



**RECICLADO DE RESIDUOS DE CONCHAS
PROCEDENTES DE LA INDUSTRIA ACUÍCOLA
EN DISTINTOS MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN:
EVALUACIÓN TÉCNICA Y AMBIENTAL COMO
ÁRIDO EN BARRERAS ACÚSTICAS Y COMO
PRODUCTO PARA LA PROTECCIÓN PASIVA
CONTRA EL FUEGO**

**Tesis Doctoral
Ingeniería Energética, Química y Ambiental**



**Begoña Peceño Capilla
Dpto. Ingeniería Química y Ambiental
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla
Julio, 2021**

Tesis Doctoral
Ingeniería Energética, Química y Ambiental

Reciclado de residuos de conchas procedentes de la industria
acuícola en distintos materiales de construcción: evaluación
técnica y ambiental como árido en barreras acústicas y como
producto para la protección pasiva contra fuego

Autora:

Begoña Peceño Capilla

Director:

Carlos Leiva Fernández

Profesor titular

Codirector

Bernabé Alonso Fariñas

Profesor titular

Dpto. de Ingeniería Química y Ambiental

Escuela Técnica Superior de Ingeniería

Universidad de Sevilla

Sevilla, 2021

Tesis doctoral: Reciclado de residuos de conchas procedentes de la industria acuícola en distintos materiales de construcción: evaluación técnica y ambiental como árido en barreras acústicas y como producto para la protección pasiva contra fuego

Autor: Begoña Peces Capilla

Tutor: Constantino Fernández Pereira

El tribunal nombrado para juzgar el Proyecto arriba indicado, compuesto por los siguientes miembros:

Presidente:

Vocales:

Secretario:

Acuerdan otorgarle la calificación de:

Sevilla, 2021

El Secretario del Tribunal

A ti, mama

Agradecimientos

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a cuantas personas y entidades han colaborado en el desarrollo de este trabajo.

En primer lugar, agradecer a mis directores de tesis Dr. Carlos Leiva y Dr. Bernabé Alonso Fariñas por su incondicional ayuda y constante trabajo. Por toda la enseñanza entregada durante el desarrollo científico y de redacción en las publicaciones. Sin duda, con ellos he crecido profesional y personalmente.

Agradecer a los coautores de las publicaciones, Dra. Celia García, Dr. Alejandro Gallego-Schmid y a Dr. Luis Vilches por todo el conocimiento que han aportado en la ejecución de las publicaciones. Y, a todo el personal de departamento de Ingeniería Química y Ambiental por su gran acogida en este proceso.

A la Escuela de Prevención de Riesgos y Medioambiente de la Universidad Católica del Norte por la gran recepción como equipo de trabajo y por el apoyo entregado durante mi llegada a Chile.

Al programa estratégico Mas Mar, en especial a Guillermo Molina, y a las empresas Invertec Ostimar, Caleta de San Pedro y Coop 21 por su disposición en la entrega de información solamente por el interés de realizar la industria acuícola más sostenible.

Por último, quisiera mostrar mi más sentido y profundo agradecimiento a Juan Patricio, por su incalculable paciencia y el cuidado entregado durante estos años. A toda mi familia, a mis padres y a mis hermanas, por su cercano acompañamiento y su preocupación para finalizar con éxito la tesis. A María Valladares por permitirme usar las fotografías de sus investigaciones para la portada. A mis amigas, amigos, tanto de España como de Chile, por recordarme cada día quién soy.

Begoña Peceño Capilla

Sevilla, 2021

A nivel mundial, la construcción es el sector económico que más recursos naturales demanda, y su consumo tiende a aumentar. Con la finalidad de reducir los impactos medioambientales de la construcción, se han propuesto diferentes estrategias para mejorar la sostenibilidad ambiental del sector como por ejemplo aumentar la durabilidad de los materiales, usar residuos como materias primas, diseñar materiales más ligeros o mejorar la eficacia en la producción de los materiales. Por otra parte, solo en Galicia (España), la industria conservera produce cada año más de 80.000 toneladas métricas de residuos de conchas. La mayoría de estos residuos todavía se disponen en vertederos debido a la falta de una alternativa de reciclado técnicamente factible, ambientalmente sostenible y económicamente rentable. En este sentido, el presente trabajo se propone usar las conchas de moluscos procedentes de la industria acuícola como materia prima en material de construcción. Así, este trabajo tiene como objetivo estudiar la viabilidad del reciclado de conchas procedentes de la industria acuícola en dos aplicaciones: 1) la sustitución total de áridos procedente de las canteras por conchas pretratadas para la fabricación de barreras acústicas para el tráfico rodado y 2) la sustitución parcial del yeso por conchas pretratadas en la fabricación de paneles para la protección pasiva contra el fuego. Para llevar a cabo estos objetivos, los desechos se pretrataron para eliminar las sales y la materia orgánica restante, además de reducir el tamaño de las partículas. En la parte técnica para las barreras acústicas, se utilizaron dos distribuciones de tamaño de partícula diferentes, menores de 2 mm y entre 2 y 7 mm, y se analizaron las propiedades de absorción acústica, la porosidad abierta, la densidad, la resistencia mecánica a compresión y flexión. En el caso de los materiales ignífugos, se evaluaron las propiedades físicas (densidad y humedad), mecánicas (compresión, flexión, dureza) y las capacidades aislantes al fuego, sustituyendo en las siguientes proporciones conchas pretratadas por yeso: 0, 40, 60 y 80%. Los resultados de la viabilidad del reciclado de conchas en barreras acústicas mostraron que el tamaño de partícula entre 2 y 7 mm mostró las mejores propiedades mecánicas y acústicas. Respecto al análisis de ciclo de vida, no presentaron beneficios ambientales en ningún de los impactos analizados. En la misma línea, los costes de producción de los materiales acústicos sufrieron un incremento del 65% respecto a las barreras acústicas con áridos de cantera. Para la protección pasiva contra el fuego, todas las composiciones mostraron factibilidad técnica, excepto las composiciones con 80% de conchas pretratadas. Respecto al análisis de ciclo de vida, el material propuesto obtuvo una reducción en 13 de las 18 categorías de impactos analizadas respecto al material convencional. En referencia a los costes de producción, estos se redujeron entre un 20% y 31% respecto a los materiales fabricados con yeso exclusivamente. Esta investigación concluye que todos los productos analizados son técnicamente viables, sin embargo, la necesidad de un pretratamiento hace necesario evaluar el reciclado de conchas en aplicaciones con alto impacto ambiental.

Agradecimientos	v
Resumen	vi
Índice	vii
Índice de Figuras	ix
Índice de Tablas.....	xi
Notación.....	xii
1 Introducción	1
1.1 <i>Industria acuícola</i>	1
1.1.1 <i>Generación de residuos acuícola</i>	2
1.1.2 <i>Caracterización del residuo de conchas</i>	3
1.2 <i>Estado del arte</i>	4
1.2.1 <i>Análisis de los pretratamientos</i>	4
1.2.2 <i>Estudios técnicos sobre el reciclado de residuos de conchas marinas</i>	6
1.2.3 <i>Estudios medioambientales sobre el reciclado de conchas marinas</i>	9
1.3 <i>Soluciones propuestas</i>	9
1.3.1 <i>Pantallas acústicas de carretera</i>	11
1.3.1.1 <i>Física del ruido</i>	12
1.3.2 <i>Protección pasiva contra el fuego</i>	14
1.4 <i>Justificación</i>	15
2. Objetivos y alcances	17
3. Resultados Globales	21
3.1. <i>Viabilidad del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como sustitutos de áridos en barreras acústicas</i>	21
3.1.1. <i>Análisis de la factibilidad técnica del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como sustitutos de áridos en la capa porosa (hormigón poroso) de barreras acústicas</i>	21
3.1.1.1. <i>Resumen metodológico</i>	21
3.1.1.2. <i>Resultados</i>	22
3.1.2. <i>Análisis del impacto ambiental del reciclado de las conchas de moluscos en barreras acústicas</i>	27
3.1.2.1. <i>Resumen metodológico</i>	27
3.1.2.2. <i>Resultados</i>	30
3.1.3. <i>Análisis de los costes productivos del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como áridos en barreras acústicas</i>	35
3.1.3.1. <i>Resumen metodológico</i>	35
3.1.3.2. <i>Resultados</i>	36
3.2. <i>Viabilidad del reciclado de residuos de conchas marinas como sustituto del yeso para ser empleado en paneles que sirvan para protección pasiva contra el fuego</i>	36
3.2.1. <i>Análisis de la factibilidad técnica del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola en elementos pasivos contra el fuego</i>	36
3.2.1.1. <i>Resumen metodológico</i>	36
3.2.1.2. <i>Resultados</i>	37
3.2.2. <i>Análisis del impacto ambiental del reciclado de conchas procedente de la</i>	

industria acuícola en elementos pasivos contra el fuego.	42
3.2.2.1. Resumen metodológico.....	42
3.2.2.2. Resultados.....	43
3.2.3. Análisis de los costes productivos del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola en elementos pasivos contra el fuego.	47
3.2.3.1. Resumen metodológico.....	47
3.2.3.2. Resultados.....	47
4. Discusión integral	49
5. Conclusiones	53
6. Futuras líneas de investigación	56
7. Bibliografía	57
ANEXOS.....	84
ANEXO 1. Informe de la relevancia científica de las publicaciones	84
ANEXO 2. Publicaciones	88
ANEXO 2.1. Substitution of coarse aggregates with mollusk-shell waste in acoustic- absorbing concrete	88
ANEXO 2.2. Is recycling always the best option? environmental assessment of recycling of seashell as aggregates in noise barriers	89
ANEXO 2.3. Influence of particle size of mussel shells in physical, mechanical and insulating properties of fireproof materials.....	90
ANEXO 2.4: Study of seashell waste recycling in fireproofing material: Technical, environmental, and economic assessment	91

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.Principales productores de la Unión Europea en moluscos marinos.....	2
Figura 2. Propagación del sonido: (a) de una fuente puntual y (b) de un puente lineal. (MITECO, 2021c).....	12
Figura 3.Efecto de los obstáculos solidos en la propagación del sonido. (MITECO, 2021c).	13
Figura 4.Curva normalizada del fuego UNE-EN 1363-1(UNE-EN, 2015).	15
Figura 5.Metodología de trabajo de la presente Tesis.....	19
Figura 6.Distribución del tamaño de partícula.	22
Figura 7.Porosidad y densidad aparente de los hormigones porosos.....	23
Figura 8.Resistencia a compresión y flexión.	24
Figura 9.Disposición de los residuos de la fracción gruesa de conchas en los hormigones porosos.	24
Figura 10.Microscopias del hormigón poroso con la fracción gruesa de residuo de mejillón.....	25
Figura 11.Coeficiente normal de incidencia.	26
Figura 12.Variación del coeficiente de absorción acústica respecto al espesor del hormigón poroso con la fracción gruesa del residuo de mejillón.....	27
Figura 13.Dimensiones de la barrera de ruido acústico (.....	28
Figura 14.Límites del sistema para el ciclo de vida de las barreras acústicas.....	28
Figura 15. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de las barreras acústicas con áridos de cantera	32
Figura 16. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de las barreras acústicas con conchas pretratadas a 550°C.....	33
Figura 17.Variación de los impactos respecto a la reducción del porcentaje de cemento en los hormigones porosos con conchas pretratadas a 550°C..	34
Figura 18. Variación de los impactos respecto a la reducción del porcentaje de cemento en los hormigones porosos con conchas pretratadas a 135°C..	35
Figura 19.Distribución del tamaño de partícula.	37
Figura 20.Termogravimetrías de las conchas de mejillón, viera y yeso.	38
Figura 21.Resistencias mecánicas de los materiales para la protección pasiva contra el fuego.	39
Figura 22.Dureza de los materiales para la protección pasiva contra el fuego. Nota: ver siglas en la Figura. 21.....	40
Figura 23.Capacidad aislante del yeso y los materiales ignífugos hechos con 60% de la fracción fina del residuo de concha de viera y mejillón y con 80% de la fracción fina del residuo de concha.	41
Figura 24. Límites del sistema para el ciclo de vida de los paneles ignífugos que utilizan exclusivamente yeso comercial y paneles con yeso comercial y conchas pretratadas.....	43
Figura 25. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de los paneles fabricados.	45
Figura 26. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de los paneles fabricados con 60% de residuo.....	46

Figura 27. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de los paneles fabricados con 40% de residuo.....	46
Figura 28. Impactos ambientales de TETP, FEP, METP, FETP, HTPnc, MEP, IRP, HOFF, WCP en los áridos de canteras, yeso y concha pretratada.....	50
Figura 29. Impactos ambientales LAP, EOFP, HTPc, TAP, GWP, ODP, PMFP, FFP, SOP, de los áridos de canteras, yeso y concha pretratada.	50

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición de impurezas (cloruros y materias orgánicas) en los residuos de conchas marinas.	4
Tabla 2. Estado del arte del pretratamiento realizado a los residuos de conchas marinas.	5
Tabla 3. Efecto de la incorporación de las conchas en las propiedades de resistencia a compresión, fragua, trabajabilidad y modulo elástico.	8
Tabla 4. Materiales reciclados y aplicaciones en la construcción.	10
Tabla 5. Categoría de comportamiento de absorción, fuente UNE-EN 1793-1 (UNE-EN, 2017).	14
Tabla 6.. Análisis comparativo de los diferentes métodos de reciclado.	16
Tabla 7. Inventario del ciclo de vida para 1 m ² de barrera acústica.	30
Tabla 8. Impactos producidos por la fabricación, instalación, final de vida de las barreras acústicas.	31
Tabla 9. Impactos producidos por la fabricación, instalación, final de vida de los materiales ignífugos.	44

GEI	Gases de efecto invernadero
NRC	Coefficiente de absorción al ruido
α_i	Coefficiente de absorción acústica
DL α	Índice de evaluación de la absorción acústica
L_i	Nivel de presión sonora normalizado ponderado A
dp	Tamaño de partícula
T	Temperatura
t	tiempo
ADPe	Potencial de agotamiento abiótico de elementos
ADPf.	Potencial de agotamiento abiótico de recursos fósiles
AP	Potencial de acidificación
EP	Potencial de eutrofización,
FAETP	Potencial de ecotoxicidad acuática de agua dulce
GWP	Potencial de calentamiento global
HTP	Potencial de toxicidad humana
MAETP	Potencial de ecotoxicidad acuática de agua marina
ODP	Potencial de agotamiento de la capa de ozono
POCP	Potencial de creación de oxidantes fotoquímicos
TETP	Potencial de ecotoxicidad terrestre
UF	Unidad funcional
40M	40% de concha de mejillón
60M	60% de concha de mejillón
80M	80% de concha de mejillón,
40S	40% de concha de viera,
60S	60% de concha de viera,
80S	80% de concha de viera
20M-20S:	20% de concha de mejillón y 20% de concha de viera
30M-30S	30% de concha de mejillón y 30% de concha de viera
40M-40S	40% de concha de mejillón y 40% de concha de viera
100G:	100% yeso
GWP	Cambio climático
ODP	Agotamiento del ozono

TAP	Acidificación terrestre
FEP	Eutrofización de agua dulce
MEP	Eutrofización marina,
HTPc	Toxicidad humana: cáncer
HTPnc	Toxicidad humana: no cáncer
EOFP	Formación de oxidantes fotoquímico: ecosistema
PMFP	Formación de partículas finas
HOFP	Formación de oxidantes fotoquímicos: salud humana,
TETP	Ecotoxicidad terrestre
FETP	Ecotoxicidad de agua dulce
METP	Ecotoxicidad marina
LOP	Uso de la tierra
WCP	Mineral que agota el agua
FFP	Escasez de recursos escasez de recursos fósiles
IRP	Formación de radiación ionizante

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Industria acuícola.

La producción mundial de la industria acuícola fue de 2109 millones de toneladas en el 2018, conformando el 46% de toda la producción mundial de recursos marinos, y se prevé que siga expandiéndose debido a la disminución en la captura de la pesca y al aumento de la demanda alimenticia (Ahmad et al., 2021).

La acuicultura es un conjunto de actividades y técnicas destinadas a la incubación y crecimiento de organismos acuáticos en zonas controladas para incrementar la producción. En los últimos 40 años, ha existido un desarrollo de la industria mejorándose las tecnologías y diversificado los recursos cultivados. Actualmente, existen cultivos de peces, moluscos, crustáceos y algas tanto en agua dulce como en agua salada. Por otro lado, la pesca tradicional se basa en la captura de recursos (peces, algas, crustáceos, moluscos y otros) en aguas continentales y océanos (FAO, 2020).

La producción de moluscos en la industria acuícola correspondió a 22% del total de la producción mundial, alrededor de unos 17 millones de toneladas (Ahmad et al., 2021). Por especies, la producción de moluscos consistió en un 38% de almejas, un 35% de ostras, un 14% de mejillones y un 13% de vieiras (FAO, 2019). Actualmente, China representa el 64% de la producción mundial acuícola, cosechando el 4,3 Mt de ostras y 1 Mt de mejillón (Botta et al., 2020; FAO, 2019). En la Unión Europea, la cosecha de moluscos corresponde al 47% de la producción acuícola, donde el mejillón representa el 75% de la producción (Eurostat, 2018). Dentro de la Unión Europea, el principal productor de moluscos es España (Figura 1), aportando 245 kt donde el 99% de su producción corresponde a la industria mitícola (acuicultura del mejillón) (Eurostat, 2018). El cultivo de mejillón procede fundamentalmente de Galicia, siendo esta comunidad autónoma la segunda productora de mejillón del mundo después de China (Figueras & Cáceres-Martínez, 2007). En otros países como Francia, la cosecha de moluscos no se encuentra centralizada en una especie, como ocurre con España. Principalmente, la producción francesa se debe a los cultivos de ostra y mejillón, siendo el 60 y 40% de total, respectivamente (Eurostat, 2018).

