kWh, as shown in Table 13, which are comparable to the results of other studies, as can be seen in Table 14, where the back-end component of the LCOE is shown for different strategies.

The main differences in the results of the reprocessing option are, on the one hand, that in this article there is no reprocessing facility, so reprocessing is carried out abroad, and, on the other hand, that no NPPs are adapted to use MOX, therefore, there is no MOX recycle and no uranium savings. Both differences increment the cost of the reprocessing option. The other studies considered the decision of reprocessing made beforehand, at the beginning of the nuclear program, where recycling of U and Pu was planned as part of the strategy.

However, there is a lack of real data regarding the cost of reprocessing abroad. The main assumption in this article was a reprocessing cost of 1000€/kgHM, based on the AREVA contract with Italy mentioned in Ref. [42]. However, it is interesting to analyse the variation of the total back-end cost when the reprocessing cost is modified. This analysis is performed on the following section, where sensitivity analyses are carried out for each scenario.

4.2. Sensitivity analyses

All the different costs were submitted to a sensitivity analysis, in which the costs were varied from -50% to +50%. The results these ±50% variations on the overall costs compared to the base case are presented in Fig. 11. As was expected from Fig. 9, Scenario 2A is the most affected one by the variation of the DGR cost, because it represents 44% of the total cost, but it is closely followed by Scenario 2B and for Scenario 1, the CIS facility cost has the highest

Table 13
Total costs (mill/kWh) per facility.

Facility	Scenario 1	Scenario 2A	Scenario 2B	Scenario 3
ISFSIs	0.25	0.48	0.38	3.79
CIS	0.63	0.00	0.32	0.24
DGR	0.53	0.38	0.30	0.11
TOTAL	1.40	0.86	1.00	4.15

Table 14
Back-end cost component for different strategies in other studies.

Strategy	De Roo 2009 [42]	De Roo 2011 [43]	OECD 2013 ^a [22]
Open cycle	1.3	1.31	~1--~2.5
Reprocessing	2.98–6.97 ^b	2.87–6.96 ^b	~2.1--~4

^a There are different parametrizations that give a range of results.
^b These studies consider 2 reactors (one with UOX and another with MOX) with the same total LCOE but different back-end cost components.

impact. However, the overall impact of the cost variations for these scenarios are in no case higher than 17% and in all cases, Scenario 2A is maintained as the most economically favourable one.

On the contrary, for Scenario 3 the reprocessing cost has an impact of over 40%, while the other costs have a limited impact on the overall cost, which was easily predictable from Fig. 8. This also means that if the reprocessing cost was reduced to 500 €/tHM, Scenario 3 would have a 75% cost increment compared to Scenario 1, which is high, but it represents a 122% reduction from the base case. Additionally, if the Pu management cost is considered 0 €/tHM, the increment between Scenario 3 and Scenario 1 is further reduced to 32%.

This emphasises the relevance of selecting the appropriate cost for this parameter. Thus, the equilibrium cost for reprocessing so that the cost of Scenario 3 equals the cost of Scenario 1 is presented in Table 15 for different cost assumptions. The equilibrium cost of reprocessing is significantly lower than the assumption established for the base case and it is also lower than the more optimistic cost assumptions in the studies presented in Table 9. However, if reprocessing cost was reduced and some other modifications could be applied to Scenario 3, or even if the DGR cost is further increased, it could mean that a reprocessing option would be fairly competitive with the other management options and the advantages of reprocessing, such as the lower volume, long-term radiotoxicity and long-term heat load of the final waste, could benefit this option.

4.3. Analyses of the impact of the dates

The final analyses performed are based on the variation of some important dates. First, the total back-end cost was analysed for different NPP operational lifetime scenarios, ranging from 40 years to 60 years of average. Fig. 12 shows the total back-end costs in M€ and Fig. 13 the levelized costs in mill/kWh for the different scenarios. It can be observed in Fig. 12 that each scenario has a different behaviour: Scenario 3, as reasonably expected, increases its total costs when the NPPs operational lifetime is expended, which is due to the greater amount of SNF to be reprocessed and, as the reprocessing and Pu disposal costs are dominant in Scenario 3, the total cost is highly affected by this increment. For Scenario 1, this trend is the same from 45 to 60 years of NPP operational lifetime, because the total capacity of the CIS must be incremented, as well as the total years of operation.

Nonetheless, there is an exception in the cost trend of Scenario 1 from 40 to 45 years. Although this seems unexpected, having a closer look to the restrictions and hypothesis it is a reasonable result. The CIS facility has a fixed operation date: 2025, but the first NPP is shut down in 2021. Therefore, all the SNF of the reactor pools that are shut down before 2025 would have to be transferred earlier to the ISFSI facilities, which, in some cases, would require the enlargement of the facility, and, also, more casks would have to be purchased, as they cannot be reused until the CIS facility starts to operate. These particularities cause a considerable increment of the total cost.

Scenario 2A and Scenario 2B have the most unexpected results.



Fig. 11. Sensitivity analyses.

Table 15
Variation of the equilibrium cost with different cost assumptions.

Case	Modified parameter	Variation	Equilibrium cost (€/tHM)
Base	—	—	202.08
Base	Pu management	0€/tHM	303.12
Sensitivity analyses	ISFSIs	-50%	197.86
		+50%	206.31
	CIS	-50%	158.58
		+50%	245.58
	DGR	-50%	162.64
		+50%	241.52
	Transportation	-50%	192.08
		+50%	212.08
	Casks	-50%	197.88
		+50%	206.28

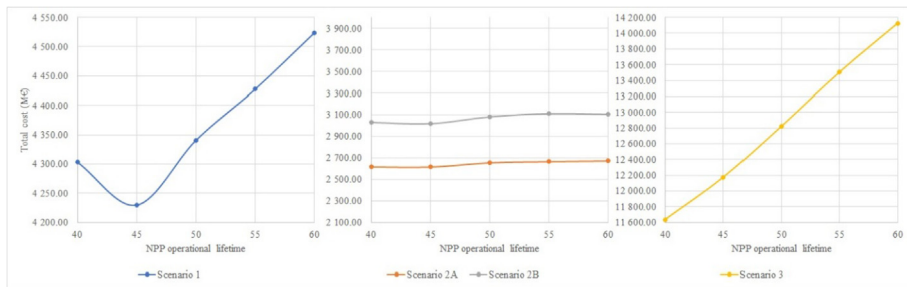


Fig. 12. Total back-end cost for different NPP operational lifetimes.

Although the costs slightly fluctuate along the different years of NPPs operational lifetime, the overall cost variation is very small. Having a closer look, this is caused by a compensation between the different costs due to the effect of the time on the discount cost. Thereby, even though the total amount of SNF is increased, the DGR construction and operation dates are postponed, causing that the cost increment due to the larger repository size and the extra years of operation is almost entirely compensated by the time

component of the discounted cost. Thus, while some costs are increased due to the higher SNF inventory, others are reduced due to their delay in time caused by the extended NPPs operational lifetime, causing a very small variation in the final cost.

Additionally, it is interesting to also analyse the levelized costs, as they represent the economic compensation due to the electricity production. As can be seen in Fig. 13, all scenarios have decreasing levelized costs, which means that the profits from the extra

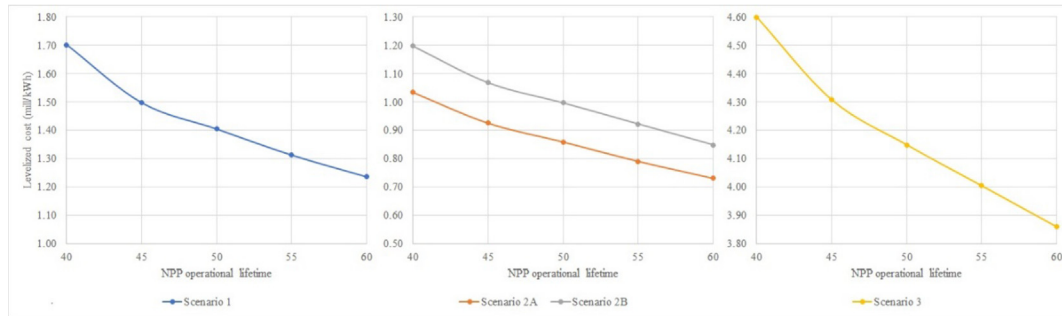


Fig. 13. Levelized cost for different NPP operational lifetime.

electricity production would compensate the increase of the costs due to the larger amount of SNF to manage and the extra years of operation. Interestingly, it can be observed that Scenario 3 has the greater slope, thus, it is the one that benefits the most from the NPPs operational lifetime increase. It can also be observed that the slope is slowly decreasing with time. This means that a 5-year increment on the NPPs operational lifetime from 40 to 45 years does not have the same effect than a 5-year increment from 55 to 60 years. However, it is always beneficial to the levelized cost.

Finally, the impact of the date when reprocessing starts on the final cost of Scenario 3 is analysed in Fig. 14. It can be observed that if the reprocessing date is delayed, the final discounted cost is highly reduced. The impact on the equilibrium cost is also very significant, as can be observed in Table 16: if reprocessing was delayed 35 years, the reprocessing cost which would equal the total cost of Scenario 3 to the one of Scenario 1 would be fairly approximate to the optimistic reprocessing costs of Table 9. If this was combined with other favourable cases studied before, it could mean that the reprocessing option would be somewhat more

viable. However, the variations in the SNF composition due to the longer cooling times and their effects on reprocessing and the final HLW should be analysed.

5. Conclusions

This article presents the Mariño model, which calculates the spent nuclear fuel management costs in Spain using the material flows and the net present value methodology, as well as an estimation of the total nuclear electricity production to obtain the levelized costs. A total of four scenarios are analysed: the current Spanish strategy, two direct disposal alternatives and a reprocessing option for Spain, in order to help determine which one accommodates better the current Spanish context.

The results seen in section 4 show some clear conclusions about the different scenarios analysed in this study. First, a direct disposal back-end strategy without a centralised interim storage facility would be the most economically favourable one, even when the costs are subjected to ±50% variations. However, if a centralised interim storage is preferred for logistic reasons, such as monitoring all the SNF in the same facility, a centralised storage facility without repackaging would be a more economically favourable alternative than the current solution.