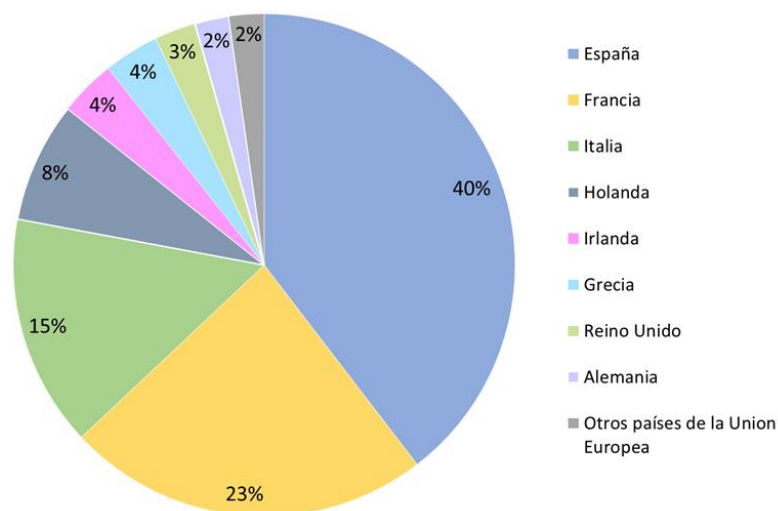


Figura 1. Principales productores de la Unión Europea en moluscos marinos.

En Galicia, la industria del mejillón además de ser una actividad extractiva engloba procesos de transformación y consumo. Los moluscos cosechados pueden estar destinados a dos consumos: directo o productos procesados. Este último proviene de la industria conservera o de plantas procesadoras para productos congelados. El 55% de la producción mitícola es destinada a productos procesados, generándose en esta zona una gran densidad de residuos de concha de mejillón (Iribarren et al., 2010a). Además, la densificación del residuo se intensifica debido a que todas las industrias se encuentran cercanas a la zona de cosecha (a distancias máximas de 100 km) (Iribarren et al., 2010a).

1.1.1 Generación de residuos acuícola.

El sistema de producción de alimentos es un gran consumidor tanto de energía como de recursos naturales y es a su vez un gran generador de residuos. A pesar de que no existe un registro oficial de los residuos generados por la industria acuícola, la concha representa aproximadamente entre el 40% y el 70% del peso total del animal (Tayeh et al., 2019). Se ha estimado que en el mundo se generan alrededor de 8 millones de toneladas al año de los residuos acuícolas y sólo una cuarta parte de los residuos generados se reutiliza (Yan & Chen, 2015). Taiwán, por ejemplo, genera 160.000 toneladas de residuos de conchas de ostras (Chiou, et al., 2014) y en Corea del Sur, una producción de 320.000 toneladas (Yoon et al., 2003).

Las conchas marinas tienen poco o ningún valor comercial y, generalmente, son vertidas al mar o depositadas en vertederos (Eziefula, et al., 2018). La gestión incorrecta de estos residuos provoca problemas en diferentes aspectos:

- ambientales: los residuos pueden convertirse en una fuente de olores debido a la descomposición de la materia orgánica o de la descomposición de las sales contenidas en las conchas, emitiendo gases como H_2S , NH_3 (amoníaco) y compuestos orgánicos como la amina (Eziefula, et al., 2018).

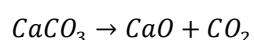
- en el sector económico: la contaminación y los malos olores conllevan un impacto económico en el sector turístico debido a que las empresas acuícolas se encuentran en localidades marítimas con mucho turismo (Kwon et al., 2004).
- de salud: la disposición debido a vertidos ilegales del residuo provoca la entrada de vectores biológicos como ratas y mosquitos en las poblaciones aledañas (Felipe-Sesé, et al., 2011).
- sociales: actualmente, existen pocas soluciones económicas y eficaces en la gestión del residuo de concha y esto ha provocado que proliferen los vertidos ilegales de residuos cercanos a zonas pobladas (Abuín, 2015; Mejuto, 2000). Los malos olores y la contaminación del vertido han causado protestas y denuncias por parte de las poblaciones aledañas (Méndez, 2010; Miser, 2020; Rivera, 2015).

1.1.2 Caracterización del residuo de conchas.

Los moluscos bivalvos se componen de dos conchas unidas por quitina, (Safi et al., 2015). Por su parte, cada concha se divide en tres secciones primarias:

- la capa externa, llamada periostracum, está compuesta por una capa proteica (quitina) con un espesor de 25-115 μm y tiene la finalidad de proteger las conchas del cambio de pH y la abrasión (Boro et al., 2012; Telesca et al., 2019).
- la capa central, de alrededor de 400 μm de espesor, conformado principalmente de calcita.
- la capa interna de nácar (10 μm de espesor), compuesta de cristales de aragonito (Boro et al., 2012; Martínez-García et al., 2018).

Las conchas marinas están compuestas entre un 95 y 97% por carbonato de calcio (CaCO_3) (Alvarenga et al., 2012; Martínez-García et al., 2018) y trazas de carbonato de magnesio, óxidos de sílice, hierro y potasio (Mo et al., 2018). Para determinar el porcentaje de CaCO_3 , la mayoría de los estudios utilizan la espectroscopía de absorción atómica donde se calcina el CaCO_3 (reacción 1). Se ha determinado que el contenido de CaO varía entre 51,1% (Yang et al., 2005) y 87,2% (Felipe-Sesé, et al., 2011). Y con respecto a la pérdida de ignición, debido a la descomposición del carbonato calcio a altas temperaturas (600°C y 800°C), los resultados muestran una variación entre 23,2% (Djobo et al., 2016) y 45,6 % (Yao et al., 2014).



Reacción 1

Debido al proceso de producción, el residuo de conchas está acompañado de materia orgánica y cloruro sódico. En el caso del mejillón, se cría en forma de racimo donde convive con algas y organismo epífitos, que se adhieren a la concha de mejillón. Cuando el mejillón cosechado llega a la industria conservera, se lava con agua de mar (incorporando más cloruros sódicos), se separa el mejillón del racimo y se corta el pelo externo del mejillón antes de la cocción. Durante la cocción,

las conchas del mejillón se abren. Una vez abierta, se separa la concha de la carne mediante flotación y máquinas vibratorias (Iribarren et al., 2010b), generándose el residuo de concha. A pesar de estos procesos, la mayoría de los organismos adheridos a la concha se mantienen (y, adelante, materia orgánica). En otras industrias de bivalvos como la viera en Chile, las crías se depositan en el mar en redes longitudinales (linternas), y a igual que ocurre que el caso el mejillón, se adhieren organismos vivos a las conchas.

Tras el procesamiento de los moluscos, los residuos de conchas contienen impurezas asociadas a la materia orgánica y cloruros (Tabla 1). Tanto Nguyen et al. (2017) y Martínez-García et al. (2017) mostraron que las conchas poseen materia orgánica y cloruros en cantidades superiores a las permitidas por la normativa EHE-08 relativa a los parámetros físicos, químicos y mecánicos del hormigón (Ministerio de Fomento, 2008). En el caso del mejillón, Martínez-García et al (2017), informó un porcentaje de sulfatos entre 1,3-1,5%. Por otro lado, Varhen et al. (2017) declararon un porcentaje de sulfato igual a 0,0146% para el caso de la viera. Con la finalidad de reducir las cantidades de cloruros y materia orgánica, diversos autores han propuesto pretratamientos para la eliminación de estas impureza y así, reciclar los residuos de conchas marinas (Barros et al., 2009; Li et al., 2015; Seco-Reigosa et al., 2014; Yao et al., 2013).

Tabla 1. Composición de impurezas (cloruros y materias orgánicas) en los residuos de conchas marinas.

Referencia	Residuos de conchas	Materia orgánica (%)	Cloruros (%)
(Nguyen et al. 2017)	Viera, caracola	1,01-1,87	0,055-0,096
(Martínez-García et al., 2017)	Mejillón	1,48-2,15	0,28-0,51
(Varhen et al., 2017)	Viera	1,03	0,014
(Yoon et al., 2003)	Ostras	-	0,35

1.2 Estado del arte

1.2.1 Análisis de los pretratamientos.

En general, el pretratamiento del residuo se ha focalizado en tres actividades principalmente: lavado (eliminación de cloruros), proceso térmico (eliminación de la materia orgánica y/o descomposición del CaCO_3) y molienda.

El lavado es una actividad comúnmente utilizada, sin embargo, la cantidad de agua y los recursos necesarios en el proceso de lavado han sido escasamente descritos (Tabla 1). Entre los autores que describieron el proceso, Barros et al., (2007; 2009) mostraron que la cantidad de agua utilizada varía entre 0,2-0,8 l/kg de conchas. Otros autores (Lertwattanakul, et al., 2012; Moustafa et al. 2017), impregnaron el residuo con agua e hidróxido de sodio durante 48 horas para eliminar la materia orgánica y después, procedieron al lavado.

Posterior al proceso de lavado, se realiza el secado de las conchas a una temperatura entre 100-

115°C para la eliminación del agua (Chen et al., 2019a; Eo & Yi, 2015; Lertwattanakul et al., 2012; Mohamed et al., 2012; Moustafa et al., 2017; Safi et al., 2015; Yang et al., 2005; Yoon et al., 2003). Seguidamente se inicia el proceso térmico, utilizado para eliminar la materia orgánica o esterilizar el residuo de conchas marinas. Por ejemplo, Martínez-García et al. (2021; 2020), esterilizaron el residuo de concha a 135° C durante 32 min de acuerdo con el Reglamento 1069/2009 que regula la desinfección de alimentos destinados a aves de corral (Parlamento europeo, 2009).

En el proceso térmico, cuando se quiere usar el residuo de concha como CaCO₃, la temperatura de calcinación no supera los 600°C (Barros et al., 2009; Olivia et al., 2017; Seco-Reigosa et al., 2014) y el tiempo de duración es entre 15 min (Barros et al., 2009) y 3 días (Olivia, et al., 2015; 2017). Y cuando se usa para obtener CaO, se calienta por encima de los 650°C (Li et al. 2015; Felipe-Sesé, et al., 2011; Ok et al. 2010). En ese sentido hay una diversidad metodológica con respecto a la temperatura de calcinación, oscilando entre los 650°C y 1000°C (Tabla 1).

Tabla 2. Estado del arte del pretratamiento realizado a los residuos de conchas marinas.

Referencia	Origen	Proceso térmico (calcinación /secado)		Tamaño final de molienda	Lavado
		Temperatura (°C)	Tiempo (h)		
(Bouasria et al., 2021)	Industria pesquera	120 ⁽¹⁾	24	63 µm	(2)
(Yang et al., 2005; 2010)	No se especifica	110 ⁽¹⁾	24	5 mm	N.E ⁽³⁾
(Bozbaş & Boz, 2016)	Costa	100 ⁽¹⁾	24	250 µm	(2)
(Martínez-García et al., 2017)	Industria conservera	135 ⁽⁴⁾	0,58	Fracción fina: 0–4 mm Fracción media: 4-16 mm Fracción gruesa: 10–20 mm	N.E ⁽³⁾
(Currie et al., 2007)	Industria pesquera	650-850 ⁽⁵⁾	1	300-600 µm	(2)
(Melo et al., 2019)	Costa	25 ⁽¹⁾	N.E ⁽³⁾	74-325 µm	(2)
(Li et al., 2015)	Costa	850-950 ⁽⁵⁾	2	1,18-4,75 mm	(2)
(Yoon et al., 2004)	Industria pesquera	105 ⁽¹⁾	N.E ⁽³⁾	0,074-4,75 mm	(2)
(Ez-zaki et al., 2017)	N.E ⁽³⁾	650-850 ⁽⁵⁾	5 h	82 µm	0,33 l/kg de concha
(Shavandi et al., 2015)	Industria pesquera	80 ⁽¹⁾ 900 ⁽⁵⁾	0,5 ⁽⁵⁾	(6)	Limpinado con agua a 100°C durante 30 minutos, lavado con agua destilado
(Viriya-empikul et al.,	Mercado	800 ⁽⁵⁾	4	(6)	N.E ⁽³⁾

2010)					
(Hu, et al.2011)	Mercado	105 ⁽¹⁾ 200-1000 ⁽⁶⁾ 600-900 ⁽⁵⁾⁽⁷⁾	3-4	200-400 μm	(2)
(Chen, et al., 2019a)	Industria pesquera	110 ⁽¹⁾	24	5 mm	(2)
(Barros et al., 2007, 2009b)	Industria conservera	190 ⁽¹⁾ 500 ⁽⁶⁾	0,3 ⁽¹⁾ 0,25 ⁽⁶⁾	63 μm	0,2-0,8 l/kg de concha
(Lu et al., 2018)	Costa	120	4	75 μm	Lavado con detergente y NaClO

Nota: (1): Proceso de secado, (2): Se declara proceso de lavado, pero no se indica la metodología, (3): No especificado, (4): Esteriliza, (5): Calcinación, (6): Existe proceso de molienda, pero no se especifica el tamaño de partícula final, (7): activación del catalizador.

1.2.2 Estudios técnicos sobre el reciclado de residuos de conchas marinas.

El uso del residuo de concha se ha estudiado en diferentes aplicaciones como: adsorbente, fertilizante y reguladores de suelos, alimentos avícolas, materia prima en material de construcción, rellenos en polímeros y catalizadores. Ya desde el siglo XV, en América Latina, se fabricaba un hormigón denominado Tabby, que es un hormigón que mezcla agua junto con cenizas de madera, arena, cal viva y conchas (Sickels-Taves & Sheehan, 1999). En la actualidad, un 9% del residuo se recicla como sustituto de piedra caliza en fertilizantes y aditivos para la alimentación en la avicultura (Asaoka et al., 2009; Bolan et al., 2003; Consellería de medio ambiente, 2001; Lee et al., 2008). Debido a la alta cantidad de CaCO_3 en los residuos de conchas, la viabilidad técnica del reciclado ha sido ampliamente estudiado como fuente de CaCO_3 o como CaO (Ngii et al., 2020; Ndoke, 2006; Richardson & Fuller, 2013; Seo et al., 2019; Talha Zaid et al., 2014; Umoh & Ujene, 2015).

El objetivo principal de la adición del CaCO_3 en el suelo es neutralizar los efluentes ácidos y recuperar la capacidad de amortiguación del suelo. Álvarez et al. (2012) analizaron el impacto del CaCO_3 de mejillón en terrenos ácidos de Galicia, provocando un aumento del pH, calcio y una disminución del aluminio. Lee et al. (2008) usaron el pH alcalino del CaCO_3 procedente de las conchas de ostras para recuperar un cultivo de col. La adición de CaCO_3 en el terreno causó un aumento del pH y mejoró el equilibrio tanto de los nutrientes, como de la materia orgánica, fósforo disponible y los cationes intercambiables. Otros autores (Asaoka et al., 2009; Peña-Rodríguez et al., 2013) utilizaron el CaCO_3 de las ostras y de los mejillones, para reducir la cantidad de contaminantes en el suelo. Sin embargo, a pesar de que estas aplicaciones se encuentran desarrolladas industrialmente, estos usos no son capaces ni de absorber la totalidad del residuo de concha generado (Kwon et al., 2004), ni tampoco, ser competitivo debido al alto coste de pretratar las conchas marinas (Kwon, et al. 2004).

Asimismo, el uso de los residuos de conchas como CaCO_3 se encuentra ampliamente extendido para la comercialización como fuente de calcio en la avicultura. Los productores avícolas han

utilizado las conchas de ostras durante más de 100 años (Yao et al., 2014). Roland (1986) concluyó que el rendimiento de las conchas como alimento avícola para la calcificación de los huevos dependía del tamaño de partícula, las partículas de finas empeoraron la calcificación de los huevos. Chang et al., (2007) concluyeron que la ingesta óptima de calcio procedente de conchas fue 2,5 g/día frente a los 1,8 g/día de la ingesta de calcio proveniente de la piedra caliza. Tradicionalmente, en Galicia, los residuos de conchas sin tratamiento previo han sido utilizado como fertilizante o alimento para gallinas (Abuín, 2015). Sin embargo, la normativa europea 1069/2009 clasificó las conchas de moluscos con materia orgánica como subproducto de origen animal categoría 3 y, por lo tanto, prohibió el uso de conchas con materia orgánica como alimento de animales o abono en terrenos de pastoreo (Comisión europea, 2009).

Por otro lado, se ha analizado el uso del CaCO_3 y el CaO como adsorbentes en aguas contaminadas. Existen un consenso sobre el rendimiento del CaCO_3 como adsorbente eficaz para la reducción de metales pesados (Bozbaş & Boz, 2016; Du et al., 2011; Wu et al., 2014). Con respecto al uso de CaO , se ha utilizado para la eliminación eficiente de fosfatos y nitratos en las aguas residuales (Currie et al., 2007; Kwon et al., 2004; Lee et al., 2009; Martins et al., 2017) debido a su buena reactividad. Sin embargo, y a pesar de utilizar un residuo, Kwon et al., (2004) indicaron que la producción de CaO a partir de conchas conlleva un coste mayor al CaO tradicional, 126\$/tonelada frente a los 120\$/tonelada de CaO tradicional.

La producción de biodiesel puede ser catalizada mediante el empleo de CaO . Kaewdaeng et al., (2017) demostraron que el empleo de 3% de conchas de caracol marino quemadas a 800°C produjo un rendimiento del 98,19% en la reacción de transesterificación similar al rendimiento producido por la CaO tradicional. De hecho, Boro et al. (2011) demostraron que la temperatura de calcinación es el factor más determinante en el rendimiento del CaO y concluyeron que el CaO calcinado por encima de 800°C mostró mejor actividad catalítica que los calcinados a menor temperatura.

Otra aplicación del carbonato de calcio es el relleno inorgánico en polímeros. Norazlina et al. (2015) demostraron que la adición de CaCO_3 en el caucho natural mejora las propiedades térmicas y mecánicas del material. Igualmente, las propiedades mecánicas e ignífugas mejoraron con la adición de residuos de conchas en plásticos ignífugos (Chong et al., 2006) y en el polipropileno (Zhang et al., 2011).