Secondly, a reprocessing strategy in Spain, where Pu would not be recycled into MOX, is extremely more expensive than any other strategy considered, as the reprocessing costs are too high, and the cost reductions derived from the more affordable vitrified HLW facilities do not compensate this cost. Also, even considering a 50% reprocessing cost reduction and no Pu cost, the reprocessing option is still the least economically favourable one. However, in this case, the cost difference is small enough to maybe consider other advantages entailed in the reprocessing scenario, that are not reflected on the total cost.

Therefore, if the reprocessing costs were to be reduced significantly, the Pu could be considered as a raw material and not a liability and the reprocessing date could be delayed considering the variations in the SNF composition, this strategy may be considered as another alternative, where a discussion of other factors, such as the lower volume, long-term radiotoxicity and long-term heat load of the final waste and some intangible assets, such as social acceptability, would have a greater impact on which strategy to implement.

Meanwhile, only when the decision of reprocessing is made beforehand, at the beginning of the nuclear program, and the recycling of U and Pu is planned, the reprocessing strategy can have a cost comparable to the direct disposal strategy. Currently, the reprocessing option has to be made as: i) a SNF management strategy and ii) an energy resource. In any other case, it is economically inefficient.

Thirdly, regarding the methodology, the comparison with other

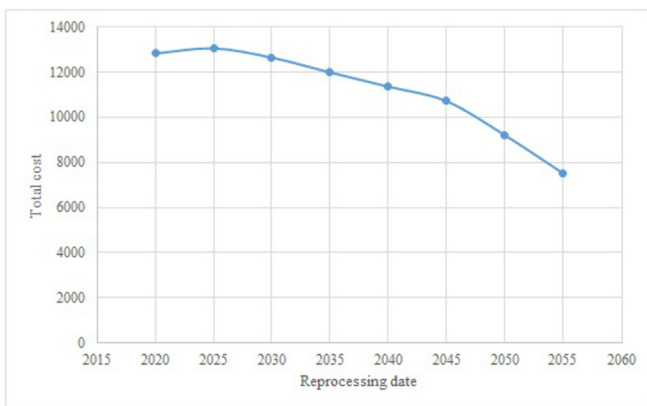


Fig. 14. Scenario 3 cost variation with the reprocessing date.

Table 16
Equilibrium cost variation with the reprocessing date.

Reprocessing date	Equilibrium cost (€/tHM)
2020	202.08
2025	180.55
2030	184.34
2035	197.88
2040	212.17
2045	228.64
2050	318.84
2055	425.91

studies show that the results obtained are consistent and that the cost difference is derived from the different assumptions and the variations of the scenarios analysed. Therefore, it can be concluded that the Mariño model is fully applicable to the economic analysis of the back-end strategies in Spain.

Finally, an increase of the NPPs operational lifetime would clearly compensate the cost increment, with lower levelized costs per kWh produced. Therefore, it would be interesting for the Government to consider extending the NPPs operational lifetime, and not a prompt shutdown such as it is currently being considered. An increase to 50 years would be beneficial, however, exceeding 60 years of NPPs operational lifetime might not be as interesting.

For future work, some alternative scenarios can be studied, such as other options for final disposal that are not a DGR, advanced reprocessing technologies or even considering the construction of new advanced reactors in Spain, which although it currently seems highly unlikely, if the advantages are shown to be numerous, it may be an option to consider for Spain. Additionally, some environmental impact and social acceptance analyses should be performed in order to establish which strategy would be more easily accepted by the public and, thus, have a better implementation.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- [1] Malischek R, Trueby J. The future of nuclear power in France: an analysis of the costs of phasing-out. *Energy* Dec. 2016;vol. 116:908–21.
- [2] Hogselius P. Spent nuclear fuel policies in historical perspective: an international comparison. *Energy Policy* Jan. 2009;vol. 37(1):254–63.
- [3] Zhou Y. 'China's spent nuclear fuel management: current practices and future strategies'. *Energy Policy* Jul. 2011;39(7):4360–9.
- [4] Yue Q, He J, Zhi S, Dong H. Fuel cycles optimization of nuclear power industry in China. *Ann Nucl Energy* Jan. 2018;vol. 111:635–43.
- [5] Schneider M, Marignac Y. Spent nuclear fuel reprocessing in France. 2008.
- [6] Schneider EA, Deinert MR, Cady KB. Cost analysis of the US spent nuclear fuel reprocessing facility. *Energy Econ* Sep. 2009;31(5):627–34.
- [7] Park BH, Gao F, Kwon E, Ko WI. Comparative study of different nuclear fuel cycle options: quantitative analysis on material flow. *Energy Policy* Nov. 2011;39(11):6916–24.
- [8] Ko WI, Gao F. Economic analysis of different nuclear fuel cycle options. *Sci Technol Nucl Install*. 2012:293467.
- [9] OECD. Advanced nuclear fuel cycles and radioactive waste management. Organisation for Economic Co-operation and Development; 2006.
- [10] Nguyen TDC, Choe J, Ebiwonjumi B, Lemaire M, Lee D. Core design of long-cycle small modular lead-cooled fast reactor. *Int J Energy Res* 2019;43(1):254–73.
- [11] Wallenius J. Maximum efficiency nuclear waste transmutation. *Ann Nucl Energy* Mar. 2019;125:74–9.
- [12] Barros G, Velasquez C, Pereira C, Veloso MA, Costa A. GANEX and UREX+ reprocessed fuels in ADS. *Int J Hydrogen Energy* 2016;41(17):7132–8.
- [13] Ignatiev VV, et al. Molten-Salt reactor for nuclear fuel cycle closure on all actinides. *At Energy Mar*. 2019;125(5):279–83.
- [14] Plukienė R, et al. 'Transmutation considerations of LWR and RBMK spent nuclear fuel by the fusion–fission hybrid system'. *Nucl Eng Des* Apr. 2018;330:241–9.
- [15] Sahin S, Sahin HM, Tunc G. Monte Carlo analysis of LWR spent fuel transmutation in a fusion–fission hybrid reactor system. *Nucl Eng Technol* Dec. 2018;50(8):1339–48.
- [16] Silverio LB, Lamas W de Q. An analysis of development and research on spent nuclear fuel reprocessing. *Energy Policy* Jan. 2011;39(1):281–9.
- [17] Malmbeck R, Magnusson D, Geist A. Modified diglycolamides for grouped actinide separation. *J Radioanal Nucl Chem* Dec. 2017;314(3):2531–8.
- [18] Mullen E, Harris R, Graham D, Rhodes C, Hodgson Z. 'Transfer characteristics of a lithium chloride–potassium chloride molten salt'. *Nucl Eng Technol* Dec. 2017;49(8):1727–32.
- [19] Metlay DS. Selecting a site for a radioactive waste repository: a historical analysis. *Elements* Aug. 2016;12(4):269–74.
- [20] 'Nuclear energy in Finland | Finnish nuclear power - world nuclear association'. <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-a-f/finland.aspx>. [Accessed 11 September 2018].
- [21] 'Nuclear energy in Sweden - world nuclear association'. <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-o-s/sweden.aspx>. [Accessed 11 September 2018].
- [22] OECD/NEA. The economics of the back end of the nuclear fuel cycle'. OECD/NEA, Issy-les-Moulineaux, France. Oct. 2013. NEA#7061.
- [23] Poirot-Delpech S, Raineau L. Nuclear waste facing the test of time: the case of the French deep Geological Repository Project. *Sci Eng Ethics* Dec. 2016;22(6):1813–30.
- [24] ENRESA. Sexto plan general de Residuos Radiactivos'. ENRESA, (6° PGRR). Jun. 2006.
- [25] El Gobierno supedita el almacén nuclear al nuevo Plan de Residuos Radiactivos. <https://www.efe.com/efe/espana/economia/el-gobierno-supedita-almacen-nuclear-al-nuevo-plan-de-residuos-radiactivos/10003-3741494>. [Accessed 11 September 2018]. www.efe.com.
- [26] La multa por el retraso del almacén nuclear es de 73.000 euros al día, el triple que la de los estibadores. http://www.eldiario.es/economia/retraso-almacen-nuclear-triple-estibadores_0_660034520.html. [Accessed 5 July 2017].
- [27] Nuclear power in the European Union - world nuclear association. <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/others/european-union.aspx>. [Accessed 5 June 2019].
- [28] Real Decreto 1522 de 4 de julio de 1984, vol. BOE núm. vol. 201
- [29] 'Foro nuclear'. [Online]. Available: <https://www.foronuclear.org/es/>. [Accessed: 23-Nov-2018].
- [30] 'El AGP - jóvenes nucleares', jóvenes nucleares .<http://www.jovenesnucleares.org/blog/articulos/agp/>, 24-Apr-2017.
- [31] Energía 2017'. [Online]. Available: <https://www.foronuclear.org/es/energia/> [Accessed: 25-Oct-2018].
- [32] 'Almaraz Trillo'. [Online]. Available: <https://www.cnat.es/>. [Accessed: 10-Jan-2019].
- [33] 'ENERGÍA POSITIVA', ANAV. <http://www.anav.es/es/>. [Accessed 10 January 2019].
- [34] 'Página de Inicio - CN Cofrentes'. <http://www.cncofrentes.es/>. [Accessed 10 January 2019].
- [35] S. User, 'Energía Archivo', Foro Nuclear. [Online]. Available: <https://www.foronuclear.org/es/publicaciones-y-documentacion/publicaciones/archivo-de-publicaciones/115963-energia-115963>. [Accessed: 04-Jun-2019].
- [36] López CB, Carreras A, Tafunell X. Estadísticas históricas de España: siglos XIX-XX. Fundación BBVA; 2005.
- [37] 'Las cifras del cementerio nuclear de Cuenca: 972 millones para tenerlo listo en 2024', El Independiente. <https://www.elindependiente.com/economia/2018/04/17/las-cifras-del-cementerio-nuclear-cuenca-972-millones-tenerlo-listo-2024/>. [Accessed 14 January 2019].
- [38] Aubert G, Billes-Garabedian L, Barracco T, Peters R, Seshadri P. 'Economic assessment of used nuclear fuel management in the United States', boston consulting group (BCG) for AREVA. Jul. 2006.
- [39] OECD/NEA. The economics of the nuclear fuel cycle. Paris, France: OECD/NEA; Jan. 1994. NEA#386.
- [40] Bunn M, Holdren JP, Fetter S, Van Der Zwaan B. The economics of reprocessing versus direct disposal of spent nuclear fuel. *Nucl Technol* 2005;vol. 150(3):209–30.
- [41] Ramana MV, Suchitra JY. Costing plutonium: economics of reprocessing in India. *Int J Glob Energy Issues* 2007;vol. 27(4):454–71.
- [42] De Roo G, Parsons JE. Nuclear fuel recycling, the value of the separated transuranics and the levelized cost of electricity. 2009. SSRN 1470926.
- [43] De Roo G, Parsons JE. A methodology for calculating the levelized cost of electricity in nuclear power systems with fuel recycling. *Energy Econ* Sep. 2011;vol. 33(5):826–39.
- [44] E. P. Extremadura, 'La Central de Almaraz ya tiene a punto su Almacén Temporal Individualizado', El Periódico Extremadura. [Online]. Available: https://www.elperiodicoextremadura.com/noticias/temadeldia/central-almazar-ya-tiene-punto-almacen-temporal-individualizado_1115083.html. [Accessed: 21-Feb-2019].
- [45] Songa M, Kim C-L, Kessel DS. Consideration of spent fuel pool island as an interim management option of spent nuclear fuel for Kori unit 3 & 4 during decommissioning of Kori site. *Energy Strat Rev* Aug. 2018;21:163–71.
- [46] R. Petroski, 'Centralized interim storage of nuclear waste and a national interim storage strategy', p. 43.
- [47] Rosner R, Kollar L, Malone JP. The back-end of the nuclear fuel cycle: establishing a viable roadmap for a multilateral interim storage facility. *Order* 2015;vol. 2138.
- [48] Rosner R, Lordan R. Why America should move toward dry cask consolidated interim storage of used nuclear fuel. *Bull At Sci* Nov. 2014;vol. 70(6):48–62.
- [49] J. J. [Oak R. N. Lab (ORNL) Jarrell Oak Ridge, TN (United States)] et al.. Cost implications of an interim storage facility in the waste management system. United States; Sep. 2016.
- [50] Cho C-H, Kim T-M, Seong K-Y, Kim H-J, Yoon J-H. Cost comparisons of wet and dry interim storage facilities for PWR spent nuclear fuel in Korea. *Ann Nucl Energy* May 2011;vol. 38(5):976–81.
- [51] Gao R, Choi S, Zhou Y, Il Ko W. Performance modeling and analysis of spent nuclear fuel recycling. *Int J Energy Res* Dec. 2015;vol. 39(15):1981–93.
- [52] El Gobierno autoriza la construcción del Almacén Temporal Individualizado (ATI) en la planta de Almaraz. <http://www.radionavalmoralepe.es/joomla/index.php/the-news/3955-el-gobierno-autoriza-la-construccion-del-almacen-temporal-individualizado-en-la-cna.html>. [Accessed 4 March 2019].
- [53] Los plazos se cumplen para la construcción de un Almacén Temporal Individualizado en Garoña. 15-Oct-2015. <https://www.energynews.es/los-plazos-se-cumplen-para-la-construccion-de-un-almacen-temporal-individualizado-en-garona/>.