Asimismo, debido a la gran cantidad de recursos materiales que la industria de la construcción consume y a la naturaleza inerte de este residuo, se ha analizado la viabilidad técnica para ser empleados como áridos finos y/o gruesos en hormigones y morteros (Martínez-García et al., 2017; Bamigboye et al., 2020, 2021; Zhang et al., 2020), como sustituto de cemento (Soltanzadeh et al., 2018; Tayeh et al., 2020), como materia prima del clinker de cemento (Her et al., 2021; Rodríguez-Galán et al., 2019) y como ladrillos de cemento (Chiou et al., 2014). Excepto como sustituto del cemento donde fue usado como CaO , (Othman et al., 2013; Soltanzadeh et al., 2018), en las restantes aplicaciones, el reciclado de conchas pretratadas se ha estudiado como CaCO_3 .

En el caso de los áridos, la mayoría de los estudios registraron una disminución en las propiedades mecánicas tras la adición de conchas marinas, en comparación con el hormigón convencional ya fuera como áridos finos (Chen et al., 2019b; Kuo et al., 2013; Martínez-García et al., 2020; Yang et al., 2010) o como áridos gruesos (Adewuyi & Adegoke, 2008; Jahya et al., 2020; Osarenmwinda & Awaro, 2009) (Tabla 3). Sin embargo, diferentes estudios concluyeron que la incorporación de conchas marinas ofrecía resistencias mayores a las mínimas requeridas por los estándares pertinentes (Bamigboye et al., 2020) y, por lo tanto, los productos diseñados eran técnicamente factibles.

Tabla 3. Efecto de la incorporación de las conchas en las propiedades de resistencia a compresión, fragua, trabajabilidad y modulo elástico.

Referencia	Tipo de concha	Aplicación	Porcentaje de sustitución	Resistencia a compresión	Tiempo de fraguado	Trabajabilidad	Modulo elástico
(Kuo et al., 2013)	Ostras	Áridos fino	20% del árido	Aumenta hasta con un 5% de sustitución	Aumenta	Disminuye	-
(Yang et al., 2005)	Ostras	Árido fino	20% del árido	Constante	Constante	Disminuye	Disminuye
(Varhen et al., 2017)	Viera	Árido fino	60% del árido	Disminuye	Disminuye	Aumenta	-
(Martínez-García et al., 2017)	Mejillón	Árido	100% del árido	Disminuye	-	Disminuye	Disminuye
(Safi et al., 2015)	-	Árido	100% del árido	Disminuye	-	Disminuye	Disminuye
(Cuadrado-Rica et al., 2016)	Viera)	Árido	100% del árido	Disminuye	-	Disminuye	-
(Eo & Yi, 2015)	Ostras	Árido fino	100% del árido	Disminuye	-	Disminuye	-
(Ramakrishna & Sateesh, 2016)	Berberecho	Árido fino	50% del árido	Aumenta hasta con un 30% de sustitución	-	-	-
(Lertwattanaru k et al., 2012)	Mezclas de conchas	Cemento	Hasta un 20% del cemento	Disminuye	Aumenta	Aumenta	-
(Ponnada et al., 2016)		Árido grueso	50% del árido	Aumenta hasta con un 10% de sustitución	-	-	-
(Soltanzadeh et al., 2018)	-	Árido grueso	30% del cemento	Disminuye	Aumenta	-	-
(Djobo et al., 2016)	Ostra	Sustitución de cenizas en geopolímeros	30% de las cenizas	Aumento	Aumenta	-	-

1.2.3 Estudios medioambientales sobre el reciclado de conchas marinas.

A pesar de que el reciclado de conchas tiene asociado un pretratamiento, son escasos los estudios que evalúan los perjuicios ambientales de estos pretratamientos en las aplicaciones propuestas (Alvarenga et al. 2012; Iribarren et al. 20101; Lee et al. 2020).

Alvarenga et al., (2012) compararon los impactos ambientales del reciclado frente a los impactos que generan la disposición del residuo en el vertedero. La evaluación se realizó mediante ciclo de vida desde la cuna (desde la cría de la ostra) a la puerta (la producción CaCO_3). Para ello se consideró todos impactos contemplados en el método Eco-indicador 99 (Goedkoop & Spriensma, 2001). Para el estudio se consideraron todos los recursos materiales, eléctricos y energéticos desde proceso de cultivo de la ostra, transporte, almacenamiento cocción, consumo y gestión del residuo. Sin embargo, no se consideraron las emisiones provocadas por el pretratamiento del residuo al agua, al suelo ni tampoco las emisiones al aire. Los resultados muestran que el reciclado de conchas de moluscos en la producción de CaCO_3 presentaba beneficios medioambientales en todos los impactos estudiados

Iribarren et al., (2010a) compararon los impactos ambientales de la gestión del residuo frente en tres escenarios: i) reciclar las conchas como CaCO_3 evitando la extracción de caliza de la cantera., ii) disponer el residuo en un vertedero, iii) e incinerar el residuo y aprovechar la energía producida en la incineración del residuo como energía eléctrica. El análisis de ciclo de vida se realizó desde la cuna (la generación del residuo dentro de una industria conservera) a la puerta (puerta del consumidor de CaCO_3) mediante el método CML 1992 (Guinee et al., 1998). Este estudio consideró las entradas y salidas de una fábrica de reciclado de residuos de conchas de mejillón para el primer escenario; y para los otros dos consideró los antecedentes de Ecoinvent (Althaus et al., 2007). El estudio concluyó que el reciclado generaba entre 1,3 y 4,0 veces más impacto que disponer las conchas en vertedero. Sin embargo, la incineración de las conchas produjo entre 1,4 y 70,0 veces más impacto que el reciclado, excepto en el impacto de acidificación, donde el reciclado conchas presentó un peor escenario.

Lee et al., (2020) compararon los impactos medioambientales del reciclado de conchas para la obtención de CaO con el proceso de obtención de CaO a partir de materia prima natural. La evaluación se realizó mediante ciclo de vida de la cuna (generación de residuos) a puerta (producción de materia prima) mediante el método Recipe (H) (Huijbregts et al., 2017). Para el estudio se consideró todas las entradas y salidas de corrientes excepto las emisiones in situ al agua y el suelo del pretratamiento del residuo. Concluyeron que el reciclado de las conchas de moluscos en la fabricación de CaO presentaba peores escenarios medioambientales que el depósito de las conchas en un vertedero. La causa principal fueron las emisiones y los recursos consumidos durante la calcinación de la CaCO_3 a CaO .

1.3 Soluciones propuestas.

A nivel mundial, la construcción es el sector que más recursos naturales demanda: 44% de los recursos minerales (Secher et al., 2018), 40% de los recursos energéticos (Ingrao et al., 2017a, 2017b),

12% del agua (Alawneh et al., 2018) y, además, genera el 40% de los residuos (Alawneh et al., 2018). También, la expansión y densificación urbana pueden conducir aún más a la degradación y el deterioro del suelo (Qin, et al.2020). Según las previsiones de Naciones Unidas (UNEP, 2018), si no existe un cambio en el funcionamiento en el sector de la construcción, estos impactos se verán acrecentados por la escasez de recursos materiales, el cambio del uso de suelo y el aumento de la demografía.

Además, la construcción emite el 30% de los gases de efecto invernadero (GEI) del mundo (Alawneh et al., 2018). Según Hertwich et al. (2019), la producción de materiales contribuyó con el 50% de las emisiones de GEI generadas por la construcción. Específicamente, la fabricación del cementos, yeso y cal (los materiales más utilizados) produjo la emisión de 2,9Gt de CO₂. Para 2050, la Unión Europea pretende reducir las emisiones de GEI en un 80% respecto a las emisiones generadas en el año 1990 (Comisión europea, 2018). Y, por lo tanto, se hace necesario adoptar medidas que mejoren la sostenibilidad del sector de la construcción. En este sentido, se han propuestos diferentes estrategias como aumentar la vida útil de los materiales (Cooper & Gutowski, 2017), reducir el consumo de materiales de construcción aumentando la eficacia en la construcción (Ryen et al., 2015), diseñar materiales más ligeros (Sandin et al., 2014), reutilizar (Allwood, 2013) y reciclar (Rose & Stegemann, 2018).

Debido a la gran diversidad de materiales que se requieren en la construcción y la gran demanda de recursos naturales que solicita, la incorporación de residuos en materiales de construcción ha sido extensamente estudiada como se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Materiales reciclados y aplicaciones en la construcción.

Residuo	Aplicaciones en construcción							
	Áridos para hormigón	Geopolímeros	Ladrillos ⁽²⁾	Conglomerante hidráulico de carretera	Cemento	Yeso	Asfalto	Materiales cerámicos
Neumáticos	(Wu et al., 2021)	(Arunkumar et al., 2021)	(Thakur et al., 2020)	-	(Amiandamhe n et al., 2021)	(Serna et al., 2012)	(Aoudia et al., 2017)	(Faria et al., 2019)
Vidrio	(Omoding, et al., 2021)	(Baldovino et al., 2021)	(Gencel et al., 2021)	(Mirzahosseini & Riding, 2015)	(Dong et al., 2021)	(Villoria Sáez et al., 2019)	(Su & Chen, 2002)	(Dondi et al., 2009)
Cenizas volantes	(Shahane & Patel, 2021)	(Wong et al., 2020)	(Sun et al., 2021)	(Sedran et al., 2004)	(Yang et al., 2021)	(García Arenas et al., 2011)	(Yıldız & Atakan, 2020)	(Leiva et al., 2018) ⁽³⁾
Plásticos	(Alqahtani et al., 2021)	(Chithambar Ganesh et al., 2020)	(Leela Bharathi et al., 2020)	-	(Akbar & Liew, 2020)	(Ahmed et al., 2011)	(Ma et al., 2021)	(Pasternak et al., 2021)
RCD ⁽¹⁾	(Robalo et al., 2021)	(Şahin et al., 2021)	(Seco et al., 2018)	(Chen et al., 2018)	(Meng et al., 2021)	(Pedreño-Rojas et al., 2019a)	(Zou et al., 2020)	(dos Reis et al., 2020) ⁽³⁾
Escorias	(Kim et al., 2021)	(Boonserm et al., 2012)	(Eliche-Quesada et al., 2021)	(Spreadbury et al., 2021)	(Clavier et al., 2021)	(García Arenas et al., 2011)	(Rengarasu et al., 2020)	(Yio et al., 2021)
Humo de sílice	(Kang, et al. 2012)	(Liang et al., 2021)	(Abdel-Gawwad et	(Silitonga, 2017)	(Mohan & Tabish Hayat,	(Koksai, et al. 2015)	-	(Persson, 1997)

			al., 2021)		2020)			
Lodos	(Kaish et al., 2021)	(Petrus et al., 2021)	(Agrawal et al., 2021)	(Segui et al., 2012)	(Shamaki, et al., 2021)	(Rosli et al., 2021)	(Shishehboran et al., 2021)	(Sadek et al., 2021)
Residuos de la agricultura ⁽⁴⁾	(Chinnu et al., 2021)	(Rajan & Kathirvel, 2021)	(Mahmoud, et al. 2012)	(Ali et al. 1992)	(Reddy et al., 2017)	(Selamat et al., 2019)	(Mahssin et al., 2021)	(Kizinievič et al., 2018)

NOTA: (1) Residuos sólidos de demolición, (2): ladrillos no cocidos, (3) ladrillo cocido (4) los residuos son calcinados.

Desde el punto de vista de la sostenibilidad, el reciclado de residuos en materiales de construcción puede: i) reducir entre un 30% y un 50% las emisiones de GEI respecto al material convencional, ii) evitar el consumo de recursos naturales (Gallego-Schmid et al., 2020); iii) y reducir la contaminación por la disposición del residuo en vertedero (Kim et al., 2018).

En este trabajo, se propone reciclar los residuos de conchas como sustituto de áridos para implementarlos de forma novedosa en el uso en barreras acústicas y como sustituto del yeso en elementos para la protección pasiva contra el fuego por su alto valor añadido.

1.3.1 Pantallas acústicas de carretera.

Se entiende por contaminación acústica la presencia en el ambiente de ruidos o vibraciones, que provoque molestia, riesgo o daño para las personas, o que causen efectos significativos sobre el medio ambiente (MITECO, 2021a).

En la Unión Europea, alrededor del 40% de la población está expuesta al ruido debido al tráfico (Berglund et al., 2000). En España, en 2018, más de 19 millones de personas estuvieron expuestas al ruido debido al transporte y aglomeraciones (MITECO, 2021b). La OMS recomienda reducir los niveles de ruido producidos por el tráfico rodado por debajo de 53 decibelios (dB) durante el día (WHO, 2018). Por encima de este nivel, se asocian a enfermedades como el trastorno de sueño, deterioro de aprendizaje, enfermedades cardiovasculares, síndromes metabólicos, hipertensión, riesgo de diabetes y molestias (Recio et al., 2016).

Con la finalidad de evitar y reducir los efectos nocivos debido a la exposición de ruido, el Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea adoptaron la Directiva CE/49/2002 relativa a la evaluación y gestión del ruido ambiental en 2002 (Parlamento Europeo, 2002). En España, se adoptó la Ley 37/2003 (Jefatura del Estado, 2003) y los Reales Decretos 1513/2005 (Ministerio de la Presidencia, 2005) y 1367/2007 (Ministerio de la Presidencia, 2007) donde se establecen la gestión del ruido y los límites máximos de ruido. El control del ruido se enfoca en reducir el nivel de emisión desde la fuente, proteger al receptor y, por último, reducir la presión sonora durante su propagación mediante la instalación de barreras. En este último aspecto, se engloban las barreras acústicas.

Existe una gran tipología de barreras acústicas: barreras de madera, ladrillo, metal, túnel o hormigón. Tradicionalmente las más utilizadas han sido las barreras de hormigón poroso (Kotzen, et al., 2008). Estas barreras acústicas son preferidas por su estabilidad y durabilidad durante el

paso del tiempo. Generalmente, las barreras acústicas de hormigón están conformadas por dos capas: i) capa fonoabsorbente: capa porosa conformada por cemento, agua y grava o piedra machacada y ii) capa estructural: compuesto por hormigón armado. En España, con la finalidad de reducir la exposición a ruido de la población, se tiene proyectado la instalación de más de 1700 km de barreras acústicas de 3 metros de altura en carreteras y vías férreas (Ministerio de Fomento, 2016; 2018).

1.3.1.1 Física del ruido

El sonido es un fenómeno físico provocado por la alteración mecánica de las partículas de un medio (generalmente aire) causando una sensación auditiva. El ruido se define como el sonido no deseado (MITECO, 2021c).

Si no existen obstáculos, el sonido emitido por una fuente se propaga por el aire hasta alcanzar al receptor sin más atenuación que la debida a la distancia entre ambos y a la absorción del aire (Murphy & King, 2014). En el caso que un sonido puntual se propague sin encontrar ningún obstáculo u objeto reflectante, el sonido se extenderá uniformemente en todas direcciones de forma esférica, disminuyendo en amplitud según se alejan de la fuente de acuerdo con la Figura 2(a). Como se muestra en la Figura 2(b), si el sonido proviene de una fuente lineal, las ondas se propagarán de forma cilíndrica (MITECO, 2021c).

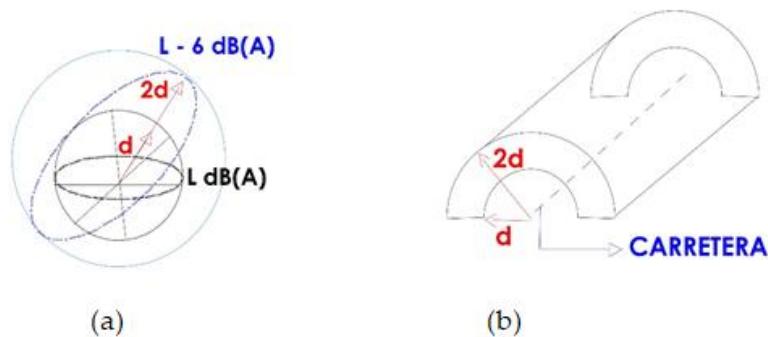


Figura 2. Propagación del sonido: (a) de una fuente puntual y (b) de un puente lineal. (MITECO, 2021c).

Sin embargo, cuando una onda sonora encuentra un obstáculo sólido, como se muestra en la Figura 3, una parte de la energía es reflejada por el obstáculo, otra parte es absorbida por el mismo y, finalmente, el resto de la energía se transmite (MITECO, 2021c).

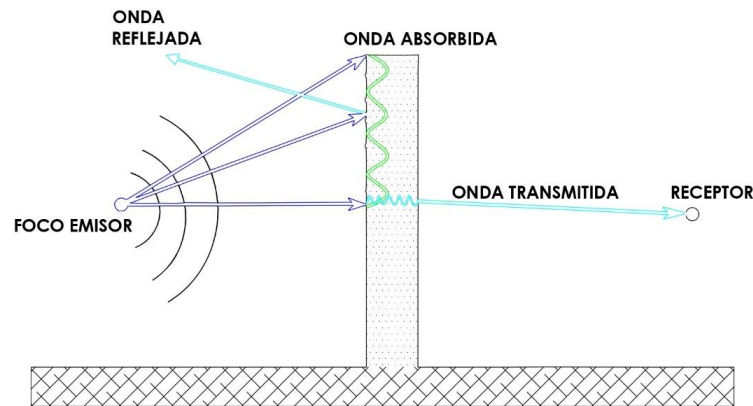


Figura 3. Efecto de los obstáculos sólidos en la propagación del sonido. (MITECO, 2021c).

La absorción es la energía del sonido que entra dentro de la superficie sólida. La cantidad de ruido absorbido por la superficie depende de diferentes parámetros como rugosidad, porosidad, flexibilidad, tortuosidad, espesor y, en algunos casos, sus propiedades resonantes (MITECO, 2021c). La capacidad de absorción al ruido en los materiales acústicos se evalúa desde diferentes parámetros, como son:

- el coeficiente de reducción de ruido (NRC) es un descriptor numérico del coeficiente de absorción acústica (α_i) en incidencia aleatoria. Está definido por ASTM C423 (ASTM, 2009) como el promedio aritmético entre los coeficientes de absorción acústica en las frecuencias centrales de las bandas de tercio de octava.

$$NRC = \frac{\alpha_{250} + \alpha_{500} + \alpha_{1000} + \alpha_{1500}}{4} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde, α_{250} , α_{500} , α_{1000} , α_{1500} son coeficiente de absorción sonora en las frecuencias 250 Hz, 500 Hz, 1000 Hz y 1500 Hz, respectivamente.

- el índice de evaluación de la absorción acústica ($DL\alpha$) es el más adecuado para caracterizar el comportamiento de absorción en situaciones donde la radiación de ruido proviene del tráfico rodado. De acuerdo con la norma UNE-EN 1793-1 (UNE-EN 2017), los coeficientes individuales de absorción sonora se deben ponderar de acuerdo con el espectro normalizado de ruido de tráfico rodado definido en la norma UNE-EN 1793-3 (UNE-EN, 1998).

$$DL_{\alpha, NRD} = 10 \lg \left| 1 - \frac{\sum_{i=1}^{18} 10^{0.1L_i}}{\sum_{i=1}^{18} 10^{0.1L_i}} \right| \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde:

$DL_{\alpha, NRD}$ es el índice de la evaluación del comportamiento de absorción sonora expresado

como la diferencia de presión sonora ponderados A, en decibelios.

α_{NRD_i} : coeficiente de absorción sonora dentro de la *i*-ésima banda de tercio de octava.

L_i : es el nivel de presión sonora normalizado ponderado A, en decibelios, de ruido de tráfico rodado dentro de la *i*-ésima banda de tercio de octava definido en la norma UNE-EN 1793-3 (UNE-EN, 1998).

Si además del índice se quiere clasificar el comportamiento de la absorción; la norma prevé categorías según el índice de evaluación de absorción acústicas, como se muestra en la Tabla 5.

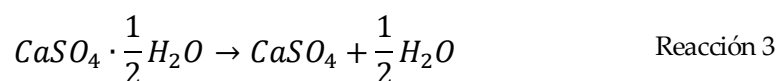
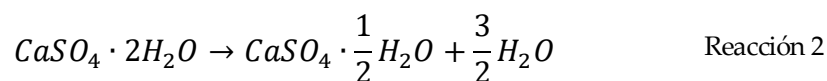
Tabla 5. Categoría de comportamiento de absorción, fuente UNE-EN 1793-1 (UNE-EN, 2017).

Categoría	$DL\alpha$ (dB)
A0	no determinado
A1	< 4
A2	4 a 7
A3	8 a 11
A4	> 11

1.3.2 Protección pasiva contra el fuego.

Las medidas de protección pasiva contra incendios son aquellas relacionadas con las características de la propia construcción. Generalmente, forman parte integral de la construcción y se encuentran presentes durante toda su vida útil. Los materiales resistentes al fuego previenen o retardan el paso de calor excesivo. Esto impide que otros elementos más importantes, como el acero se calienten y pierdan sus propiedades mecánicas, o bien limitan la expansión del incendio por todas las plantas del edificio. Para que un material sea considerado resistente al fuego debe ser: estable al fuego (no perder su capacidad portante), estanco al fuego (impedir el paso del fuego por un determinado tiempo), no emitir gases inflamables y aislante térmico. Habitualmente, se emplea yeso como compuesto predominante en los materiales empleados en protección pasiva contra el fuego.

El yeso durante un proceso de calentamiento como el que se produce durante un incendio se descompone endotérmicamente según la reacción:



La reacción 2 comienza entorno a los 120°C y es donde se produce el yeso semihidratado. El calor de esta reacción es entre 100 y 112 kJ/kg de yeso dependiendo si se genera yeso β -semihidratado o α -semihidratado, respectivamente (Féjean et al., 2003). En la reacción 3, el yeso semihidratado se

convierte en yeso anhidro entorno a los 200°C (Leiva et al., 2010; Thomas, 2002). El calor de reacción será 63,5 kJ/kg para la forma α del yeso anhidro y 50 kJ/kg para la forma β .

La clasificación de resistencia al fuego se determina típicamente midiendo el tiempo durante el cual un material resiste una prueba de resistencia de un fuego normalizado. Según la norma UNE-EN 1363-1(UNE-EN, 2015), la curva de calentamiento de un fuego (Figura 4), normalizado sigue la relación:

$$T = 345 \cdot \log(8t + 1) + 20 \quad \text{Ecuación 3}$$

donde: T es la temperatura media del incendio en grados Celsius y t es tiempo en minutos desde que se inició el incendio.

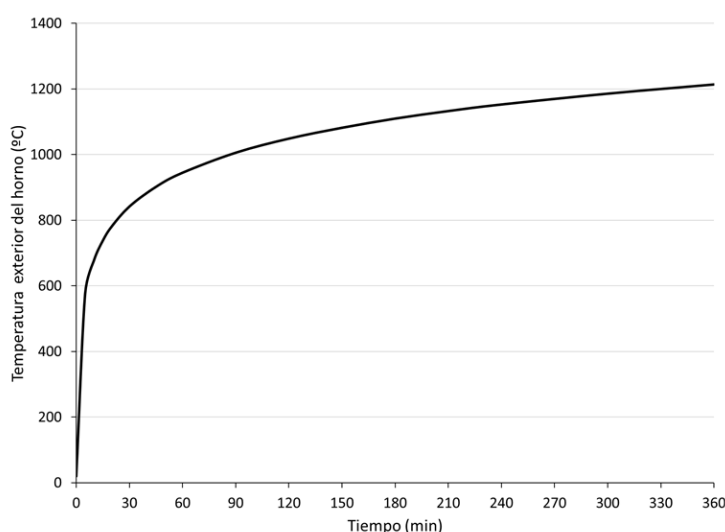


Figura 4. Curva normalizada del fuego UNE-EN 1363-1(UNE-EN, 2015).

En España, se consume 1,6 Mt/año de yeso para la fabricación de paneles ignífugos (IGME, 2017).

1.4 Justificación.

La producción de la industria acuícola lleva asociada 12 millones de toneladas de residuos al año en el mundo (Yao et al., 2014). La disposición de dichos residuos, como se mostró en el apartado 1.1.1, se ha convertido en un problema ambiental, sanitario, económico y social.

El estudio del reciclado de las conchas de moluscos ha sido ampliamente estudiado para diversas aplicaciones. Sin embargo y a pesar de existir estudios que demuestran la viabilidad técnica, el reciclado de las conchas no ha sido extendido comercialmente. Como se muestra en la Tabla 6, los reciclados propuestos han sido de bajo valor añadido y/o el reciclado no es capaz de absorber la gran cantidad de residuos generados. En el caso de los catalizadores de base CaO, se necesita reducir el consumo de combustibles fósiles necesarios durante la fabricación del catalizador, ya que la calcinación del CaCO₃ podría anular los beneficios ambientales y económicos de esta opción de reciclado.

Tabla 6.. Análisis comparativo de los diferentes métodos de reciclado.

Uso	Valor añadido	Demanda del producto por parte de los usuarios	Observaciones
Acondicionador de suelo	Bajo	Alta	Aplicación limitada a suelos ácidos debido al contenido de NaCl
Adsorbentes	Bajo	Bajo	Generalmente, conlleva la calcinación del CaCO_3
Catalizadores	Alto	Bajo	Conlleva la calcinación del CaCO_3
Suplemento de calcio	Bajo	Alto	La adsorción del CaCO_3 procedentes de las conchas es menor
Relleno de polímeros	Alto	Bajo	Demanda tamaños de partículas pequeñas.
Material de construcción	Bajo	Alta	Se ha focalizado principalmente como áridos.

Como se muestra en el apartado 1.2.1, se debe eliminar el NaCl y la materia orgánica presente en las conchas. A pesar del consumo de recursos naturales y de energía necesarios durante el pretratamiento, como se muestra en el apartado 1.2.3, los estudios sistemáticos sobre los beneficios/perjuicios ambientales derivados reciclado de las conchas son escasos en la bibliografía. En el caso del reciclado de las conchas como CaCO_3 , Alvarenga et al., (2012) e Iribarren et al., (2010a) tienen conclusiones opuestas debido a los diferentes escenarios que plantean ambos autores (ver apartado 1.2.3). En el caso del reciclado de las conchas como CaO, Lee et al., (2020) desaconseja el reciclado de las conchas para esta aplicación ya que la conversión de la concha a CaO consume más recursos naturales y genera más emisiones que la cal. Por lo tanto, es necesario investigar otras aplicaciones, donde además de la viabilidad técnica, se estudien los beneficios/perjuicios ambientales que produzcan, y sea capaz de absorber una gran cantidad de los residuos producidos.

2. OBJETIVOS Y ALCANCES

El desarrollo del presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la viabilidad del reciclado de las conchas desde tres aspectos: técnico, ambiental y económico en dos materiales constructivos: como árido grueso en la fabricación de barreras acústicas y como elemento para la fabricación de paneles destinados a la protección pasiva contra el fuego. Para ello, los objetivos formulados en la presente tesis son:

1. Evaluar la viabilidad del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como sustitutos de áridos en barreras acústicas.

Como se indica en el apartado 1.3.2, el desarrollo de la Directiva europea CE/49/2002 (Parlamento Europeo, 2002) y los Real Decretos 15/2005 (Ministerio de la Presidencia, 2005) y 1367/2007 (Ministerio de la Presidencia, 2007) ha provocado el uso generalizado de las barreras acústicas como medida de remediación en autopistas y carreteras, siendo las barreras acústicas con hormigón poroso la más utilizadas (Kotzen et al., 2008). En España, con la finalidad de reducir la exposición a ruido de la población, se tiene proyectado la instalación de 1702 km de barreras acústicas de carreteras y vías férreas con un presupuesto de 478 M€ (Ministerio de Fomento, 2016; 2018). Por lo tanto, la solución propuesta podría consumir gran cantidad del residuo generado.

Como se muestra la Figura 5, en este objetivo se ha perseguido los siguientes objetivos específicos:

- Estudiar el tamaño de partículas del residuo con el fin de identificar los tamaños de partícula que entreguen resultados técnicamente factibles respecto a las propiedades mecánicas (resistencia a compresión, flexión), propiedades físicas (porosidad, densidad) de la capa porosa de la barrera acústica. Además se determinó las características del material respecto a las propiedades acústicas de la capa porosa.
- Analizar las diferencias en las propiedades técnicas (mecánicas, físicas y acústicas) del uso de diferentes tipos de residuos (ostión y viera) en la capa porosa de la barrera acústica.
- Analizar los impactos ambientales del reciclado de concha en la barrera acústica (capa

porosa y estructural), mediante de ciclo de vida de los productos y llevar a cabo ensayos de lixiviación, para aquellas composiciones técnicamente factibles.

- Determinar los costes de producción de la barrera acústica con conchas pretratadas para aquellas composiciones técnicamente factibles.

2. Evaluar la viabilidad del reciclado de residuos de conchas marinas como sustituto del yeso para ser empleado en paneles que sirvan para protección pasiva contra el fuego de estructuras o en sistemas de compartimentación en edificios.

De la misma manera que el yeso reacciona endotérmicamente en presencia de altas temperaturas, el CaCO_3 , entre los 600°C y 800°C , se descompone endotérmicamente en CaO y CO_2 . Por lo tanto, el alto contenido de CaCO_3 de las conchas marinas las convierte en una buena candidata para materiales ignífugos. Además, en España se consume 1656 Mt/año de yeso para la fabricación de paneles ignífugos (IGME 2017). En otros países como Chile, la producción de yeso es de 1 Mt (SERNAGEOMIN, 2017) y la generación del residuo de concha es similar a la generación de España, de 150 kt (SERNAPESCA, 2020). Por lo tanto, el consumo de conchas para la incorporación en este tipo de materiales sería total.

Como se muestra la Figura 5, en este punto de investigación se ha perseguido los siguientes objetivos específicos:

- Analizar la proporción de conchas necesarias como sustituto del yeso en estos materiales con el fin de identificar las composiciones técnicamente factibles respecto a las propiedades mecánicas (resistencia a compresión, flexión y dureza), propiedades físicas (humedad, pH y densidad) e ignífugas.
- Estudiar el tamaño de partículas del residuo con la finalidad de analizar el impacto del tamaño en las propiedades mecánicas, físicas e ignífugas.
- Analizar las diferencias en las propiedades técnicas (mecánicas, físicas e ignífugas) del uso de diferentes tipos de residuos (ostión y viera).
- Analizar los impactos ambientales del reciclado, mediante de ciclo de vida de los materiales y llevar a cabo ensayos de lixiviación, para aquellas composiciones técnicamente factibles.
- Determinar los costes de producción del nuevo material para aquellas composiciones técnicamente factibles.

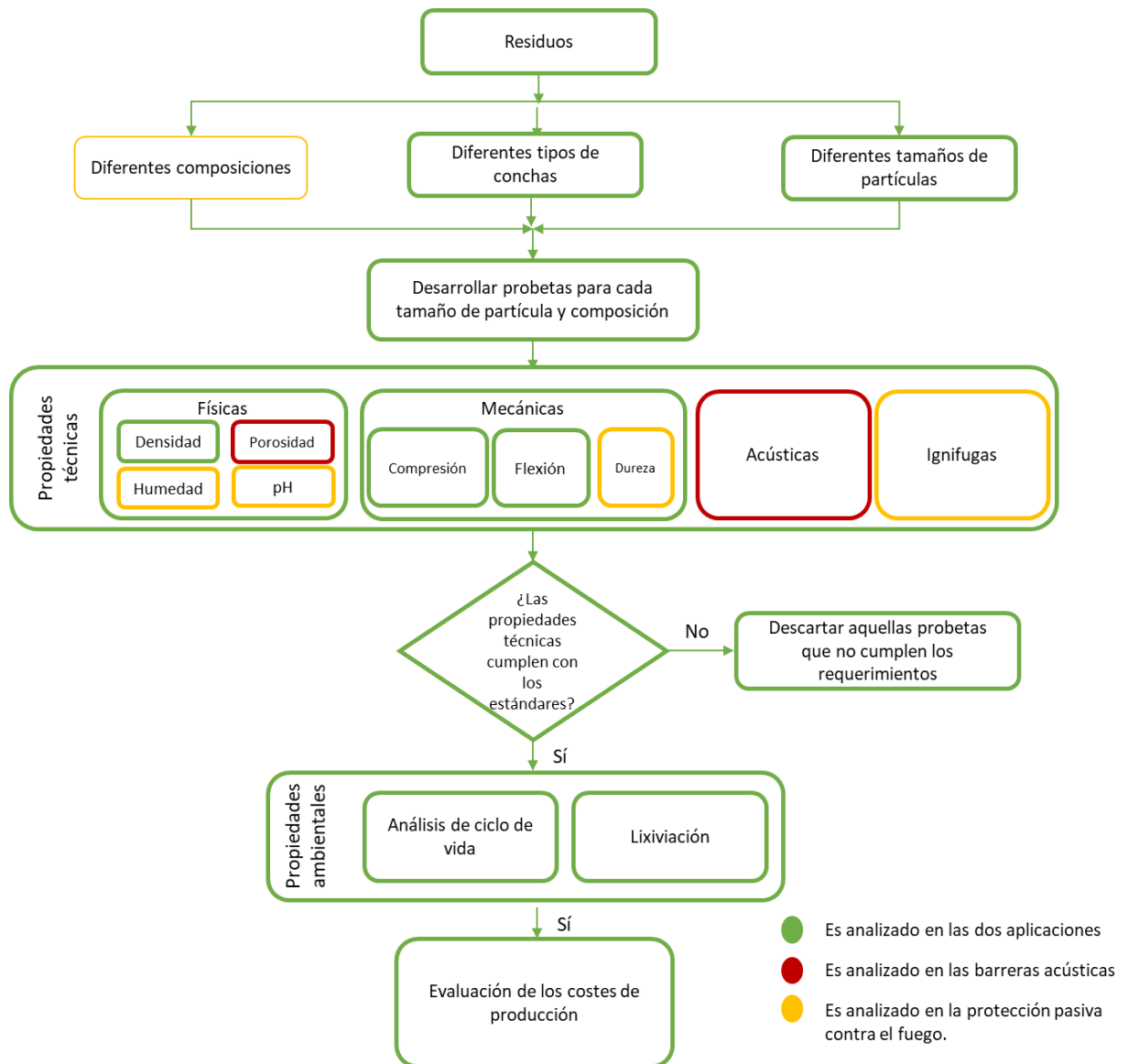


Figura 5. Metodología de trabajo de la presente Tesis.

3. RESULTADOS GLOBALES

3.1. Viabilidad del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como sustitutos de áridos en barreras acústicas.

Las publicaciones asociadas a este objetivo son:

- 1) Peceño, B., Arenas, C., Alonso-Fariñas, B., & Leiva, C. (2019). Substitution of Coarse Aggregates with Mollusk-Shell Waste in Acoustic-Absorbing Concrete. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 31(6), 04019077. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)mt.1943-5533.0002719](https://doi.org/10.1061/(asce)mt.1943-5533.0002719).
- 2) Peceño, B., Leiva, C., Alonso-Fariñas, B., & Gallego-Schmid, A. (2020). Is recycling always the best option? Environmental assessment of recycling of seashell as aggregates in noise barriers. *Processes*, 8(7). <https://doi.org/10.3390/PR8070776>.

Ambas publicaciones se encuentran adjuntas en el Anexo 2.1 y 2.2, respectivamente.

3.1.1. Análisis de la factibilidad técnica del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como sustitutos de áridos en la capa porosa (hormigón poroso) de barreras acústicas.

3.1.1.1. Resumen metodológico.

En este apartado, se sustituyó totalmente el árido grueso procedente de la cantera (grava) por residuos de conchas pretratada. Para ello, se prepararon muestras con 80% residuos y 20% cemento. Además, se fabricó una muestra de referencia con 80% grava y 20% cemento. La ratio agua/sólidos en todas las muestras fue el mismo e igual a 0,6. Las muestras fueron desmoldas al día siguiente y se mantuvieron en una cámara a una temperatura igual a 25°C y una humedad del 50% durante 27 días más. Con la finalidad de analizar las diferencias entre las propiedades técnicas cuando se usa diferentes tipos de residuos de conchas, se prepararon probetas con residuos de mejillón, viera y mezcla con ellas. Asimismo, también se analizó las propiedades técnicas para dos tamaños de partícula preparados. En la Tabla 4 del Anexo 2.1., se muestran todas las composiciones realizadas.