A proper spent nuclear fuel management strategy could enhance the continuity of nuclear power in the Spanish energy mix

Laura Rodríguez-Penalonga | B. Yolanda Moratilla-Soria

Rafael Mariño Chair in New Energy Technologies, Universidad Pontificia Comillas, Madrid, Spain

Correspondence

Laura Rodríguez-Penalonga, Rafael Mariño Chair in New Energy Technologies, Universidad Pontificia Comillas, c/Alberto Aguilera, Madrid, Spain.
Email: lrpenalonga@comillas.edu

Summary

This article presents two economic analyses performed with the Mariño model, which was specially designed to analyse the costs of different spent nuclear fuel (SNF) management strategies in the real Spanish context. These analyses are: (a) a Monte Carlo study for those strategies and (b) the effects of a longer operational lifetime for the Spanish nuclear power plants (NPPs) on the costs of spent nuclear fuel (SNF) management. For the first analysis, a triangular distribution for the different unitary costs was assumed and the data and assumptions from numerous studies were used to obtain the values required for the distribution. The second analysis was performed for the current official shutdown dates for the NPPs, and the results were compared to other operational lifetime scenarios. The main assumption for these scenarios was a progressive shutdown of the reactors, in order to avoid numerous shutdowns in a few years. These scenarios were proposed for 40 to 60 years of mean operational lifetime of the reactors. The results show that, for all scenarios analysed, the additional electricity production due to longer operational lifetimes compensate the extra costs caused by the larger amount of SNF to be managed. Additionally, for the current SNF management strategy, a progressive shutdown at 40 years of mean operational lifetime has shown to entail lower costs than the official shutdown scenario. However, a strategy without a centralised interim storage facility would be the most economically favourable one for all the scenarios analysed.

KEYWORDS

centralised interim storage, direct disposal, reprocessing, Spain, spent nuclear fuel, spent nuclear fuel management

This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs License, which permits use and distribution in any medium, provided the original work is properly cited, the use is non-commercial and no modifications or adaptations are made.

© 2020 The Authors. *International Journal of Energy Research* published by John Wiley & Sons Ltd

1 | INTRODUCTION

The economics of the nuclear fuel cycle have been a focus of attention of numerous studies over the years. For this purpose, different number of economic models have been developed, where a set of characteristics change from one model to another in order to make them simpler, more efficient or more accurate. Overall, these models can be classified according to the material flows calculation method, to the probabilistic approach, to the methodology of the cost calculation or to the overall scope of the model.

Firstly, according to the material flows, models can be classified into equilibrium or dynamic models.¹ On the one hand, equilibrium models analyse a fixed image of the material flows, at a moment of stability of the nuclear fuel cycle, in a static status. They are easy to analyse and implement, which is why they have

been thoroughly used internationally, such as by the OCDE,² Kim et al.³ among others shown in Table 1. On the other hand, dynamic models vary the material flows over time, as well as the costs associated to the nuclear fuel cycle. Thus, these types of models add more complexity than the equilibrium models, but they also add more accuracy to the final cost estimation, which is why they are also highly common in international studies, such as by De Roo and Parsons^{9,10} or Chen et al.²⁵

Secondly, according to the probabilistic approach, international models can be classified into deterministic and stochastic models.¹ The former models obtain the costs using the best estimation of the unitary costs involved in the nuclear fuel cycle in order to obtain the “most likely” cost for each strategy considered in the analysis, which may be affected by subjectivity. However, the results of these models are usually submitted to sensitivity analyses

TABLE 1 International models summary

Study	Material flows		Probability		Scope		Costs
	Equilibrium	Dynamic	Determ.	Stoch.	Gen.	Part.	
OCDE 1994 ⁴	X		X		X		NPV/E
Charpin et al. ⁵	X		X			France	NPV
Harvard 2003 ⁶	X		X		X		LCOE
BCG 2006 ⁷	X		X		X		NPV
Ramana and Suchitra ⁸	X		X			India	NPV
De Roo and Parsons ^{9, 10}		X	X		X		LCOE
Park et al. ¹¹	X		X			Korea	N/A
Ko and Gao ¹²	X		X	X		Korea	NPV/E
Recktenwald and Deinert ¹³	X		X	X		USA	NPV
OCDE 2013 ²	X		X		X		LCOE
Brinton and Kazimi ¹⁴		X	X		X	USA	NPV
Zhou et al. ¹⁵	X		X		X		NPV/E
Kim et al. ¹	X			X	X		NPV
Kim et al. ¹⁶		X		X		Korea	LFCC
Gao et al. ¹⁷		X	X			China	LCOE
Ganda et al. ¹⁸	X			X	X		LCAE
Zhang et al. ¹⁹	X		X	X		China	LCOE
Choi et al. ²⁰		X	X		X		N/A
Kim et al. ³	X		X			Corea	CAP
Kim et al. ²¹		X		X	X		N/A
Gao et al. ²²		X	X			China	LCOE
Zhang et al. ²³		X	X			China	LCOE
Yue et al. ²⁴	X		X			China	LCOE
Chen et al. ²⁵		X	X			China	N/A
Krasnorutskyy and Kirsanova ²⁶	X		X			Ucrania	LC

so as to help mitigate these possible biases. The latter models consider the uncertainty of the different unitary costs, due to the lack of experience or data, the confidentiality of the data, the effect of scale, etc. Thus, they use probability distributions instead of a best estimate value.

Thirdly, the models can use different methods to calculate the costs, but the two most frequently used are the Net Present Value (NPV) and the Levelized Cost of Electricity (LCOE). Sometimes, in order to levelize the costs, the NPV is divided among the total electricity production estimated, such as in the studies performed by Ko and Gao¹² or Zhou et al.¹⁵

Finally, the scope or the context of these models can vary. Most of them are developed to estimate the costs of the nuclear fuel cycle of a new nuclear power plant, or nuclear fleet, and the context is generic, in order to be able to implement the model in different countries, as seen in Table 1. However, other models consider a more particular context, in order to obtain more accurate results for a specific country, which is the main focus in those studies.

In Spain, there is a very particular context, since there has been a delay of a decade in the construction of a centralised interim storage (CIS) facility, which had been planned to be constructed in 2010 in the sixth General Radioactive Waste Plan of 2006. Due to this delay, several Independent Spent Fuel Storage Installations have been required caused by the lack of capacity of the spent nuclear fuel (SNF) pools, thus, significantly changing the original plan and the associated costs.

As can be concluded from Table 1, which shows a review and a classification of numerous international models, there are no economic models that analyse this particular situation in Spain. Therefore, in order to obtain more accurate results for the Spanish SNF scenario, the Mariño model was developed, which was firstly introduced in Rodríguez-Penalonga.²⁷ In this study, a deterministic analysis was performed in order to help determine which back-end strategy had the lowest costs considering the current Spanish context, where a sensitivity analysis was included.

Nevertheless, these analyses could be expanded and the model could be used to obtain more results about the Spanish SNF scenario that may favour the continuity of nuclear power in the Spanish energy mix. This is a key issue, because nuclear energy plays an important role in the Spanish energy mix for several reasons: it reduces the energy dependence and has a greater security of supply in comparison to fossil fuels, it has zero direct greenhouse gas emissions, provides stability to the electricity grid and, in the last decade, it has been producing around 20% of the electricity demand in Spain, as shown in Figure 1.¹ Therefore, nuclear energy could be a great

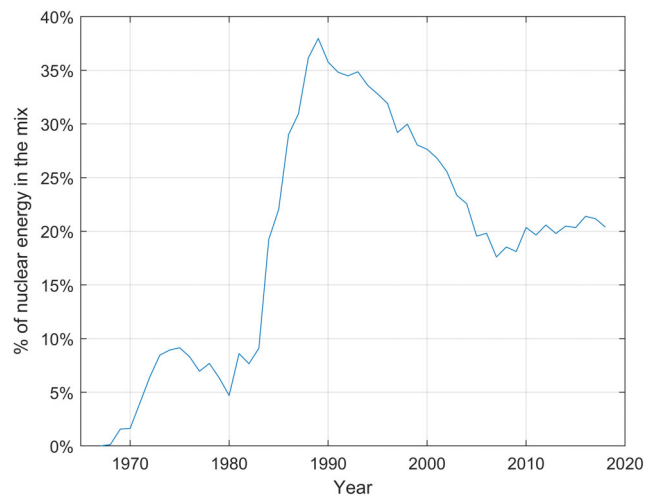


FIGURE 1 Percentage of nuclear power production over the total electricity production in Spain [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

asset for Spain in the energy transition, as it would help reducing GHG emissions, mitigating climate change and maintaining the stability of the electricity tariff prizes and of the electricity grid.

Due to the advantages explained above, it might be interesting to consider the continuation of NPPs in the Spanish energy mix because nuclear power plants are already operating in Spain and, regardless of the final inventory of SNF, some nuclear emplacements will have to be constructed, such as a Deep Geological Repository (DGR). Additionally, other emplacements, such as independent spent fuel storage installations (ISFSIs), have already been constructed due to the current inventory of nearly 5000 tHM of spent nuclear fuel (SNF) that needs to be managed. Therefore, the two main purposes of this article are: (a) to further deepen into the analysis performed in Rodríguez-Penalonga,²⁷ by means of a Monte Carlo simulation with the model, in order to better understand the economics of the back-end strategies in Spain and (b) to analyse the effects of the nuclear power plants (NPPs) operational lifetime in the total and levelized costs of SNF management in order to determine whether the benefits of continuing nuclear power production can compensate the cost increment of SNF management in Spain.

2 | THE MARIÑO MODEL

The methodology used in this article to calculate the costs of the back-end strategies of the nuclear fuel cycle is the Mariño model, which is fully described in Rodríguez-Penalonga.²⁷ This model was designed for

the particular Spanish SNF management context. Due to the particularities of a specific country and a real scenario as opposed to a hypothetical situation, more flexibility is required. Thus, instead of using the LCOE, the costs are calculated with the Net Present Value (NPV), which is then divided by the estimated electricity production of the NPPs throughout their life cycle in order to levelize the costs in mill/kWh. Table 2 summarizes the Spanish real scenario.

The Mariño model analyses the costs for three different scenarios, one of them with two variations. Scenario 1 considers the update to 2017 of the strategy established in the VI General Plan for Nuclear Waste of 2006: a direct disposal strategy with a centralised interim storage (CIS) facility with re-encapsulation, where the casks are metal dual-purpose casks. Scenario 2 presents two direct disposal alternatives: (A) direct disposal without a CIS facility and (B) direct disposal with a CIS facility without re-encapsulation, such as the USA model.³²⁻³⁴ Both alternatives consider concrete casks with multipurpose canister. Additionally, unlike Scenario 1, Scenario 2B assumes that the CIS facility and the DGR are located at the same emplacement.

Finally, even though it is not the strategy originally considered for Spain, Scenario 3 establishes a reprocessing strategy for Spain in which SNF is reprocessed abroad and

vitrified high-level waste (HLW) is stored in a CIS facility and then transferred into a Deep Geological Repository (DGR). Uranium and plutonium are not recycled into new materials and they are considered to be kept (with a cost) in the country that reprocesses SNF.

This model, according to the material flows calculation, can be classified as a dynamic model, as it calculates the variations of the different material flows along all the stages of the back-end of the nuclear fuel cycle from the year considered as a reference (2017) and the year of the DGR closure. This calculation is based on the particularities of the scenarios considered above by means of different material flow restrictions, such as the maximum amount of waste that can be transported from one facility to another, the maximum capacity of each facility, the periods of time involved in each phase of the process, etc. Figure 2 shows the material flows for all scenarios, where Scenario 1 and 2B are represented as the same route, although the CIS facility, the type of casks and the DGR emplacement are different, as explained before, which will be considered in the costs calculation.

Finally, the model can be used for both probabilistic approaches: deterministic or stochastic. In Rodríguez-Penalonga,²⁷ the results were obtained as a deterministic analysis, with a subsequent sensitivity analysis. Thus, this article presents a stochastic analysis for the scenarios

TABLE 2 Spanish nuclear installations^{28,30,37}

	NPP/Facility	Location	Start	End	Current status	
Nuclear Power Plants	José Cabrera	Guadalajara	1968	2006	Decommissioning	
	Santa María de Garoña	Burgos	1971	2012	Oncoming decommissioning	
	Almaraz	Reactor 1	Cáceres	1981	2021	Under operation
		Reactor 2	Cáceres	1984	2023	Under operation
	Ascó	Reactor 1	Tarragona	1984	2023	Under operation
		Reactor 2	Tarragona	1986	2025	Under operation
	Cofrentes	Valencia	1985	2024	Under operation	
	Vandellós	Reactor 1	Tarragona	1972	1989	Decommissioning
		Reactor 2	Tarragona	1988	2027	Under operation
	Trillo	Guadalajara	1988	2028	Under operation	
ISFSIs	José Cabrera	Guadalajara	2006	–	Under operation	
	Santa M ^a de Garoña	Burgos	2018	–	Under operation	
	Almaraz	Cáceres	2018	–	Under operation	
	Ascó	Tarragona	2011	–	Under operation	
	Cofrentes	Valencia	2021	–	Under construction	
	Vandellós	Tarragona	2024	–	Future project	
	Trillo	Guadalajara	2002	–	Under operation	
Other	Centralised Interim Storage	Cuenca	–	–	Project	
	Deep Geological Repository	Unknown	–	–		

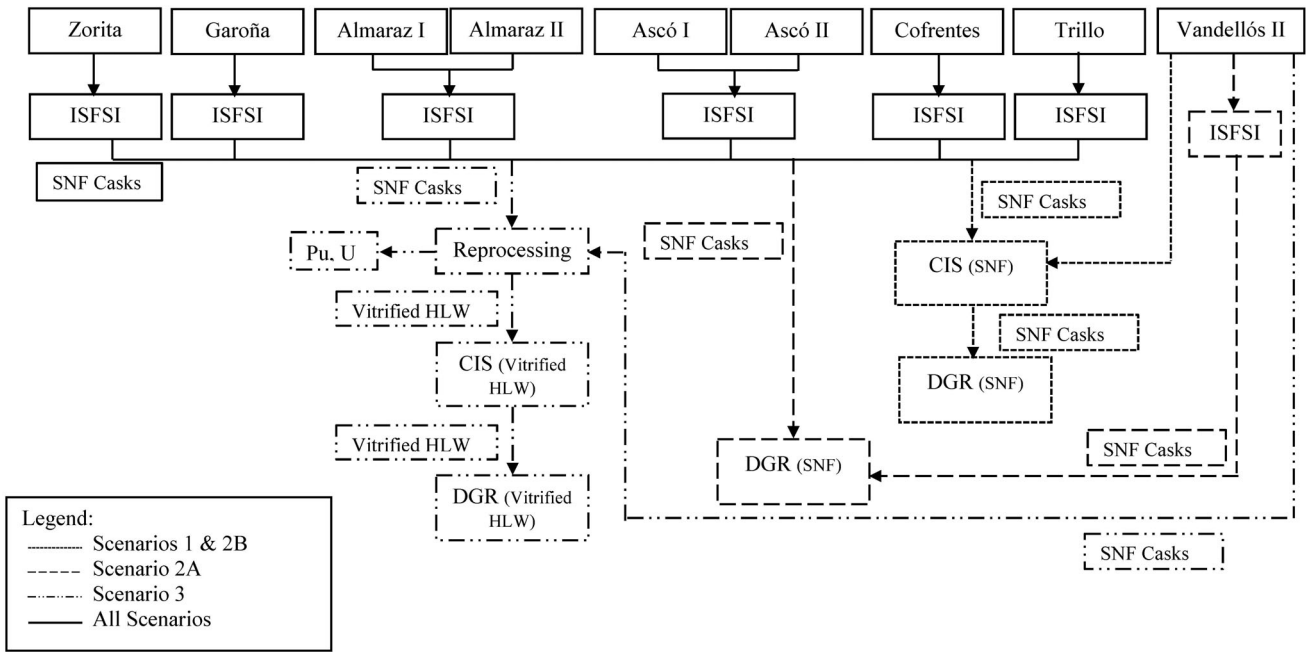


FIGURE 2 Schematic material flows for all scenarios

presented above. Additionally, a deterministic analysis will be performed to consider the effects of the variation of the NPPs operational lifetime on the total cost and on the levelized costs, as was explained before.