En referencia al pretratamiento realizado al residuo, las conchas fueron lavadas para eliminar las sales en un tanque de 20 litros durante 24 horas y después, durante 2 horas en otro tanque de

iguales dimensiones. Seguidamente, las conchas se secaron durante 18 minutos a 190°C y fueron triturados en dos tamaños de partículas (fracción fina: tamaños de partícula menores a 2 mm y la fracción gruesa: tamaños de partículas entre 2-7 mm), como se muestra en la Figura 6. Con la finalidad de eliminar la materia orgánica, las conchas fueron calcinadas 500°C durante una hora, (modificada de Barros et al., 2009).

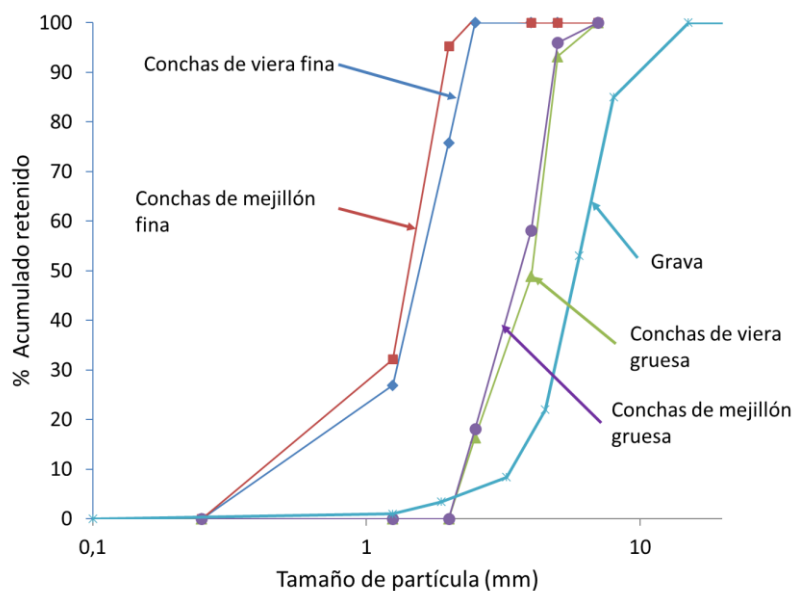


Figura 6. Distribución del tamaño de partícula.

Para determinar la viabilidad técnica se analizó la resistencia a compresión y la resistencia a flexión a los 28 días de acuerdo con la ASTM C39 (ASTM, 2016) y la ASTM C348 (ASTM, 2018), respectivamente. Las propiedades físicas (densidad y porosidad se determinaron de acuerdo con UNE-EN 1936 (UNE-EN, 2007). Con respecto a las propiedades acústicas, se ha obtenido el coeficiente de absorción acústica mediante un tubo de impedancia (ASTM, 2019a; ISO, 2002). Además, se ha calculado el coeficiente de reducción al ruido (ASTM, 2017) y el coeficiente de absorción ponderado (ISO, 1998). Por último, el coeficiente de absorción acústica se evaluó para las longitudes 4, 8 y 12 cm.

3.1.1.2. Resultados.

Las composiciones químicas de los residuos de conchas presentaron un 97% de contenido de CaCO_3 . Independientemente del tipo de residuo, el contenido de CaO fue similar para ambos residuos, 53,99% (p/p) para la viera y 53,74% (p/p) para el mejillón. Porcentajes similares fueron presentados por otros autores para los residuos de ostras y mejillón (Lertwattanakruk et al., 2012; Yao et al., 2014). En el caso de la grava, está compuesta principalmente de sílice, 85,73% (p/p).

Como se muestra en la Figura 7, la porosidad de los materiales fabricados con conchas pretratadas presentó valores entre 18,1% y 24,3% frente al 23% del hormigón poroso fabricado con grava. Para tamaños de partículas similares, la porosidad fue muy parecida (variaciones menores al 2%)

independientemente si la probeta estaba fabricada con mejillón, viera o la mezcla de ambas. Los materiales fabricados con la fracción fina del residuo presentaron menores porosidades que las fracciones gruesas, entre 18,1% a 19,6% frente a una porosidad de entre 23,6-24,3% de la fracción gruesa, debido al mayor empaquetamiento que producen partículas más pequeñas.

Respecto a la densidad, los materiales fabricados con la fracción gruesa de los residuos presentaron densidades similares (variaciones inferiores a un 6%) comparado con los hormigones porosos fabricados con grava. Sin embargo, los materiales hechos con fracciones finas presentaron las mayores densidades de todos los productos fabricados, tanto los hormigones hechos con grava como con la fracción gruesa del residuo. Estos resultados fueron en línea al comportamiento obtenido con las porosidades. Independiente del tipo de residuo (ostión, viera o mezcla de ambos), las densidades para el mismo tamaño de partículas fueron similares, ya que todas las conchas presentan una gravedad específica similar ($2,64 \text{ g/cm}^3$ y $2,63 \text{ g/cm}^3$ para el mejillón y la viera respectivamente).

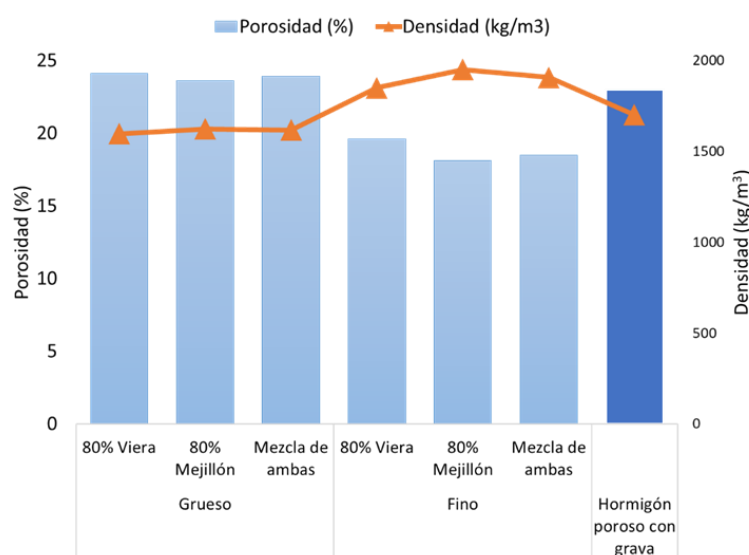


Figura 7. Porosidad y densidad aparente de los hormigones porosos.

En línea con las densidades aparentes, las resistencias mecánicas fueron similares cuando el tamaño de partícula fue similar. Sin embargo, la fracción gruesa de los hormigones porosos hechos con residuos de mejillón, presentaron una resistencia a compresión mayor que la fracción gruesa de la viera. Este hecho se debe a que la granulometría del mejillón fue ligeramente menor a la granulometría de la viera, como se muestra en la Figura 6. También, en línea con las densidades aparentes, los hormigones porosos hechos con la fracción fina del residuo presentaron resistencias más altas que los hormigones fabricados con la fracción gruesa del residuo, debido a que los primeros presentan una menor porosidad, como se observa en la Figura 7.

Como se muestra en la Figura 8, independientemente del residuo y del tamaño de partícula, todas las probetas fabricadas tuvieron resistencias mecánicas superiores a $3,10 \text{ MPa}$ (resistencia mecánica del hormigón poroso fabricado con grava). De acuerdo con Leiva et al., (2012), todos los

materiales serían aptos como hormigones para la capa porosa de las barreras acústicas ya que presentaron resistencias superiores 3MPa. Es por ello, que para mejorar las propiedades mecánicas a nivel industrial, se utilizan las barreras multicapas, explicadas en el apartado 1.3.1 (Arenas et al., 2013; Pan Rodo, 2011).

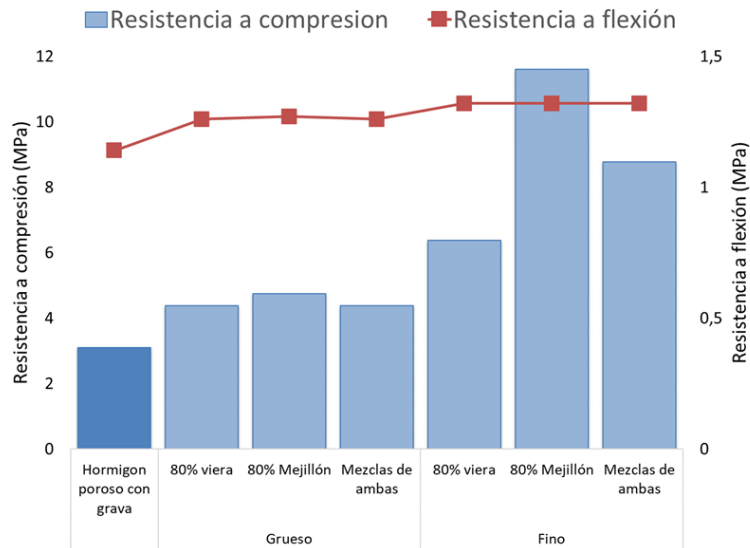


Figura 8. Resistencia a compresión y flexión.

Los hormigones con residuos, tanto fracción gruesa como fina, presentaron resistencias mecánicas más altas que hormigones porosos hechos con grava de cantera, incluso cuando el tamaño de partículas es similar. Este hecho se debe, principalmente, a que los residuos de conchas poseen una estructura plana y tiende a compactarse de manera horizontal a la matriz del cemento (Martínez-García et al., 2017). Sin embargo, la compactación de las conchas pretratadas se realiza de forma irregular, provocando la generación de poros abiertos (Khankhaje et al., 2017), como se muestra en la Figura 9 y 10, sin perjudicar las propiedades mecánicas.

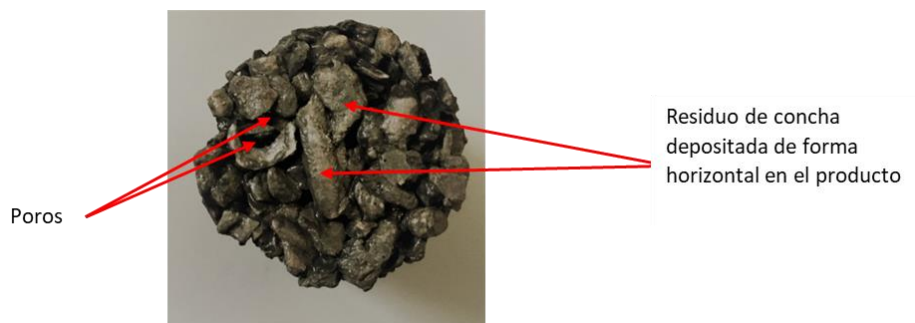


Figura 9. Disposición de los residuos de la fracción gruesa de conchas en los hormigones porosos.

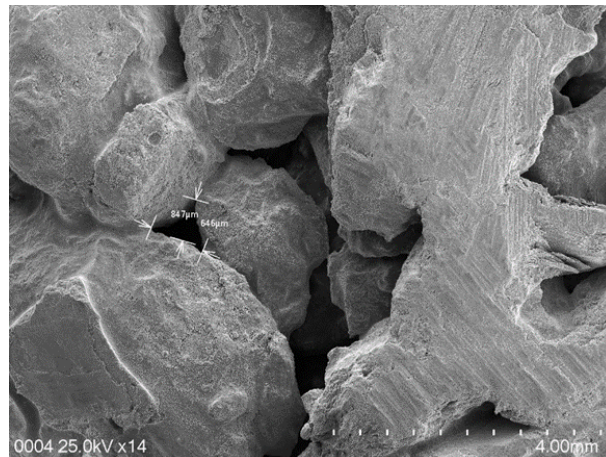


Figura 10. Microscopías del hormigón poroso con la fracción gruesa de residuo de mejillón.

Comparados con otros estudios las resistencias mecánicas fueron inferiores (Khankhaje et al. 2017; Nguyen et al. 2017). Khankhaje et al. (2017) reportaron resistencias mecánicas superiores cuando sustituyeron el 75% de grava triturada por residuos de berberechos, con tamaños superiores a 4,75 mm, en morteros con un 20% de cemento. En la misma línea, Nguyen et al (2017) reportaron valores de resistencia a compresión superior a 15 MPa cuando sustituyeron el 56% del árido por residuos de conchas con tamaños de partículas inferior a 4 mm.

Respecto a las propiedades acústicas, como se muestra en la Figura 11, los materiales con coeficientes de absorción acústica mayores en todas las frecuencias fueron los hormigones porosos con la fracción gruesa de la concha pretratada y el hormigón poroso con grava de cantera. Asimismo, el coeficiente de reducción de ruido (NRC) y la absorción acústica ponderada ($DL\alpha$) siguieron la misma tendencia. El NRC de la fracción gruesa de los residuos de conchas fue 2,5 veces superior a la de fracción fina de los residuos conchas.

Respecto al uso de diferentes residuos (viera y mejillón,) y acorde con los resultados de resistencias a compresión, los hormigones porosos hechos con la fracción gruesa de viera presentó mayores propiedades acústicas (coeficiente de absorción acústica, NRC y $DL\alpha$) respecto a los hormigones hechos con la fracción gruesa del mejillón debido que la granulometría fue ligeramente mayor, como se muestra en la Figura 6.

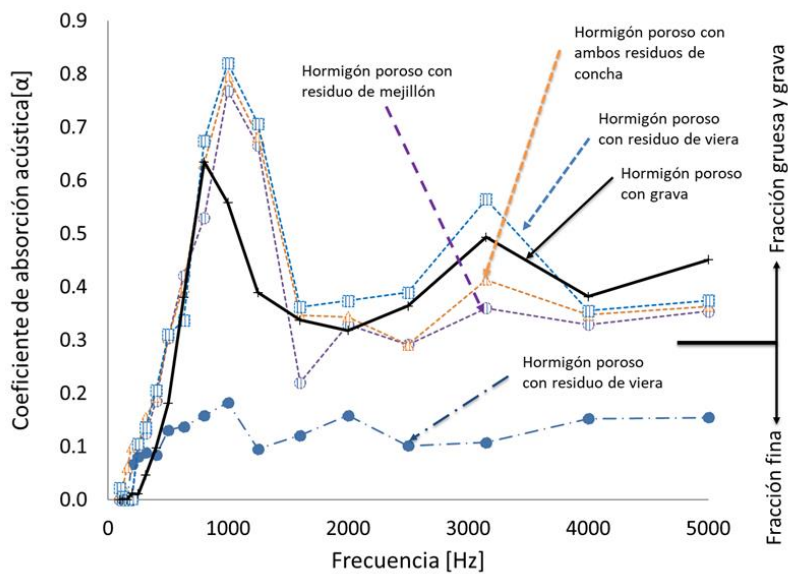


Figura 11. Coeficiente normal de incidencia.

Respecto a las diferencias entre los hormigones porosos hechos con la fracción gruesa del residuo y los fabricados con la grava de cantera. En un material poroso, la absorción acústica está relacionado con la pérdida de energía por fricción en las paredes de los poros. Debido a esto, los hormigones porosos fabricados con la fracción gruesa del residuo causaron la mayor absorción de ruido en bajas frecuencia (frecuencias menores a 2000 Hz). Sin embargo, para altas frecuencias, sobre los 2000 Hz, los hormigones porosos hechos con grava mostraron mayores absorciones. Esto fue debido que la disposición regular de la grava provocó un hormigón poroso menos tortuoso que el hormigón poroso hecho con conchas. Sin embargo, para las altas frecuencias, los poros del hormigón hecho con grava fueron lo suficiente grande como para absorber parte de la energía acústica.

Los hormigones porosos fabricados con la fracción gruesa del residuo mostraron a los 1000 Hz, el pico más alto, siendo superior a 0,8. Khankhaje, et al. (2017) informaron que la absorción máxima de la cascará de la nuez era superior a las de las conchas; sin embargo, el pico máximo se producía a 1500Hz.

Cuando el espesor del hormigón poroso aumenta, independiente de residuo y el tamaño de partículas, los picos de la curva de absorción se trasladaron hacia frecuencias menores, como se muestra en la Figura 12. Este hecho causó una mayor absorción y un mayor NRC ya que los picos de la curva de absorción se aproximaron más a las frecuencias de 250 Hz, 500 Hz, 1000 Hz y 1500 Hz.

Cuando la longitud de los materiales aumento a 12 cm, la frecuencia a la que se produce el pico máximo se desplaza hacia la izquierda (menores frecuencias). Para espesores de 12 cm, según UNE-EN 1793-1 (UNE-EN, 2017), el índice de evaluación de absorción acústica mostró que los

materiales hechos con la fracción gruesa de los residuos podrían clasificarse en la categoría A2 y estar clasificado en la misma categoría que hormigones porosos de uso comercial (ACH, 2018; Pan Rodo, 2011).

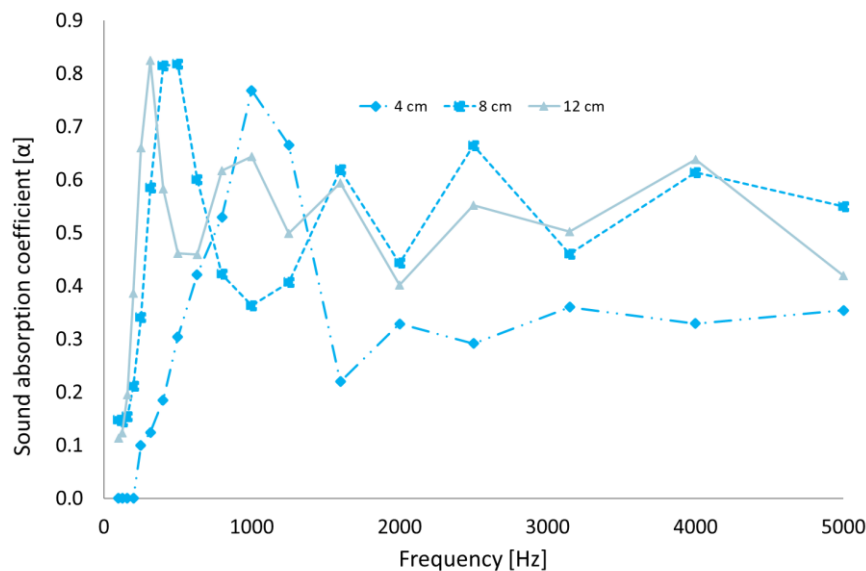


Figura 12. Variación del coeficiente de absorción acústica respecto al espesor del hormigón poroso con la fracción gruesa del residuo de mejillón.