3 | PARAMETRIZATION

The model requires a series of parameters to obtain the results. There are two main types of parameters: restrictions for the material flows calculations and unitary costs. Amongst the first type, there can either be dates or capacities. The most important dates for the model, and the ones that the other dates are based on, are the nuclear power plants shutdown. In this article, the main assumption will be the official published dates for the NPPs shutdown, which can be seen in Table 2. However, as it is the purpose of this article, these results will be compared to other NPPs shutdown scenarios, which will be based on a progressive shutdown of the NPPs at 40, 45, 50, 55 and 60 years of operational lifetime. This progressive shutdown means that a NPP will be shut down every couple of years, in order to avoid the concentration of the decommissioning of seven reactors in 5 years. The progressive shutdown at 50 years of operational lifetime has been further analysed in Rodríguez-Penalonga.²⁷

For the calculation of the costs, the year of reference is 2017. Thus, the construction and start of operation dates are the ones that were planned then. Additionally, Table 3 shows a series of restrictions used by the model

TABLE 3 Restrictions for the material flows calculations

Parameter	Value
Start of operation for the CIS facility with re-encapsulation	2025
Start of operation for the CIS facility without re-encapsulation	The year of the first NPP shutdown
Start of operation for the DGR	26 years after the last NPP shutdown
Start of reprocessing	2020
Time the vitrified HLW stays in the country that reprocesses	20
Max. No. of transports to the ISFSIs (annual)	25
Max. No. of transports to the CIS facility with re-encapsulation (annual)	40
Max. No. of transports to the CIS facility without re-encapsulation (annual)	50
Max. No. of transports to reprocessing (annual)	30
Max. No. of transports from reprocessing (annual)	12
Max. No. of transports to the DGR (annual)	50
No. of vitrified HLW capsules per tHM	1.3
No. of capsules per vitrified HLW casks	28

TABLE 4 Cost assumptions^a

Type	ISFSI	CIS	CIS (US)	DGR ^b	Units
Investment (fixed)	15	275	90	670	M€
Investment (variable)	0.15	1.25	0.409	0.359	M€/cask
O&M (First years)	0.5	17	12	65	M€/year
O&M (Last years)	2	35	6		M€/year
Loading & transportation	0.8	0.9	0.9	0.9	M€/cask
Decommissioning	15	15	15	260	^c
Multipurpose concrete casks canister type	1.3				M€/cask
Dual purpose metal casks	2.5				M€/cask
Reprocessing	1000				€/kgHM
Plutonium disposal	500				€/kgHM
Discount rate	1.5				%

^aSource:²⁷.^bThe DGR cost for vitrified waste is assumed to be 40% of the DGR costs for SNF.^cISFSI and CIS decommissioning costs are in % of the total investment cost and DGR decommissioning cost is in M€.**TABLE 5** Unitary costs values for the density distribution

Type of cost		Density function values		
		Min.	Nominal	Max.
ISFSIs	Investment (fixed)	10	15	20
	Investment (variable)	0.1% of the fixed investment cost		
	O&M	0.4	0.5	2.5
	O&M 2	Ratio between O&M/O&M(2) maintained		
CIS	Investment (fixed)	170	275	525
	Investment (variable)	Ratio between fixed/variable maintained		
	O&M	Ratio between investment/O&M maintained		
	O&M 2	Ratio between O&M/O&M (2) maintained		
CIS (US)	Investment (fixed)	79	90	200
	Investment (variable)	Ratio between fixed/variable maintained		
	O&M	4	17	20
	O&M 2	Ratio between O&M/O&M (2) maintained		
ISFSIs and CIS decommissioning		15% of the total investment cost		
DGR	Investment (total)	700	1000	3000
	Investment (fixed)	Ratio between fixed/total maintained		
	Investment (variable)	Ratio between fixed/variable maintained		
	O&M	Ratio between investment/O&M maintained		
	Decommissioning	Ratio between investment/decommissioning maintained		
Load/transportation	0.07	0.9	1.8	
Concrete casks (MPC)	0.58	1.3	1.5	
Metal casks (DPC)	1.10	2.5	2.75	
Reprocessing	500	1000	2100	
Plutonium	-500	500	1000	

in order to calculate the material flows and Table 4 shows the parametrization of the costs, which was obtained through a series of analyses of the assumptions of different international studies and reports regarding the economic analysis of the nuclear fuel cycle, such as the MIT study by de Roo and Parsons,^{9,10} the OCDE,² the reprocessing cost in the US,³⁵ the study of Ko and Gao,¹² Harvard⁶ and BCG,⁷ amongst others, such as real data from Finland,³⁹ Sweden⁴⁰ and Spain^{36,38,41} These analyses are further explained in Rodriguez-Penalonga.²⁷

Therefore, Table 4 presents a breakdown of the different unitary costs for each facility involved in the different scenarios. Firstly, the fixed (in M€) and the variable (M€/cask) part of the investment cost are presented for each facility. Secondly, the operation and maintenance (O&M) cost is presented. The difference indicated between the first years and the last years is applied differently for each facility: (a) for the ISFSIs, the change is derived from the decommissioning of the correspondent NPP, (b) for the two CIS facilities, the first years correspond to the transportation of casks into the facility, and the “last years” start when the transportation ceases, and (c) for the DGR it does not apply.

Thirdly, the loading and transportation costs are referred as follows: the first column corresponds to the loading of SNF into the casks; the second, to cost of transportation (unitary, in M€/cask) between the ISFSIs and the current CIS facility; the third to the same transportation but to the new design for the CIS facility; and finally the fourth column corresponds to the transportation to the DGR facility.

Then, the decommissioning cost is expressed as a percentage of the total investment cost for all installations except the DGR, which is presented as a fixed value in M €. The unitary costs for the different type of casks is shown below in M€/cask: the first type (concrete) is used for Scenarios 2A and 2B, and cannot be reutilized; the second type (metal) is used for Scenarios 1 and 3 and the casks are reutilized once the CIS facility starts operating, or the reprocessing begins. Finally, the reprocessing cost, the cost of the plutonium (which is the cost of keeping the Pu in the country that reprocesses) and the discount rate, which is calculated as a real discount rate, considering the inflation, are presented.

Additionally, for the Monte Carlo analysis, the unitary costs distribution is required. For this purpose, a triangular distribution is assumed, as usually used for these types of costs.¹ For this distribution, there are three values required: the maximum, the minimum and the nominal value. For the first two, the maximum and minimum gathered from different international studies are used. For the latter, the values presented in Table 4 are assumed. Table 5 shows the parameterisation of the density distributions of each unitary cost.

4 | DISCUSSION OF THE RESULTS

As explained before, this article has two main purposes: (a) to perform a Monte Carlo analysis with the Mariño model and (b) to analyse the effect of the NPPs operational lifetime on the costs of SNF management in Spain, also with the Mariño model. In order to obtain the first results, the triangular density distributions values for each cost shown in Table 5 were used to obtain 10 000 different possible values. Then, the costs for each SNF management scenario were obtained for those 10 000 cases. Figure 3 shows the range of possible costs that each scenario can adopt as a function of the relative probability. As can be observed, Scenario 3 has a much wider range than the other scenarios and it has a greater probability of having a significantly higher cost than the direct disposal strategies. However, there is an intersection among the Scenario 3 range and the other three scenarios, which means that reprocessing could entail the same or even slightly lower costs than the direct disposal strategies, although the probability of this is really low.

Since Scenario 3 has a much wider range than the others, Figure 4 shows the results for only the direct disposal strategies (Scenarios 1, 2A and 2B) in order to better observe the results for these scenarios. As can be observed in Figure 4, Scenario 2A has the higher probability of having the lower costs, while Scenario 1 can have significantly higher costs, but with a greater variance, which means that it could also have lower cost, but with a much lower probability.

The probable ranges for all scenarios can be observed in Figures 3 and 4: (a) 3100 to 7600 M€ for Scenario 1, with atypical values up to 8300 M€, (b) 2100 to 5100 M€ for Scenario 2A, with atypical values up to 5400 M€, (c) 2400 to 5500 M€, with atypical values up to 6000 M€ for Scenario 2B and (d) 5000 to 22 000 M€, with atypical

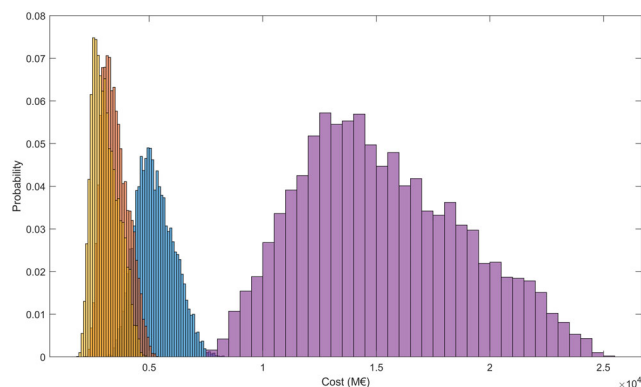


FIGURE 3 Monte Carlo simulations for all scenarios [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

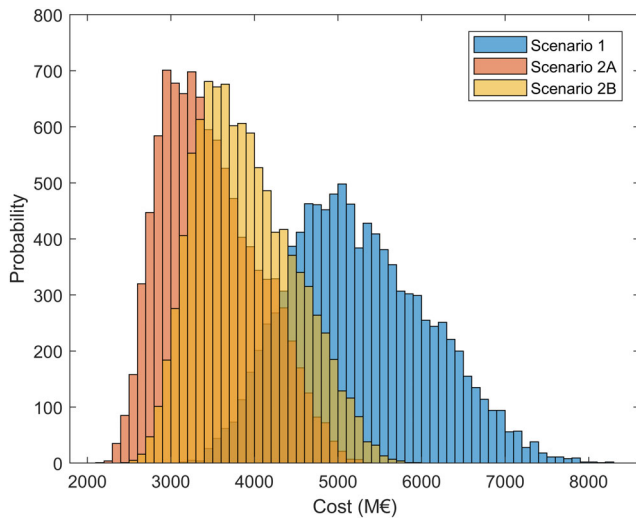


FIGURE 4 Monte Carlo simulations for direct disposal scenarios [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

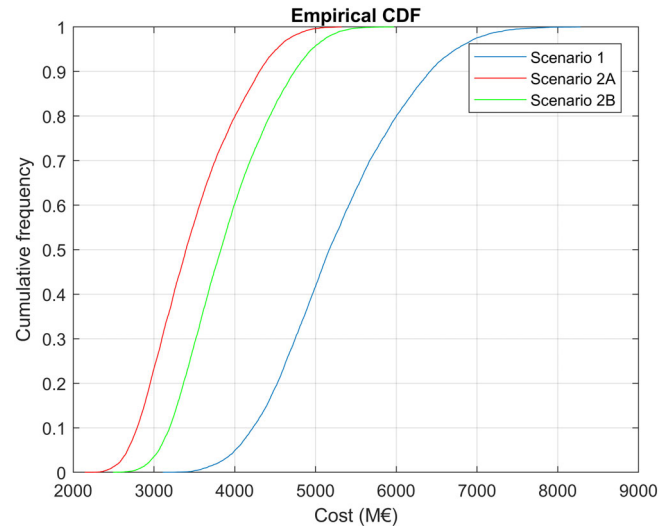


FIGURE 6 Cost versus cumulative frequency for direct disposal scenarios [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