3.1.2. Análisis del impacto ambiental del reciclado de las conchas de moluscos en barreras acústicas.

3.1.2.1. Resumen metodológico.

El uso de residuos de conchas como barreras acústicas de carreteras no debe tener impacto radiológico ni lixiviar metales pesados. Para ello, se evaluó la lixiviación de los residuos de conchas (mejillón y viera) mediante la Norma UNE-EN 12457-4 (UNE-EN, 2002) y al producto final se le sometió a la prueba de lixiviación monolítica (NEN, 1995).

El análisis de ciclo de vida se realiza de acuerdo con las ISO 14040/44 (ISO, 2006a, 2006b). Para la evaluación ambiental, se consideró la extracción de las materias prima, fabricación y la gestión de residuos de 1 m² de una barrera acústica multicapa, como unidad funcional (UF), conformada por hormigón la capa porosa y la capa estructural, como se muestra en la Figura 13.

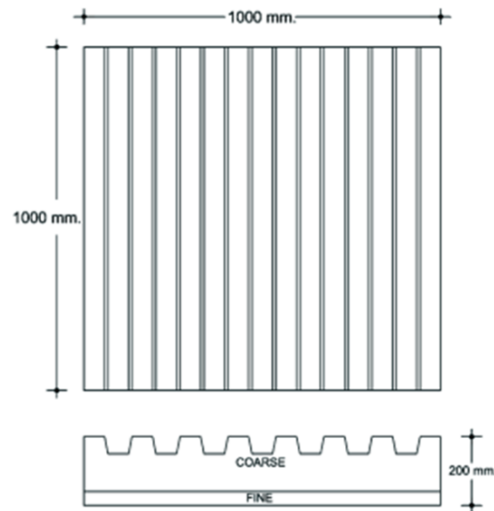


Figura 13. Dimensiones de la barrera de ruido acústico (

Como se muestra en la Figura 14, se han considerado los procesos de extracción de áridos procedentes de la cantera (grava, arena, grava triturada y cemento), el pretratamiento de las conchas, producción y la gestión del residuo.

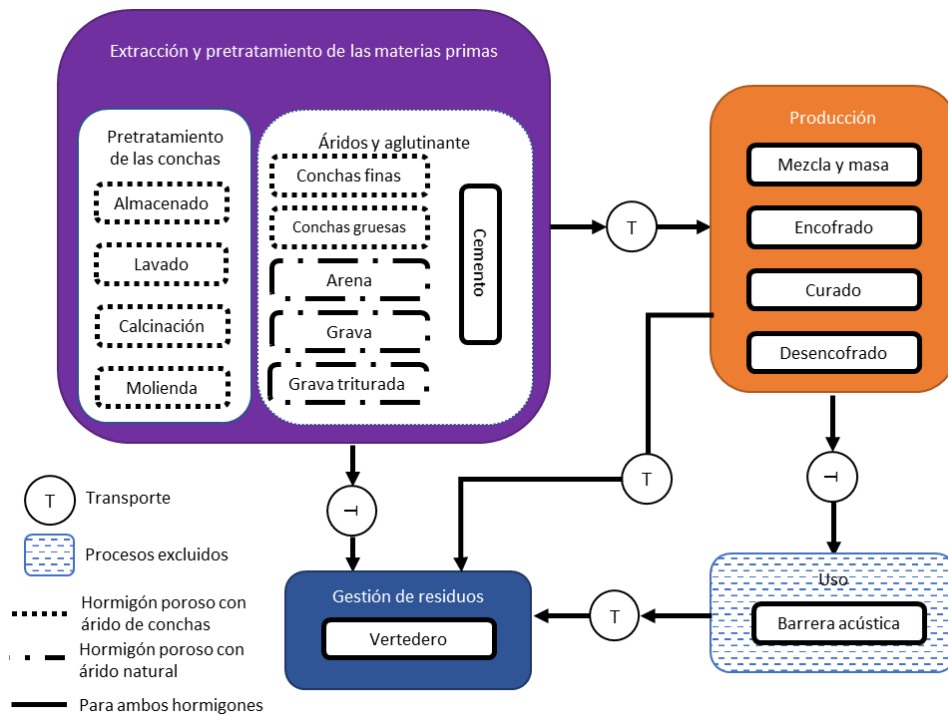


Figura 14. Límites del sistema para el ciclo de vida de las barreras acústicas

El pretratamiento de las conchas se realizó de acuerdo pretratamiento indicado en el apartado 3.1.1.1 y las emisiones calculadas por Iribarren (2010a). En el caso de la extracción de áridos procedentes de la cantera se obtuvieron de la base de datos de Ecoinvent v3.1 (Moreno et al., 2017).

La producción de la barrera acústica con residuo de conchas se consideró las dosificaciones

indicadas en el apartado 3.1.1.1, 20% de cemento y 80% de residuo con tamaño de partícula mayor a 2 mm y menor a 2 mm para la capa de hormigón poroso y estructural, respectivamente. Sin embargo, en el caso de la barrera acústica con áridos procedente de cantera, se consideró los consumos requeridos por una fábrica de barreras acústicas de Sevilla. Este hecho ha provocado que las proporciones de cemento y árido sean diferentes a las indicadas en el apartado 3.1.1.1, siendo 14% de cemento en lugar de 20% de cemento, como se muestra en la Tabla 7. Las dosificaciones de árido en las barreras acústicas con árido de cantera fueron: 1) para el hormigón estructural 57% de arena y 29% de grava y 2) para el hormigón poroso, se usó 86% de grava triturada. El uso de grava triturada en lugar de la grava (árido seleccionado en el estudio técnico) provoca una menor porosidad, mayores tortuosidades y resistencias mecánicas (Alexander & Mindess, 2010). En la Tabla 7, se muestra el inventario de ciclo de vida para 1 m² de barrera acústicas.

En relación con la actividad de uso, las diferencias en el uso o mantenimiento se consideraron insignificantes para diferentes materiales y, por lo tanto, en términos de comparación, se excluyó esta etapa. La durabilidad se consideró igual para todos los materiales comparados.

Como se muestra en la Figura 14, para la gestión del residuo después de uso y se los residuos fueron considerados como los residuos de construcción y demolición (RCD), según la sección 17 del Catálogo Europeo de Residuos (Comisión europea, 2000). Se supuso que el 100% de los residuos de demolición se enviarían al vertedero de acuerdo con Gálvez-Martos et al. (2018).

Por último, en el caso del transporte, las distancias se midieron con la herramienta de medición de distancias Google Maps™ (Maps, 2020) y se consideraron los siguientes supuestos:

- 3) las barreras acústicas se realizaron en Meis (Galicia) ya que allí se encuentra una empresa que fabrica pantallas acústicas (General de Hormigones).
- 4) los residuos de conchas se pretratan en la empresa Caliza Marina, ubicada en Boiro (a 39 km de Meis) (Barros et al., 2007).
- 5) mientras que las industrias conservas de mejillón se encuentran en Rianxo (a 10 km de Boiro).
- 6) una vez producida, se supuso que la barrera acústica recorrería una distancia de 200 km hasta la instalación final en una carretera.
- 7) en cuanto al final de su vida útil, se consideró que los residuos de demolición se transportaban a una distancia de 15 km hasta el vertedero (Mercante et al., 2012).

Como se mostró en el apartado 1.2.2, se han utilizado diferentes temperaturas para eliminar la materia orgánica. Debido a la potencial influencia que la producción de calor del proceso térmico puede tener en la evaluación ambiental, se estudió el impacto ambiental para otras temperaturas: 135°C, 250°C y 550°C. Además, se analizó las diferencias en los consumos de cemento entre la barrera acústica de árido procedente de canteras y la fabricada con residuo es un factor que provoque un cambio de escenario en las categorías analizadas.

Tabla 7. Inventario del ciclo de vida para 1 m² de barrera acústica.

Parámetros	Barrera acústica			
	Árido de cantera	Conchas pretratadas a 550°C	Conchas pretratadas a 250°C	Conchas pretratadas a 135°C
Extracción y tratamiento de la materia prima				
Pretratamiento de residuos de conchas				
Residuo de conchas (kg)			301,8	
Propano (kg)		6,3	2,5	1,4
Diesel (g)		140,0	70,0	37,8
Sulfato de aluminio (g)			7,2	
Dióxido de cloro (g)			1,8	
Agua (kg)			280	
Electricidad de bajo voltaje (kWh)			29,4	
Áridos y cemento				
Grava	48,0			
Arena	96,0			
Grava triturada	69,1			
Fración fina (kg)			90,4	
Fración gruesa (kg)			90,4	
Cemento (kg)	35,2		45,2	
Producción				
Agua (kg)	14,6		27,1	
Electricidad de bajo voltaje (kWh)	0,5		0,4	
Final de vida				
Vertedero (kg)	262,0		240,0	
Transporte				
Generación de residuos a industria de pretratamiento (tkm)			3,02	
Materia prima a industria de barrera acústica (tkm)	11,0	18,5		
Desde la industria barrera acústica al lugar de uso (tkm)	52,4	48,6		
Desde el lugar de uso al vertedero (tkm)	1,0	0,9		

3.1.2.2. Resultados.

A pesar de que las composiciones químicas del residuo y la grava son diferentes, ambos compuestos poseían características inertes. De acuerdo con los resultados de lixiviación, las conchas pretratadas fueron clasificadas como inertes según la Directiva Europea CE 33/2003 (Comisión Europea 2003) y el producto final no provocaría emisiones de metales pesados según las regulaciones establecidas en el Decreto Holandés de Calidad del Suelo (DSQD, 2007).

Como se muestra en la Tabla 8, el ciclo de vida de una barrera acústica con residuos de conchas pretratadas a 550°C provocarían un incremento de los impactos entre un 31% y 267% respecto a las barreras acústicas con áridos de canteras. Los resultados muestran que la fabricación de la

barrera acústica con residuos de conchas no presenta ventajas ambientales sobre la barrera acústica con áridos de cantera. Principalmente, el pretratamiento de las conchas contribuiría entre un 17% y 79% frente a los áridos que contribuyeron entre 4% y 21%.

El análisis de sensibilidad mostró que, a pesar de reducir la temperatura a 135°C, el reciclado de las conchas presentaría un peor escenario medioambiental para cualquier categoría de impacto respecto a las barreras acústicas con áridos de cantera. Las barreras acústicas con conchas pretratadas a 135°C presentaron entre 1.23 y 2.11 veces más impacto en todas las categorías que las barreras fabricadas con áridos de cantera, como se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8. Impactos producidos por la fabricación, instalación, final de vida de las barreras acústicas.

	Impacto total			
	Barrera acústica con conchas pretratadas			Barrera acústica con árido de canteras
	550°C	250°C	135°C	
ADP e. (mg Sb eq)	5,0	4,8	4,7	2,7
ADP f. (MJ)	602,0	428,2	352,3	235,4
GWP (kg CO ₂ eq)	82,1	65,2	55,1	39,3
ODP (mg CFC-11 eq)	5,8	3,8	2,8	1,6
HTP (kg 1,4-DB eq)	4,4	3,9	3,7	2,7
FAETP (kg 1,4-DB eq)	2,5	2,3	2,3	1,4
MAETP (t 1,4-DB eq)	12,0	11,3	11,0	5,2
TETP (g 1,4-DB eq)	49,4	47,4	46,5	37,6
POCP (g C ₂ H ₄ eq)	10,2	7,7	6,6	4,4
AP (kg SO ₂ eq)	22,2	17,3	15,0	9,5
EP (kg PO ₄ eq)	0,05	0,04	0,03	0,02

Nota: ADPe: potencial de agotamiento abiótico de elementos, ADPf: potencial de agotamiento abiótico de recursos fósiles, AP: potencial de acidificación, EP: potencial de eutrofización, FAETP: potencial de ecotoxicidad acuática de agua dulce, GWP: potencial de calentamiento global, HTP: potencial de toxicidad humana, MAETP: marino acuático potencial de ecotoxicidad, ODP: potencial de agotamiento de la capa de ozono, POCP: potencial de creación de oxidantes fotoquímicos, TETP: potencial de ecotoxicidad terrestre.

Como se muestra la Figura 15, el proceso que contribuye en mayor medida al impacto ambiental en las barreras acústicas con árido de cantera es el cemento, aportando entre 47,2% y 93,2%. Sin embargo, como se muestra en la Figura 16, cuando se sustituyen los áridos por conchas pretratadas a 550°C, el pretratamiento de residuos de conchas fue el principal causante en siete categorías de impacto en el caso de las barreras acústicas con residuos de conchas pretratadas: ODP (76%), ADPf (63%), POCP (59%), AP (58%), MAETP (57%), EP (51%) y GWP (50%), provocando que las barreras acústicas con conchas pretratadas presentaran un aumento del impacto de entre 2,1 (GWP) y 3,6 (ODP) comparado con las barreras acústicas con árido de cantera. La causa principal en los impactos ADPf, POCP, AP y GWP se debió a las emisiones y consumo de propano generado en el proceso térmico. En el caso de EP, el impacto se asoció principalmente con las emisiones acuáticas

de PO_4^{3-} , NO, COD y NO_2 emitidas durante el proceso de lavado de residuos de conchas marinas. Para el MAETP, el impacto fue causado principalmente por las emisiones de HF, Be, Ni y Ba durante la extracción del carbón quemado para la generación de electricidad necesaria para la molienda.

En los impactos ADPe, FAETP, HTP y TETP, las barreras acústicas con conchas pretratadas aumentaron entre 1.3 (TETP) y 1.9 (ADPe) veces el impacto causado por una barrera acústica con árido de cantera. Esto se debió a que el pretratamiento de las conchas es el segundo factor que contribuye más, detrás del cemento, en las otras cuatro categorías de impacto: ADPe (42%), FAETP (41%), HTP (44%) y TETP (18%). La mayoría de estos impactos están asociados al consumo eléctrico en el proceso de molienda y, más específicamente, a la extracción del carbón utilizado para la generación eléctrica.

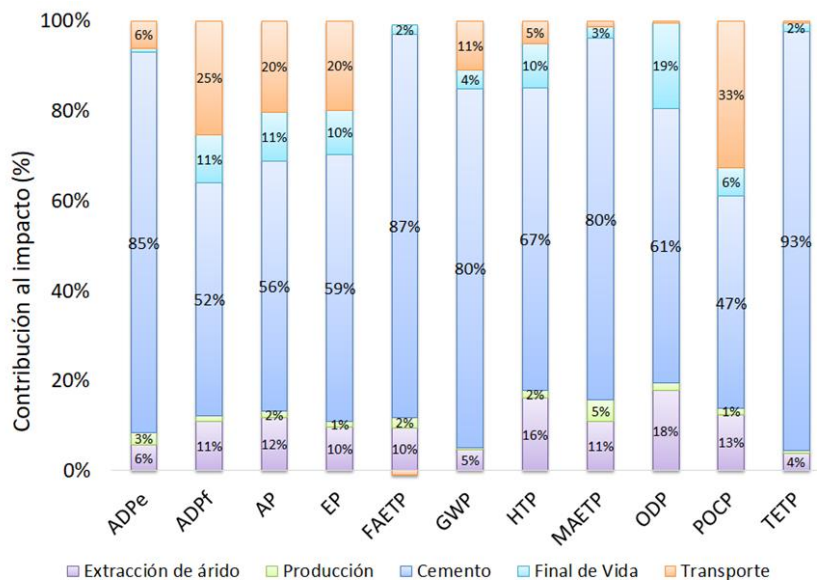


Figura 15. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de las barreras acústicas con áridos de cantera. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 8.

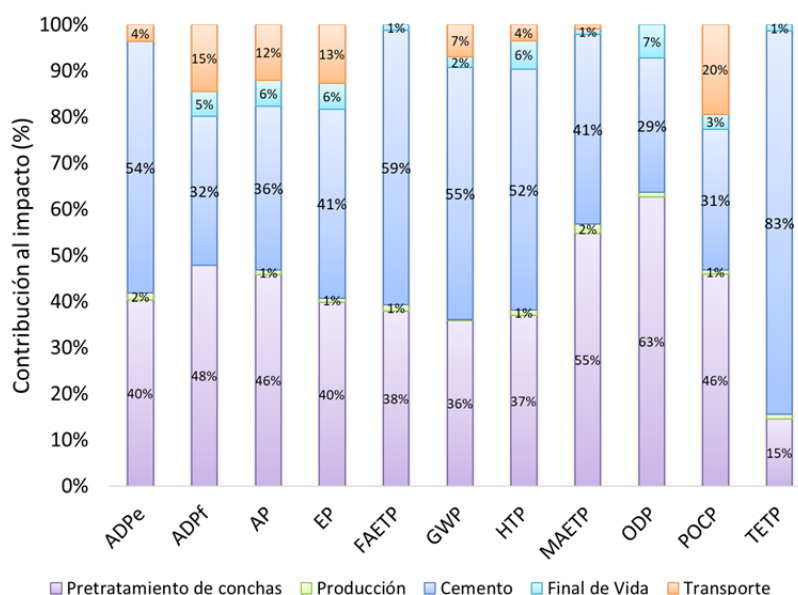


Figura 16. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de las barreras acústicas con conchas pretratadas a 550°C. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 8.