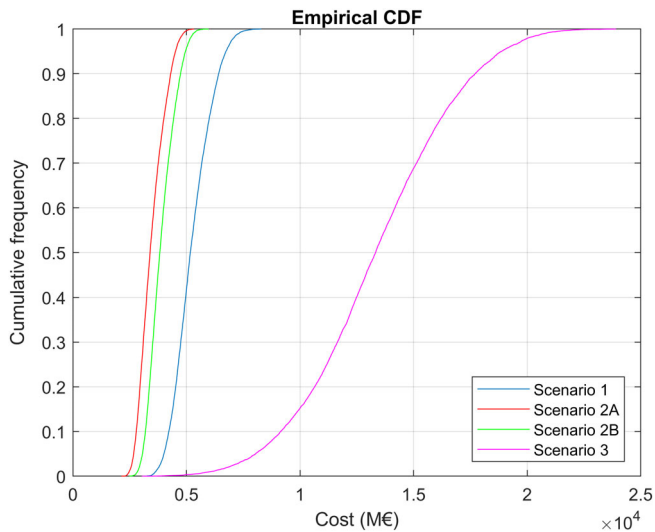


FIGURE 5 Cost versus cumulative frequency for all scenarios [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

values down to 3000 or up to 24 000 M€ for Scenario 3. Additionally, it can also be observed that Scenarios 2A and 2B have a more asymmetric distribution than scenarios 1 and 3, which are very similar to a normal distribution. Since the asymmetry has a positive skew, the mode and the median are lower than the mean, which implies that both Scenario 2A and Scenario 2B have a higher probability of having lower costs.

Finally, Figure 5 shows the cumulative probability for all scenarios and Figure 6 for the direct disposal strategies. With these Figures, the most probable cost can be calculated: (a) Scenario 1 has a 50% probability of having a cost lower than 5100 M€, (b) Scenario 2A has a 50%

chance of having a lower cost than 3300 M€, (c) Scenario 2B, has the same probability of having a cost lower than 3800 M€ and (d) Scenario 3, lower than 13 300 M€. These results reinforce the Scenario 2A preference shown before and in Rodríguez-Penalonga.¹⁶

Finally, the intersections among different scenarios can be calculated, which translates into the probability of having the same cost. Thus, Table 6 shows the calculation of these intersections. Firstly, columns 1 and 2 show the minimum and maximum value of the intersection range, which corresponds to the maximum value of the inferior range of the intersection and to the minimum value of the superior range of the intersection, respectively. Secondly, columns 3 and 4 show the probability of having a higher cost than the minimum, and columns 5 and 6, the probability of having a lower cost than the maximum. Finally, the last column shows the probability of the intersection between both scenarios. As can be observed, Scenario 2A and 2B have a great probability of intersection, which means that they probably will have really similar costs. Additionally, it can be observed that there is a 6% intersection between Scenario 1 and Scenario 3, which is not very high, but it still could translate into Scenario 3 having a similar cost to Scenario 1, albeit with a small probability.

For the second purpose of the article, Table 7 shows the results obtained by the model using the parametrization explained in the previous section for the official NPP shutdown scenario. As can be observed, Scenario 2A presents the lowest costs, with a 39.2% decrease compared to Scenario 1. Scenario 2B also reduces the costs of Scenario 1, about a 31.2%. However, Scenario 3 has the highest

TABLE 6 Calculation of the intersections among all scenarios

Intersection	Range		Probability				
	Min.	Max.	Minimum	Maximum	Intersection (%)		
Scenario 1–Scenario 2A	3.100	5.300	$P(2A \geq \min)$	69.9%	$P(1 \leq \max.)$	59.4%	41.5
Scenario 1–Scenario 2B	3.100	5.900	$P(2B \geq \min)$	93.7%	$P(1 \leq \max.)$	79.9%	74.9
Scenario 1–Scenario 3	3.100	23.800	$P(1 \geq \min)$	100%	$P(3 \leq \max.)$	6.0%	6.0
Scenario 2A–Scenario 2B	2.400	5.300	$P(2A \geq \min)$	99.6%	$P(2B \leq \max.)$	99.4%	99.0
Scenario 2A–Scenario 3	3.000	5.300	$P(2A \geq \min)$	76.7%	$P(3 \leq \max.)$	0.5%	0.4
Scenario 2B–Scenario 3	3.000	5.900	$P(2B \geq \min)$	96.5%	$P(2B \leq \max.)$	1.0%	0.95

TABLE 7 Costs (in M€) for the official shutdown scenario

Cost	Scenario 1	Scenario 2A	Scenario 2B	Scenario 3
Investment	1439.52	607.94	869.19	628.49
Expansion	0.00	26.36	0.00	0.00
O&M	1139.79	716.80	694.32	307.88
Casks	453.94	554.75	537.72	215.58
Loading	323.70	341.39	330.91	313.00
Transportation	837.93	250.23	402.96	579.99
Decommissioning	141.50	138.17	147.59	76.22
Reprocessing	0.00	0.00	0.00	5976.82
Pu management	0.00	0.00	0.00	2988.41
Total	4336.37	2635.63	2982.69	11 086.40

costs by far, with a 155.7% increment compared to Scenario 1, which is due to the high reprocessing costs, as they take over 80% of the total cost, and the lack of a recycling program that benefits from the use of Pu and U in MOX fuel.

These results are compared with the results of the progressive shutdown from 40 to 60 years in Table 8. It should be noted that there is a difference in the real operational lifetime of the NPPs for each time scenario, as for the official shutdown dates, five reactors shut down at 39 years of operational lifetime while for the other two it occurs at 40 years of operational lifetime. However, for the progressive shutdown scenarios, the difference on the years of operational lifetime amongst the different reactors is wider, and the year presented is just an indicative mean value.

Considering this, for Scenario 1 and Scenario 2A, besides the benefits that it would imply for the decommissioning of the NPPs, the change from the official shutdown dates to the progressive shutdown scenario at 40 years of operational lifetime would be beneficial for the back-end costs. Nonetheless, the opposite occurs for Scenarios 2B and 3. For Scenario 3, this is due to the decrease in the SNF that needs to be reprocessed. In order to examine these results more deeply, Figure 7 shows the graphical representation of the results.

As the quantity of SNF increases, it is logical to assume that the costs are going to increase, as facilities would require a greater capacity and, probably, more years of transportation and O&M. These expected results are obtained for Scenario 3, shown in Figure 7. Every increase in the NPPs operational lifetime translates into an increment of the final costs, which are due, as explained before, to the higher tHM to be reprocessed. Since the date of the start of reprocessing does not vary, there are not significant changes in the other costs.

However, this does not occur for the other scenarios. First, Scenario 1, shown in Figure 7, presents the expected trend from 45 years onwards, but before that, the increases in the operational lifetime cause the costs to decrease. This is due to the fixed operation date of the CIS facility: for a scenario with a mean NPPs operational lifetime of less than 45 years, the first reactor shutdown occurs prior to the start of operation of the CIS facility. Thus, the SNF that is stored in the pools has to be transferred into the ISFSIs facilities in order to start the decommissioning. Since in Scenario 1 the casks can be reused once the CIS facility starts operating, and in this situation the CIS facility is not yet operating, this will require more casks to be purchased compared to the situations with longer NPPs operational lifetime. Another

Shutdown	Scenario 1	Scenario 2A	Scenario 2B	Scenario 3
Official	4336.37	2635.63	2982.69	11 086.40
40 progressive	4302.86	2615.81	3029.43	11 631.14
45 progressive	4228.99	2614.37	3017.62	12 169.23
50 progressive	4340.21	2653.97	3079.82	12 820.68
55 progressive	4427.36	2664.76	3109.22	13 506.28
60 progressive	4523.94	2671.09	3102.72	14 126.71

TABLE 8 Costs (in M€) for the different shutdown scenarios

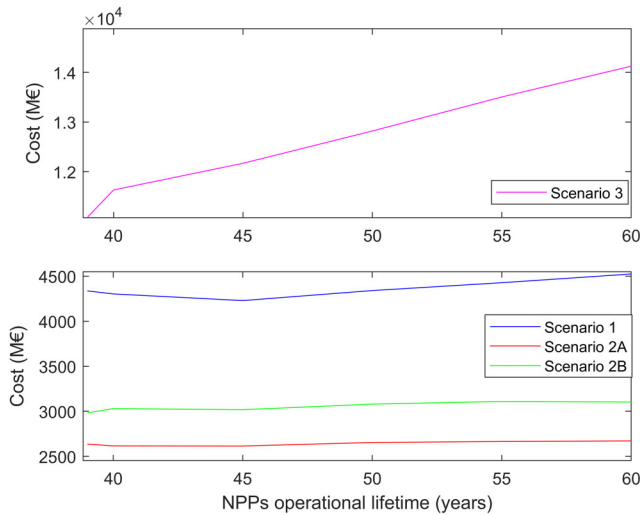


FIGURE 7 Costs variation with NPP operational lifetimes [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

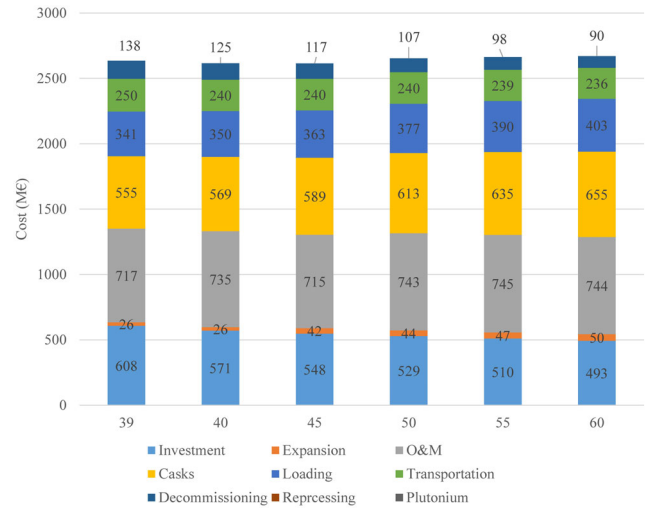


FIGURE 9 Scenario 2A costs breakdown [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

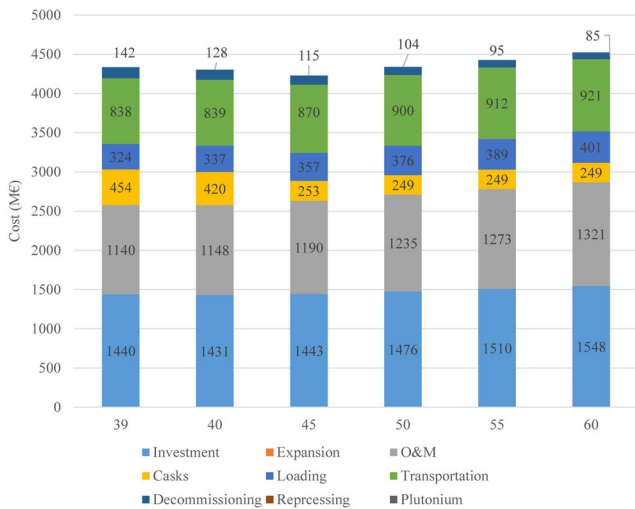


FIGURE 8 Scenario 1 costs breakdown [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

cost that contributes to the decrease of the cost is the decommissioning cost, as the delay in the reactor shutdown also delays the decommissioning of other facilities.