En cambio, los áridos de canteras, como muestra en la Figura 15, sólo contribuye significativamente en la categoría ODP (18%) y HTP (16%), debido a las emisiones asociadas al consumo de diésel utilizado en maquinaria pesada en la cantera. Los impactos asociados con los áridos de canteras son mucho menores que los asociados con las conchas pretratadas recicladas. El pretratamiento de los residuos de conchas genera impactos entre 4 (HTP) y 22 (GWP) veces más impactos que la extracción de áridos de canteras.

El proceso de producción de la barrera acústica aportó al impacto menos de un 5% para todas las barreras acústicas. En esta etapa, las barreras acústicas con conchas pretratadas presentaron una reducción respecto a las barreras acústicas con áridos cantera de entre 6% (EP) y 8% (AP). Debido a que las barreras acústicas con conchas pretratadas son materiales menos densos. La misma causa provocó una reducción en los impactos respecto a los hormigones con áridos en la gestión de residuos.

Como se muestra en la Tabla 8, en las categorías TETP, FAETP, ADPe y MAETP, la reducción de la temperatura en el pretratamiento provocó reducciones inferiores a 10%. Esto se debe a que, en estos impactos, el cemento es el principal causante del impacto.

Cuando se usan conchas pretratadas a 250°C y 135°C en el caso del EP, el impacto se reduce entre un 18% y un 26% en comparación a la barrera acústica con árido de cantera, respectivamente. Debido a la minimización del consumo de propano disminuye las emisiones al aire de NO_x y, por tanto, el impacto de EP. En los impactos de ADPf, AP, POCP, GWP y ODP, cuando la temperatura del pretratamiento se reduce a 250°C y 135°C, los impactos se reducen hasta un 22% y 32% respecto

al hormigón fabricado con conchas a 550°C. Estas reducciones se justifican por la disminución en el consumo de propano entre 60% y 78% que es el principal contribuyente a estos impactos.

A nivel industrial, las barreras acústicas con árido de cantera consumen un 4% menos de cemento que las barreras acústicas con conchas pretratadas. El aumento del consumo de cemento provocó un incremento del 13% en los impactos. Sin embargo, como se muestra en la Figura 17 y 18, al menos debe reducirse el consumo de cemento entre un 10,5% en las barreras acústicas con conchas pretratadas a 550°C y 13,5% en las barreras acústicas con conchas pretratadas a 135°C para que las barreras acústicas con conchas muestren un mejor escenario en una categoría de impacto (TETP) respecto a las fabricadas con árido de cantera.

Para los impactos HTP, EP, ADPe, FAETP, las barreras acústicas con conchas pretratadas a 550°C presentarían un mejor escenario respecto a las barreras con árido de cantera cuando la dosificación de cemento fuese menor a un 5%. Aun así, en los impactos GWP, ADPf, AP, MAETP, POCP y ODP, ni la reducción de la dosificación de los cementos provocaría ventajas medioambientales frente a las barreras con árido de cantera en las barreras fabricadas con 550°C. En el caso de las barreras con conchas pretratadas a 135°C, los impactos MAETP, ODP no presentarían, en ningún caso, ventajas medioambientales al modificar la dosificación del cemento. Y en el caso de los impactos ADf, POCP la dosificación de cemento sería demasiado pequeña, menor a 2,5% de cemento.

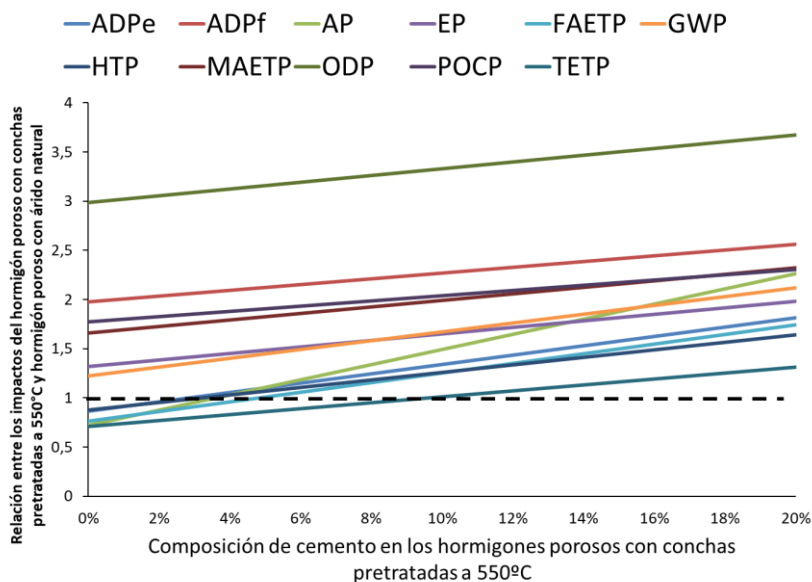


Figura 17. Variación de los impactos respecto a la reducción del porcentaje de cemento en los hormigones porosos con conchas pretratadas a 550°C. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la

Tabla 8.

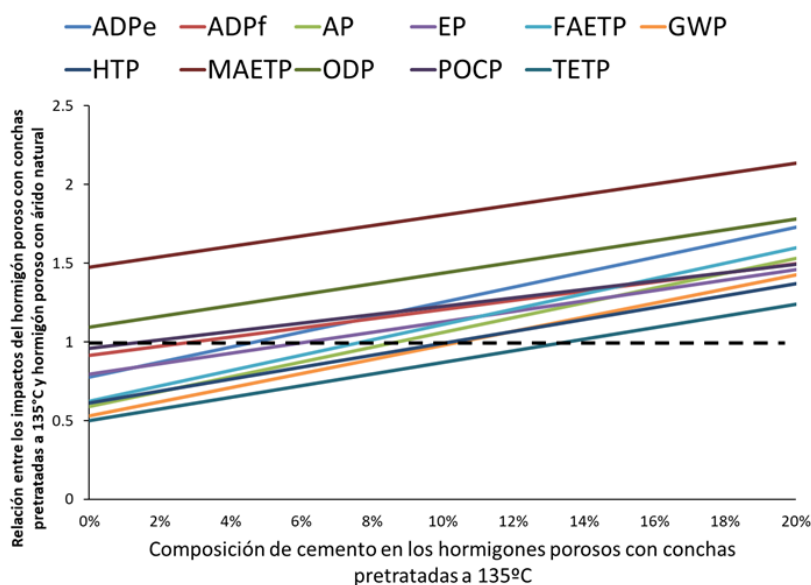


Figura 18. Variación de los impactos respecto a la reducción del porcentaje de cemento en los hormigones porosos con conchas pretratadas a 135°C. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 8.

3.1.3. Análisis de los costes productivos del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola como áridos en barreras acústicas.

3.1.3.1. Resumen metodológico.

Se realizó una evaluación económica preliminar para comparar los costos de producción de las barreras acústicas con conchas y las barreras con árido de. Se adoptaron los mismos datos y supuestos descritos para el análisis de ciclo de vida mostrados en la Tabla 7.

Se consideraron los costos de compra de materias primas (cemento, arena, grava y grava triturada, concha pretratada), transporte, consumo eléctrico y agua y electricidad en la producción de un metro cuadrado de hormigón poroso. La compra de la concha pretratada proviene de un gestor de residuos analizado por Iribarren (2010a). El gestor de residuos vende a 20 €/tonelada métrica las conchas pretratadas (Jamardo 2010). El precio del cemento se fijó en 25 €/ tonelada métrica (INE 2019a) y los precios asociados a los áridos de canteras usados por la industria se establecieron de acuerdo con proveedores de árido: 1) 11,2 €/ tonelada métrica para la arena, 2) 11,9 €/ tonelada métrica para la grava triturada y 3) 11,4 €/ tonelada métrica para grava (Esterri 2019).

También, se adoptaron los siguientes costes: 0,2426 € kWh de electricidad para consumidores no domésticos (Eurostat 2019a), 0,0736 € /kWh para gas natural (Eurostat 2019b), 1,24 €/m³ de agua, (INE 2016), y 50 € / tonelada métrica para la disposición de los residuos de producción en el vertedero (Oliveira Neto et al. 2017). Según el software de costes de transporte ACOTRAM versión 3.1.0 (Ministerio de Fomento 2018), en España el coste de transporte fue de 0,13 €/tkm. Por último, cuando fue necesario, los precios se actualizaron por la corrección de inflación según INE (2019b).

3.1.3.2. Resultados

El coste de producción de la barrera acústica con conchas pretratada podría aumentarse 2,12 veces respecto al coste de producción de la barrera fabricada con árido de cantera, de 10,39 €/m² para el hormigón con árido natural a 4,90 €/m² para el hormigón porosos con conchas pretratadas.

La adquisición de cemento y áridos representaron el 68% de los costes de producción de la pantalla acústica con árido de canteras, donde: 1) el 18% de los costes fue debido al cemento, 2) 22% a la adquisición de la arena, 3) 17% a la adquisición de la grava triturada y 4) por último, la grava conllevó un 11% del coste de producción. Sin embargo, en el caso de las barreras acústicas con residuo, la adquisición de las conchas pretratadas represento el 65% del coste total. Para la unidad funcional (UF), el coste de las conchas pretratadas fue de 6,80 €/UF frente a 2,5 €/UF de la pantalla con áridos naturales.

3.2. Viabilidad del reciclado de residuos de conchas marinas como sustituto del yeso para ser empleado en paneles que sirvan para protección pasiva contra el fuego.

Las publicaciones referentes a la evaluación de la viabilidad del reciclado de conchas procedentes de la industria acuícola como elementos en la protección pasiva contra el fuego son:

- Peceño, B., Alonso-Fariñas, B., Arenas, C., & Leiva, C. (2021). Influence of particle size of mussel shells in physical, mechanical, and insulating properties of fireproof materials. *Procedia Environmental Science, Engineering and Management*, 8(2), 323-333.
- Peceño, B., Alonso-Fariñas, B., Vilches, L.F., & Leiva, C. (2021). Study of seashell waste recycling in fireproofing material: Technical, environmental, and economic assessment. *Science of the Total Environment*, 790, 148102.

Ambas publicaciones se encuentran en el Anexo 2.3 y 2.4.

3.2.1. Análisis de la factibilidad técnica del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola en elementos pasivos contra el fuego.

3.2.1.1. Resumen metodológico.

En este apartado, se evaluó la influencia del reciclado de residuo de conchas como sustituto del yeso en materiales ignífugos. Para ello, se prepararon muestras con 40%, 60% y 80% de concha pretratada y yeso. Además, se fabricó una muestra de referencia 100% yeso. La ratio agua/sólidos en todas las muestras fue el mismo e igual a 0,4. Las muestras fueron desmoldas al día siguiente y se mantuvieron en una cámara a una temperatura igual a 20°C y una humedad del 45% durante 27 días más. Con la finalidad de analizar las diferencias entre las propiedades técnicas cuando se usa diferentes tipos de residuos, se prepararon probetas con residuos en mejillón, viera y mezcla

con ellas. Asimismo, con la finalidad de determinar la influencia del tamaño de partícula se prepararon dos tamaños de partículas: fracción fina (tamaños de partículas menores a 320 μm) y fracción gruesa (tamaños de partículas entre 320-1200 μm), como se muestra en la Figura 19.

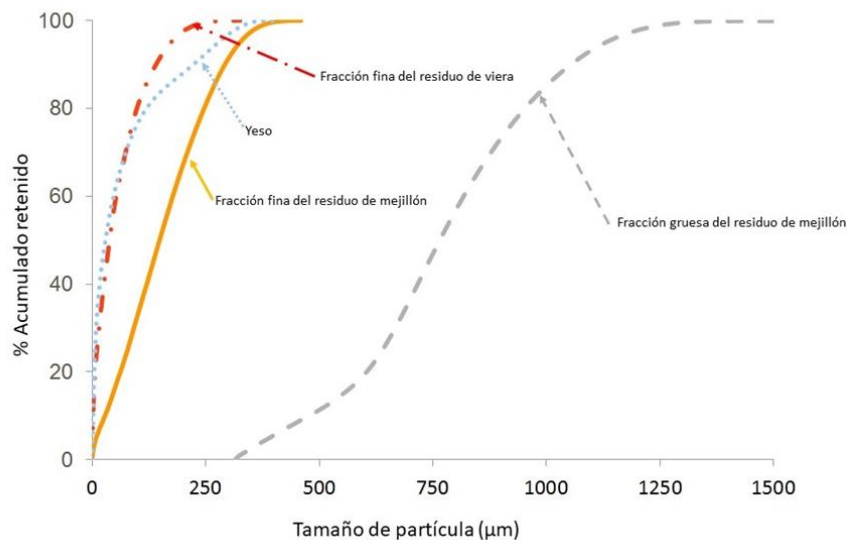


Figura 19. Distribución del tamaño de partícula.

Para todos los escenarios (tamaño de partícula, tipo de residuo y dosificación) se han analizado las propiedades físicas: 1) humedad mediante la normativa UNE-EN 12859 (UNE-EN, 2012) y 2) la densidad de acuerdo con la ASTM E 605 (ASTM, 2019b) y las propiedades mecánicas: 1) compresión, 2) flexión y 3) dureza superficial mediante la UNE-EN 13279-2 (UNE-EN, 2014). Para caracterizar el residuo se han realizado termo-gravimetrías calentando entre 25 y 1000 $^{\circ}\text{C}$ a una velocidad de calentamiento de 20 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ en una atmósfera de aire.

La capacidad de aislamiento contra incendios se realizó de acuerdo con la configuración experimental indicada por Ríos et al., (2020) y considerando la curva de calentamiento descrita en el apartado 1.3.3.

3.2.1.2. Resultados.

Como se muestra en la Figura 20, las termo-gravimetrías de ambos residuos fueron similares.

Las distintas pérdidas de peso de las conchas durante el calentamiento se debieron a:

- 8) A una temperatura ligeramente inferior a 100 $^{\circ}\text{C}$, se produjo la pérdida de humedad en las conchas, causando una pérdida de la masa en torno al 5% respecto a la masa inicial. (Jin et al., 2000; Sophia & Sakthieswaran, 2019). Sin embargo, en el caso del yeso, sobre los 120 $^{\circ}\text{C}$ se produce una pérdida de un 15% de la masa total, ya que perdió humedad y agua unida químicamente del yeso di-hidratado, como se muestra en las reacciones 2 y 3 (Leiva et al.,

2010; Thomas, 2002).

- 9) Entre los 600°C y 800°C, en las conchas, se produjo una caída de peso del 40% debido a la descomposición del CaCO_3 en CaO , como se muestra en la reacción 1 (Wang et al., 2019). En el caso del yeso comercial, también, se produjo una caída del peso debido al CaCO_3 presente en el yeso comercial. En esta línea, se encuentra la composición del yeso obtenida, principalmente estuvo conformada SO_3 , 47,92% (p/p), y CaO , 42,7% (p/p).
- 10) Posterior a temperaturas superiores a 800°C, ni las conchas ni el yeso comercial no sufrieron variaciones en el peso en la termo-gravimetría hasta los 1000°C.

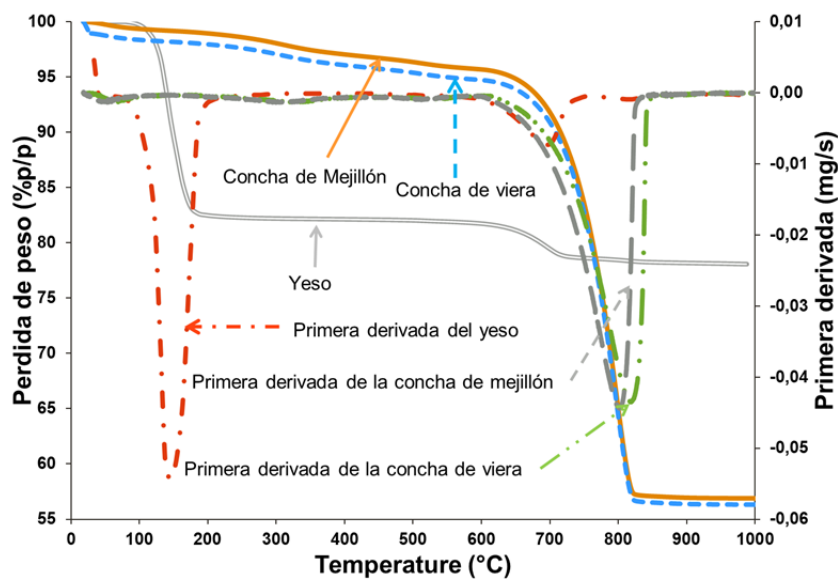


Figura 20. Termogravimetrías de las conchas de mejillón, viera y yeso.

Las densidades de los productos generados se encuentran entre 1305 y 1485 kg / m^3 . Por tanto, según UNE-EN 12859 (UNE-EN, 2012), todos los productos finales se clasificarían como materiales de alta densidad ($> 1100 \text{ kg} / \text{m}^3$). La influencia del porcentaje de residuos en la densidad mostró que al aumentar la dosificación del residuo disminuyó la densidad del producto, hasta un 11% respecto al material fabricado exclusivamente con yeso. Este resultado va en línea a las densidades específicas de los residuos (3,3 g/cm^3 para el yeso comercial frente a 2,67 g/cm^3 y 2,83 g/cm^3 del residuo de mejillón y la viera, respectivamente). Respecto a la influencia del tamaño de partícula en el parámetro de la densidad, los materiales hechos con la fracción gruesa del residuo presentaron una disminución de hasta un 4% respecto a los productos con residuo de la fracción fina de las conchas pretratadas. Y cuando se usó diferentes tipos de conchas en la misma proporción y tamaño de partículas, los productos presentaron densidades similares. Esto se debe a que las densidades específicas de los residuos de viera y mejillón son parecidas. Esta tendencia coincide con estudios previos de conchas en otros materiales (Kuo et al., 2013; Ponnada et al., 2016).

Respecto a la humedad, de acuerdo con los requisitos UNE-EN 12859 (UNE-EN, 2012), todos los productos presentaron humedades inferiores a 8% (p/p). La humedad disminuyó cuando aumentó la proporción de residuos debido a que los residuos de conchas poseen menos agua libre que el yeso comercial, como se muestra en la Figura 20. Asimismo, la humedad se mantuvo constante cuando se usaron diferentes tamaños de partículas y diferentes residuos, como se muestra en la Figura 20, ambos residuos presentaron una humedad similar.