These effects are only noticeable when the amount of casks that require purchase are significantly higher than

they would have been with the CIS facility operating at the time of the first reactor shutdown, as the other cost components always increase with the quantity of SNF to be managed. Figure 8 shows the breakdown of the costs per type for Scenario 1 for the different time scenarios. As can be observed, the decommissioning cost decreases with time and the casks cost is significantly reduced from 40 to 45 years of operational lifetime. Although it still decreases from 45 to 50 years, this reduction is surpassed by the increase in all the other costs and from 50 years onwards, the casks cost is stable.

Finally, Scenarios 2A and 2B, which are shown in Figure 7, have the most unexpected results, as their costs are maintained quite stable along the different years of NPPs operational lifetime. Additionally, Scenario 2A and Scenario 2B have the opposite trend from the official shutdown scenario to the progressive shutdown at 40 years. Scenario 2A slightly decreases its costs, while Scenario 2B increases them. In order to examine these behaviours, Figures 9 and 10 show the costs breakdown for these scenarios, respectively.

For Scenario 2A, three trends can be observed for the different types of costs. First, a decreasing trend occurs

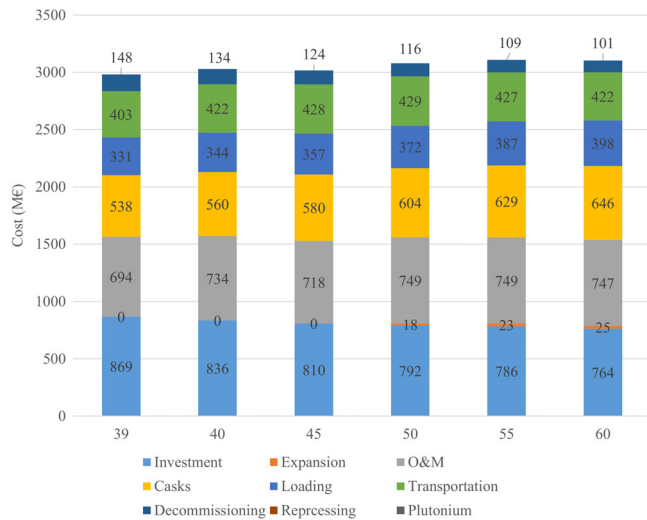


FIGURE 10 Scenario 2B costs breakdown [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

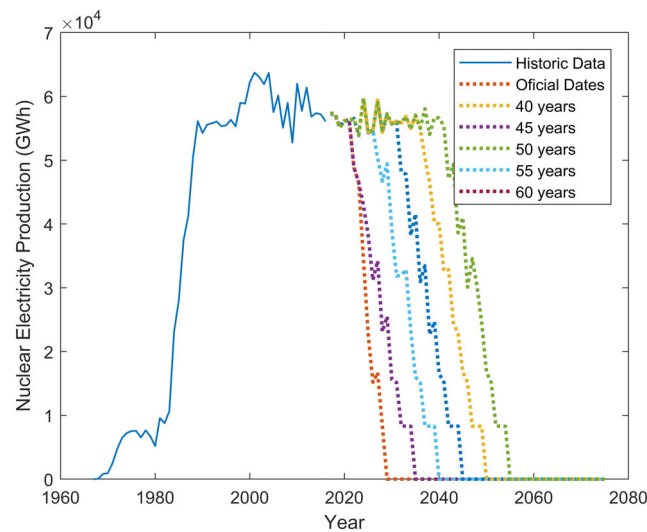


FIGURE 11 Nuclear power production estimations for the different shutdown scenarios [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

for the decommissioning cost (as for Scenario 1), for the transportation cost and for the investment cost. These costs are reduced mainly to the effect of time in the discounted costs, due to the delay in the dates of these costs. Secondly, there is an increasing trend for the loading cost, the casks cost and the expansion cost. In these cases, the trend is due to the increase of SNF to be managed: more SNF requires loading into casks, more casks need to be purchased and more ISFSIs need to be enlarged. Finally, for the O&M cost, the trend is sometimes decreasing and sometimes increasing, as the effect of the delay in time can compensate the extra years of operation only in some cases.

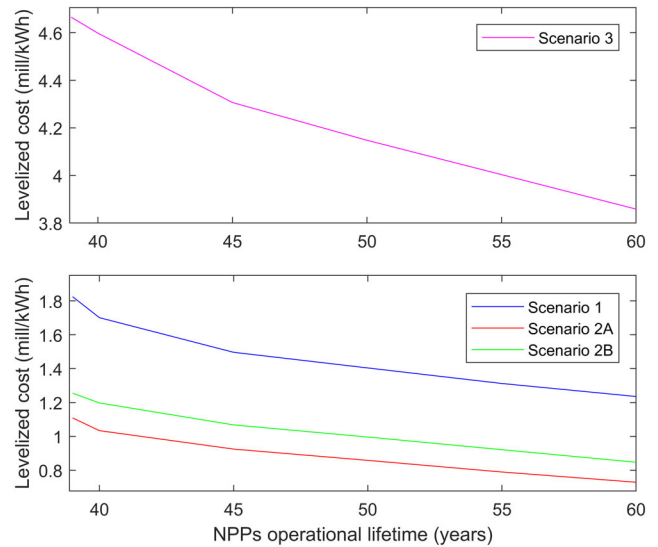


FIGURE 12 Levelized costs (mill/kWh) for different NPPs operational lifetime [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

For Scenario 2B, the same trends can be observed for all costs, except for the transportation cost, that has a similar behaviour to the O&M cost, with an increasing trend until 50 years of NPPs operational lifetime and a decreasing trend from 50 years onwards. This is due to the fact that the transportation costs from the ISFSIs or pools to the CIS facility increase with the years of operation of the reactors, as the number of casks increases. However, from 50 years of mean operational lifetime onwards, the effect of the delay on the dates of transportation compensates this increase, causing the NPV to decrease.

Finally, in order to compare the levelized costs, the electricity production is estimated. For that purpose, 100 simulations are run with the model considering the probability of occurrence of the different type of outages, and the mean electricity production is calculated. Figure 11 shows the electricity production estimations for the various operational lifetime assumptions, where two main things can be observed. Firstly, that there is a significant drop in the production every time that a NPP ceases its operation, which in the official shutdown translates into a very rapid decrease in the production. Secondly, that there is a significant difference in the total electricity production between the official shutdown scenario and the progressive shutdown at 40 years of mean operational lifetime. Thirdly, that even though there are mean values, there are peaks and valleys in the estimations, which are due to the refuelling outages that occur simultaneously and are not dependant on the probability.

With these results, the levelized costs are obtained for all the scenarios, which are shown in Figure 12. It can be

observed that, for all scenarios, the levelized cost has a decreasing trend, which means that the additional electricity production due to the longer NPPs operational lifetime always compensates the extra costs that this increase would entail. Furthermore, in the cases where the cost decreases due to the reasons explained before, the drop in the levelized cost is even more pronounced, as can be seen for Scenario 1, where there is a significant decrease in the cost between the official shutdown scenario and the progressive shutdown at 40 years of operational lifetime.

Additionally, it can be observed that the levelized costs decrease more rapidly for the first NPPs operational lifetime increases (up to 45 or 50 years) than for the following increments (from 55 to 60 years). This means that, when the years of operation continue to increase, the quantity of SNF and the costs associated are increasing more rapidly than the electricity production. Nonetheless, the electricity production still compensates the cost increase for all scenarios analysed.

5 | CONCLUSIONS

The Mariño model, which estimates the costs of different scenarios for SNF management in Spain by means of the material flows calculation and the net present value, has been used to perform two analyses in order to examine the different SNF management options for Spain: (a) a Monte Carlo analysis for the different scenarios, and (b) an analysis of the effects of expanding the NPPs has been performed using the Mariño model, that.

Firstly, the results of the Monte Carlo simulations show, on the one hand, that a direct disposal strategy without a centralised interim storage facility has the highest probability of having the lowest costs. However, a direct disposal strategy with a centralised interim storage facility could be an alternative, since the probability of having the same costs as the previous strategy is about 99%. On the other hand, a reprocessing strategy without Pu recycling has a high cost variance, ranging from 5000 to 22 000 M€, which could entail a much greater cost than the other strategies. Nevertheless, there is a probability of 6% of having the same costs as the current scenario, if the costs of reprocessing were reduced and/or the DGR and CIS facilities had a much higher cost.

Secondly, the results of the lifetime analysis show that for all scenarios and every increase in the NPPs operational lifetime, the electricity production compensates the extra costs that a longer-term operation of the NPPs would entail. This means that for all the strategies studied, it would always be interesting a longer NPPs operational lifetime.

Additionally, for a strategy without a centralised interim storage facility and, more interestingly, for the current strategy for Spain, a modification of the official dates for the NPPs shutdown into a progressive shutdown would entail a decrease, not only in the levelized costs, but also in the NPV. Thus, from the strategical point of view, the current NPPs shutdown scenario is far from ideal.

Finally, the model shows that a strategy without a centralised interim storage entails the lowest costs for all scenarios analysed and an increase in the NPPs operational lifetime does not result in much higher costs. On the contrary, in some cases, the costs are reduced, and the total cost is maintained in a range of 2610 to 2670 M€ throughout all NPPs operational lifetime increases. Therefore, this strategy would be the most economically favourable for Spain.

However, if a centralised interim storage option would be preferred due to logistic reasons, an alternative design without re-encapsulation would entail lower costs than the current strategy, as its cost is maintained in a range from 2980 to 3110 M€ throughout all NPPs operational lifetime increases, while, for the current strategy, this range is from 3225 to 4525 M€.

Furthermore, both direct disposal alternative strategies would have greater benefits from increasing the NPPs operational lifetime, as their costs are maintained in a slightly fluctuating but fairly constant range, while for the current direct disposal strategy, the costs start increasing more rapidly from a mean NPPs operational lifetime of 45 years.

For future research study, it would be interesting to analyse some intangible assets, such as social acceptability or environmental impact, in order to assess their importance into the decision-making process, as it will be of great importance. Additionally, the model could analyse alternative management scenarios for Spain, or be adapted to analyse the costs of different strategies for another country.

ORCID

Laura Rodríguez-Penalonga  <https://orcid.org/0000-0002-9559-0204>

ENDNOTE

¹ Source: own elaboration from data from.^{28,29}

REFERENCES

1. Kim SK, Ko WI, Youn SR, Gao RX. Nuclear fuel cycle cost estimation and sensitivity analysis of unit costs on the basis of an equilibrium model. *Nucl Eng Technol.* 2015;47(3):306-314. <https://doi.org/10.1016/j.net.2014.12.018>.

2. OECD/NEA, "The Economics of the Back End of the Nuclear Fuel Cycle," OECD/NEA, Issy-les-Moulineaux, France, NEA#7061, 2013.
3. S. Kim, H. Jang, R. Gao, C. Kim, Y. Chung, and S. Bang, "Break-even point analysis of sodium-cooled fast reactor capital investment cost comparing the direct disposal option and pyro-sodium-cooled fast reactor nuclear fuel cycle option in Korea," *Sustainability*, vol. 9, no. 9, p. UNSP 1518, 2017, doi: <https://doi.org/10.3390/su9091518>.
4. OECD/NEA "The Economics of the Nuclear Fuel Cycle," OECD/NEA Paris France, NEA#386 1994
5. Charpin J-M, Dessus B, Pellat R. *Economic forecast study of the nuclear power option*. Paris: Off. Prime Minist. France; 2000.
6. Bunn M, Holdren JP, Fetter S, Van Der Zwaan B. The economics of reprocessing versus direct disposal of spent nuclear fuel. *Nucl Technol*. 2005;150(3):209-230.
7. G. Aubert, L. Billes-Garabedian, T. Barracco, R. Peters, and P. Seshadri, "Economic Assessment of Used Nuclear Fuel Management in the United States," Boston, MA: Boston Consulting Group (BCG) for AREVA, 2006.
8. Ramana MV, Suchitra JY. Costing plutonium: economics of reprocessing in India. *Int J Global Energy Issues*. 2007;27(4):454-471.
9. G. De Roo and J. E. Parsons, Nuclear fuel recycling, the value of the separated transuranics and the levelized cost of electricity, Available SSRN 1470926, 2009.
10. De Roo G, Parsons JE. A methodology for calculating the levelized cost of electricity in nuclear power systems with fuel recycling. *Energy Econ*. 2011;33(5):826-839. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2011.01.008>.
11. Park BH, Gao F, Kwon E, Ko WI. Comparative study of different nuclear fuel cycle options: quantitative analysis on material flow. *Energy Policy*. 2011;39(11):6916-6924. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.03.083>.
12. Ko WI, Gao F. Economic analysis of different nuclear fuel cycle options. *Sci Technol Nucl Install*. 2012;2012:293467. <https://doi.org/10.1155/2012/293467>.
13. Recktenwald GD, Deinert MR. Cost probability analysis of reprocessing spent nuclear fuel in the US. *Energy Econ*. 2012;34(6):1873-1881. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2012.07.016>.
14. Brinton S, Kazimi M. A nuclear fuel cycle system dynamic model for spent fuel storage options. *Energ Conver Manage*. 2013;74:558-561. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.03.041>.
15. Zhou C, Liu X, Gu Z, Wang Y. Economic analysis of two nuclear fuel cycle options. *Ann Nucl Energy*. 2014;71:230-236. <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2014.04.005>.
16. Kim S, Ko W, Youn S, Gao R, Bang S. Advanced fuel cycle cost estimation model and its cost estimation results for three nuclear fuel cycles using a dynamic model in Korea. *Nucl Eng des*. 2015;293:159-165. <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2015.07.055>.
17. Gao R, Choi S, Zhou Y, Il Ko W. Performance modeling and analysis of spent nuclear fuel recycling. *Int J Energy Res*. 2015; 39(15):1981-1993. <https://doi.org/10.1002/er.3424>.
18. F. Ganda, B. Dixon, E. Hoffman, T. K. Kim, T. Taiwo, and R. Wigeland, "Economic analysis of complex nuclear fuel cycles with NE-COST," *Nucl Technol*, vol. 193, no. 2, pp. 219–233, Feb. 2016, doi: <https://doi.org/10.13182/NT14-113>.
19. Zhang J, Liu Z, Wang L. Uranium demand and economic analysis of different nuclear fuel cycles in China. *Energy Strategy Rev*. 2016;9:50-61. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2015.12.001>.
20. Choi S, Nam HO, Ko WI. Environmental life cycle risk modeling of nuclear waste recycling systems. *Energy*. 2016;112:836-851. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.06.127>.
21. Kim S, Ko W, Nam H, Kim C, Chung Y, Bang S. Statistical model for forecasting uranium prices to estimate the nuclear fuel cycle cost. *Nucl Eng Technol*. 2017;49(5):1063-1070. <https://doi.org/10.1016/j.net.2017.05.007>.
22. Gao R, Choi S, Ko WI, Kim S. Economic potential of fuel recycling options: a lifecycle cost analysis of future nuclear system transition in China. *Energy Policy*. 2017;101:526-536. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.10.021>.
23. Zhang G, Niu D, Shi Y, et al. Nuclear fuel cycle modelling using MESSAGE. *J Radioanal Nucl Chem*. 2017;311(2):1435-1440. <https://doi.org/10.1007/s10967-016-5081-1>.
24. Yue Q, He J, Zhi S, Dong H. Fuel cycles optimization of nuclear power industry in China. *Ann Nucl Energy*. 2018;111:635-643. <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2017.09.049>.
25. Chen Y, Martin G, Chabert C, Eschbach R, He H, Ye G-A. Prospects in China for nuclear development up to 2050. *Prog Nucl Energy*. 2018;103:81-90.
26. Krasnorutskyy VS, Kirsanova OS. On the options of Ukraine's nuclear fuel cycle. *Probl Atom Sci Technol*. 2019;2:74-81.
27. Rodríguez-Penalonga L, Moratilla-Soria BY. Analysis of the costs of spent nuclear fuel management in Spain: the Mariño model. *Energy*. 2019;186:115853. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.115853>.
28. Energia/2019.<https://www.foronuclear.org/es/energia/2019>. Accessed July 4, 2019.
29. C. B. López, A. Carreras, and X. Tafunell, Estadísticas históricas de España: siglos XIX-XX. Fundacion BBVA, 2005
30. C. Monforte, El Gobierno cierra el calendario con las fechas de clausura de cada central nuclear, *Cinco Días*, Febrary 11, 2019. https://cincodias.elpais.com/cincodias/2019/02/08/companias/1549647160_807281.html. Accessed Febrary 10, 2020.
31. Espejo, J. M. (2006). El Sexto Plan General de Residuos Radiactivos establece la estrategia de Enresa para el futuro: el gobierno lo aprobó el pasado 23 de junio. *Estratos*, 82, 12-20.
32. Rosner R, Lordan R. Why America should move toward dry cask consolidated interim storage of used nuclear fuel. *Bull. At. Sci*. 2014;70(6):48-62.
33. Rosner R, Kollar L, Malone J.P. The Back-End of the Nuclear Fuel Cycle: Establishing a Viable Roadmap for a Multilateral Interim Storage Facility, *Order*, 2015;2138.
34. J. J. [Oak R. N. Lab. (ORNL) Jarrell Oak Ridge, TN (United States)] et al. Cost Implications of an Interim Storage Facility in the Waste Management System, United States, 2016.
35. Schneider EA, Deinert MR, Cady KB. Cost analysis of the US spent nuclear fuel reprocessing facility. *Energy Econ*. 2009;31(5):627-634. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2008.12.011>.
36. Los plazos se cumplen para la construcción de un Almacén Temporal Individualizado en Garoña, *Energy News*. <https://www.energynews.es/los-plazos-se-cumplen-para-la-construccion-de-un-almacen-temporal-individualizado-en-garona/>. October 15, 2015. [Online]. <https://www.energynews.es/los-plazos-se-cumplen-para-la-construccion-de-un-almacen-temporal-individualizado-en-garona/>. Accessed Febrary 21, 2019.

37. Energia/2017. <https://www.fornuclear.org/es/energia/2017>. Accessed October 25, 2018.
38. E. P. Extremadura. Almaraz iniciará la obra del ATI el mes próximo tras lograr todos los permisos, *El Periódico Extremadura*. https://www.elperiodicoextremadura.com/noticias/extremadura/almaraz-iniciara-obra-ati-mes-proximo-lograr-todos-permisos_987224.html. Accessed March 4, 2019.
39. Nuclear Energy in Finland|Finnish Nuclear Power—World Nuclear Association.<http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-a-f/finland.aspx>. Accessed September 11, 2018.
40. Nuclear Energy in Sweden—World Nuclear Association. <http://www.world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-o-s/sweden.aspx>. Accessed September 11, 2018.
41. E. P. Extremadura, La Central de Almaraz ya tiene a punto su Almacén Temporal Individualizado, *El Periódico Extremadura*. https://www.elperiodicoextremadura.com/noticias/temadeldia/central-almaraz-ya-tiene-punto-almacen-temporal-individualizado_1115083.html. February 21, 2019.

How to cite this article: Rodríguez-Penalonga L, Moratilla-Soria BY. A proper spent nuclear fuel management strategy could enhance the continuity of nuclear power in the Spanish energy mix. *Int J Energy Res.* 2020;1–14. <https://doi.org/10.1002/er.5333>