Como se muestra en la Figura 21, respecto a las propiedades mecánicas, todos los productos presentaron resistencia a la compresión y flexión superiores a las mínimas establecidas por la UNE-12859, 2 MPa y 0,83 MPa para la resistencia a compresión y flexión, respectivamente (UNE-EN, 2012). Sin embargo, en el caso de la dureza, como se muestra en la Figura 22, los productos con un 80% de residuo no fueron mayores a 80 Shore C (UNE-EN, 2012). Respecto a la influencia del tamaño de partícula en las propiedades mecánicas, disminuyeron cuando el tamaño de partícula fue mayor. Asimismo, misma tendencia, resultó cuando el porcentaje de conchas en el producto aumentó. Debido, principalmente, a que las partículas de los residuos son mayores que el yeso: 1) para la fracción fina entre 2 a 5 veces mayor y 2) para la fracción gruesa 25 veces mayor. Durante los ensayos de resistencia a compresión y flexión y huecos en el ensayo de dureza, las partículas gruesas suelen generar mayor porosidad, desarrollando caminos de rupturas preferenciales (Safi et al., 2015). Asimismo, este resultado se encuentra en línea con las densidades aparentes de los productos. Los productos fabricados exclusivamente con yeso presentaron densidades 1485 kg/m^3 frente a los productos con un 80% de residuo entre 1335 y 1327 kg/m^3 . Respecto al uso de diferentes residuos de conchas en el material no generó cambios significativos en las propiedades mecánicas.

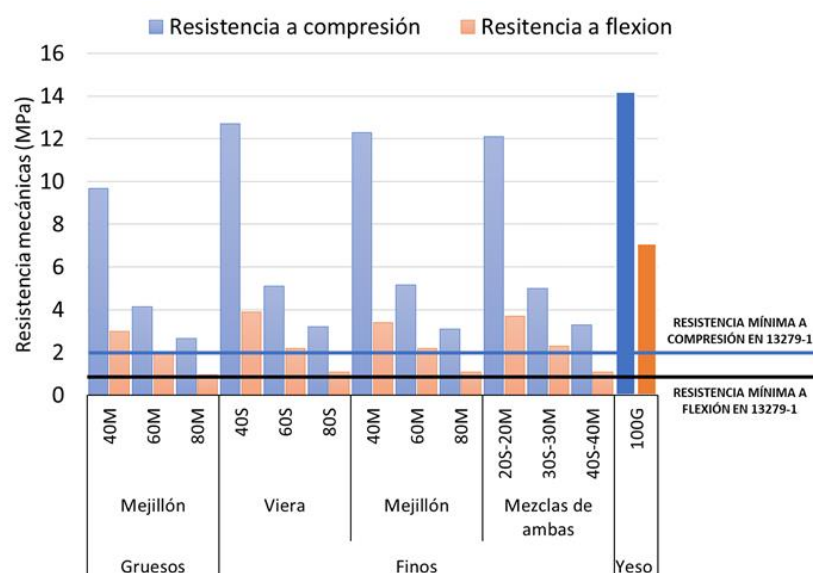


Figura 21. Resistencias mecánicas de los materiales para la protección pasiva contra el fuego.

Nota: 40M: 40% de concha de mejillón, 60M: 60% de concha de mejillón, 80M: 80% de concha de mejillón, 40S: 60% de concha de viera, 60S: 60% de concha de viera, 80S: 80% de concha de viera, 20M-20S: 20% de concha de mejillón y 20% de concha de viera, 30M-30S: 30%

de concha de mejillón y 30% de concha de viera, 40M-40S: 40% de concha de mejillón y 40% de concha de viera y 100G: 100% yeso.

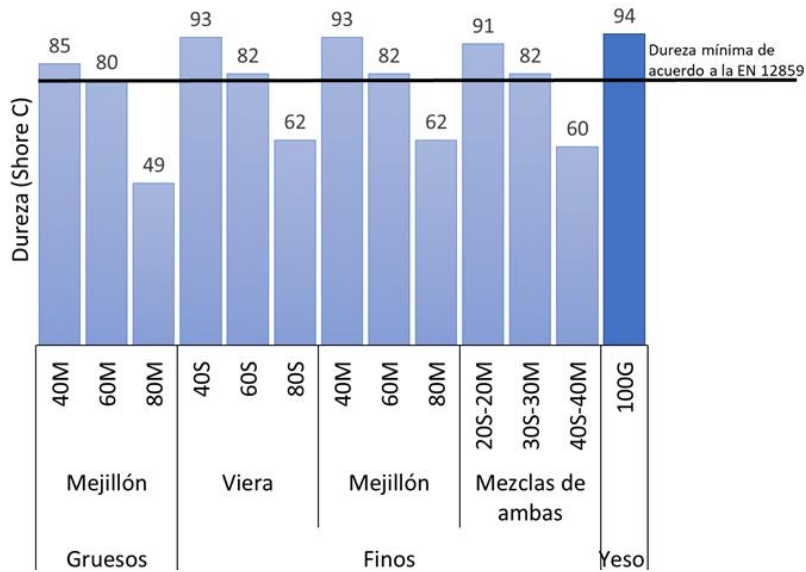


Figura 22. Dureza de los materiales para la protección pasiva contra el fuego. Nota: ver siglas en la Figura.

21

Los materiales fabricados con residuos tuvieron propiedades mecánicas superiores que las cenizas volantes en la misma dosificación (Leiva et al., 2015) y resultados similares con residuos como el policarbonato (Pedreño-Rojas, et al., 2019a; Pedreño-Rojas, et al., 2019b).

Respecto a la capacidad ignífuga, esta propiedad depende de dos factores: la duración de la meseta de evaporación y la pendiente de la curva después de la meseta de evaporación. La duración de la meseta de evaporación es proporcional al agua (libre y unida químicamente) presente en el material (Vilches et al., 2005). Como se muestra en la Figura 23, la duración de la meseta de evaporación se redujo al aumentar la proporción de los residuos debido a que el yeso tiene una mayor cantidad de agua unida químicamente que la concha, como se muestra en la Figura 20.

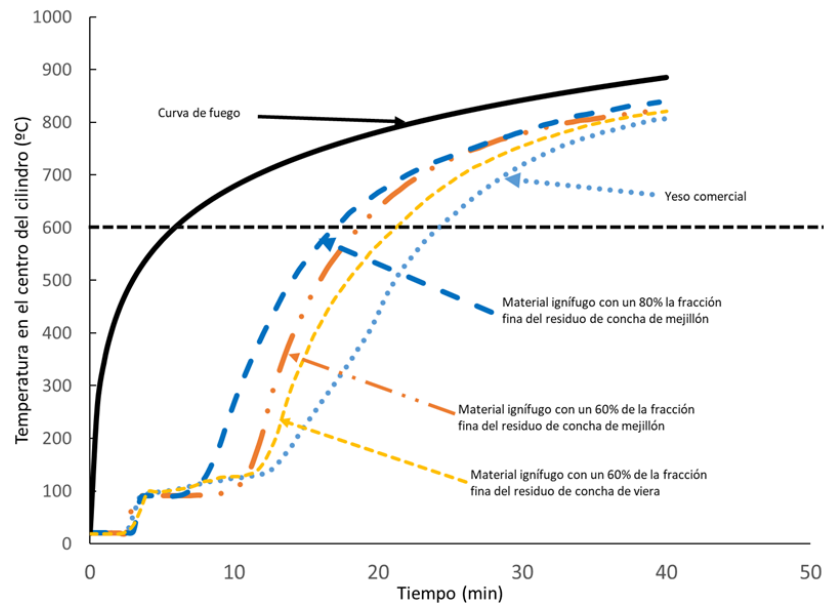


Figura 23. Capacidad aislante del yeso y los materiales ignífugos hechos con 60% de la fracción fina del residuo de concha de viera y mejillón y con 80% de la fracción fina del residuo de concha.

Por otro lado, cuando la temperatura en el centro del cilindro alcanza los 500°C , la temperatura en la superficie es de 760°C , y el carbonato de calcio de la zona más exterior se descompone endotérmicamente según que reacción 1 (como se muestra en la Figura 20). Este hecho provocó que, al aumentar el contenido de conchas pretratada en el material, la pendiente de la curva del ensayo de resistencia al fuego disminuyera debido a la absorción de energía que produce la descomposición del carbonato, sin llegar a producir una meseta, de manera que se incrementa el tiempo que alcanzar los 600°C de los materiales con conchas. Sin embargo, en el caso del yeso comercial, la pendiente después de la meseta fue ligeramente superior. Esto se debió a la pérdida de agua que se produjo por evaporación, lo que produjo un material más poroso y, por lo tanto, el calor se difundió más rápidamente.

En cambio, cuando se analizó los materiales con la fracción gruesa del residuo para la misma dosificación provocó una disminución de la meseta de evaporación. Causado por la porosidad del material que aumentó en los materiales con la fracción gruesa, provocando una penetración mayor del calor y propiciando que la temperatura en el centro del material crezca más rápido. Para diferentes tipos de residuos, con el mismo tamaño y proporción, la resistencia al fuego no sufrió cambios significativos.

Otros residuos como las cenizas volantes de carbón han sido estudiados para esta aplicación mostraron una capacidad de aislamiento térmico menor (Leiva et al., 2005).

3.2.2. Análisis del impacto ambiental del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola en elementos pasivos contra el fuego.

3.2.2.1. Resumen metodológico.

Se ha analizado la lixiviación monolítica de los productos finales mediante el ensayo NEN (NEN, 1995), considerando la metodología descrita en el apartado 3.1.2.1

Con el objetivo de evaluar la posible reducción de los impactos ambientales de los materiales técnicamente factibles se analizó el ciclo de vida de 1 m³ de materia acuerdo con ISO 14040 y 14044 (ISO 2006a, ISO 2006b). Para el modelamiento de ciclo de vida se aplicó Recipe 2016 (Huijbregts et al., 2016). Para la obtención del inventario, como se muestra en la Figura 24, se consideró:

- Pretratamiento de las conchas: las conchas marinas se secaron a 105°C durante 18 min. Después del secado, las conchas marinas se trituraron con una trituradora de mandíbulas hasta un tamaño de partícula de <1 mm. Luego, para eliminar la materia orgánica retenida en las conchas marinas, se calcinaron a 250°C durante 1 h. Las entradas y salidas del pretratamiento de los residuos de conchas se calcularon de acuerdo con lo informado por (Iribarren, et al., 2010a).
- Calcínación del yeso: la deshidratación del yeso crudo (CaSO₄·2H₂O) en yeso semihidratado (CaSO₄·1/2H₂O) se calculó de acuerdo con (Bušatlić et al., 2009). Las emisiones debidas a la combustión del combustible fósil (gas natural) fueron modeladas de acuerdo con (Labein, 2005).
- Producción del material: los consumos eléctricos, agua y los residuos generados durante esta etapa fueron modelados de acuerdo con los datos entregado de la fábrica TEFUPLAC. Los residuos generados por el fabricante de paneles ignífugos se enviaron a 141 km al vertedero de Areosa en Cerceda (Galicia, NO de España).
- Gestión de residuos: se consideró la misma situación que la indicada en el apartado 3.1.2.1. Igualmente, las distancias se midieron con la herramienta de medición de distancias Google MapsTM (Maps 2020).
- Transporte de material: la ubicación de la empresa de pretratamiento se situó en la misma ubicación que en el apartado 3.1.2.1 y la producción del material ignífugos se ubicó en el polígono industrial de Ourense. El yeso di-hidratado procede de una cantera de Leza del Río (La Rioja). Las distancias desde la producción y el uso y desde el uso hasta el vertedero fueron de 200 y 100 km, respectivamente.

En relación con la actividad de uso, las diferencias en el uso o mantenimiento se consideraron insignificantes para diferentes materiales y, por lo tanto, en términos de comparación, se excluyó esta etapa. La durabilidad se consideró igual para todos los materiales comparados.

En el material suplementario del anexo 2.4, se encuentra el inventario extendido.

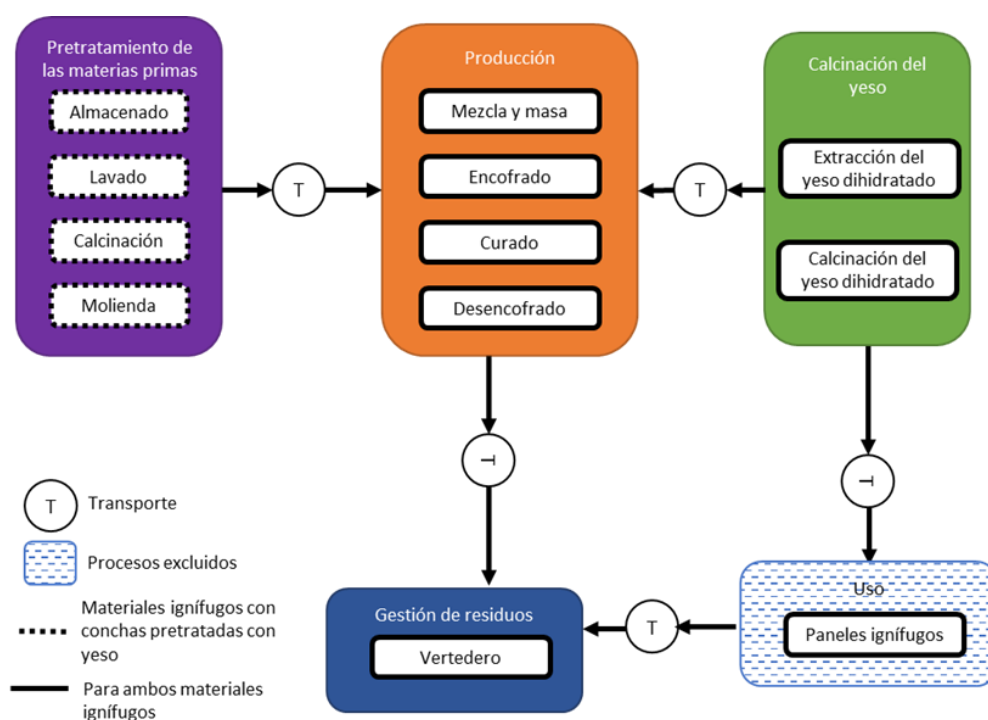


Figura 24. Límites del sistema para el ciclo de vida de los paneles ignífugos que utilizan exclusivamente yeso comercial y paneles con yeso comercial y conchas pretratadas.

3.2.2.2. Resultados.

Respecto a la prueba de lixiviación monolítica (NEN, 1995) y comparando los resultados obtenidos con los límites establecidos en la DSQD (DQSD, 2007), se mostró que los materiales generados con residuos de concha no conllevan un riesgo ambiental debido a alguna posible lixiviación de metales pesados.

Respecto a la evaluación ambiental, como se muestra en la Tabla 9, la sustitución de yeso por residuos de conchas produjo una reducción en 13 de 18 impactos, generando una reducción entre el 0,4% y 143% para los materiales hechos con residuos.

Sin embargo, como se muestra en la Tabla 9, en los impactos FEP, HTPc, HTPnc, MEP y WCP, la sustitución de conchas de residuos por yeso generó un aumento de entre el 3% y 86% para los materiales hecho con un 40% de concha pretratada y entre 4% y 90% para los materiales hecho con un 60% de residuo.

Como se muestra la Figura 25, para todos los impactos, excepto en los impactos de LOP y WCP, las emisiones a la combustión de combustible fósil necesarios en transporte y la calcinación del yeso fueron la principal causa en el impacto, contribuyendo entre 8,6% y 83,9% y 12,4% y 99,9%

del impacto total, respectivamente en todas las categorías estudiadas. En el caso LOP y WCP, la gestión del residuo y el consumo del agua necesario para la producción del material fueron los principales contribuyentes.

Tabla 9. Impactos producidos por la fabricación, instalación, final de vida de los materiales ignífugos.

Impacto	Yeso comercial	Yeso con 40% de residuo de conchas	Yeso con 60% de residuo de conchas
EOFP (kg NOx eq)	0,28	0,27	0,26
FEP (g P eq)	0,70	1,0	1,1
FETP (g 1,4-DCB eq)	0,10	0,09	0,09
FFP (kg oil eq)	67,78	44,29	33,82
GWP (t CO ₂ eq)	14,65	13,81	13,45
HOFP (kg NOx eq)	0,27	0,27	0,27
HTPc (kg 1.4-DCB eq)	0,05	0,11	0,14
HTPnc (kg 1.4-DCB eq)	0,75	0,77	0,79
IRP (kBq Co-60 eq)	0,86	0,67	0,57
LOP (m ² a eq)	1,37	1,13	1,02
MEP (g N eq)	0,24	1,82	2,49
METP (kg 1.4-DCB eq)	0,11	0,08	0,06
ODP (mg de CFC11 eq)	0,52	0,35	0,27
PMFP (kg de PM _{2.5} eq)	0,35	0,24	0,19
SOP (kg Cu eq)	4,84	2,98	1,99
TAP (kg de SO ₂ eq)	0,58	0,44	0,38
TETP (kg 1.4-DCB eq)	24,61	2,23	2,15
WCP (m ³)	0,74	1,7	2,1

Nota: GWP: cambio climático, ODP: agotamiento del ozono, TAP: acidificación terrestre , FEP: eutrofización de agua dulce, MEP: eutrofización marina, HTPc: toxicidad humana: cáncer, HTPnc: toxicidad humana: no cáncer, EOFP: formación de oxidantes fotoquímico: ecosistema, PMFP: formación de partículas finas , HOFP: formación de oxidantes fotoquímicos: salud humana, TETP: ecotoxicidad terrestre, FETP: ecotoxicidad de agua dulce METP: ecotoxicidad marina, LOP: uso de la tierra, WCP: mineral que agota el agua, FFP: escasez de recursos escasez de recursos fósiles, IRP: formación de radiación ionizante.

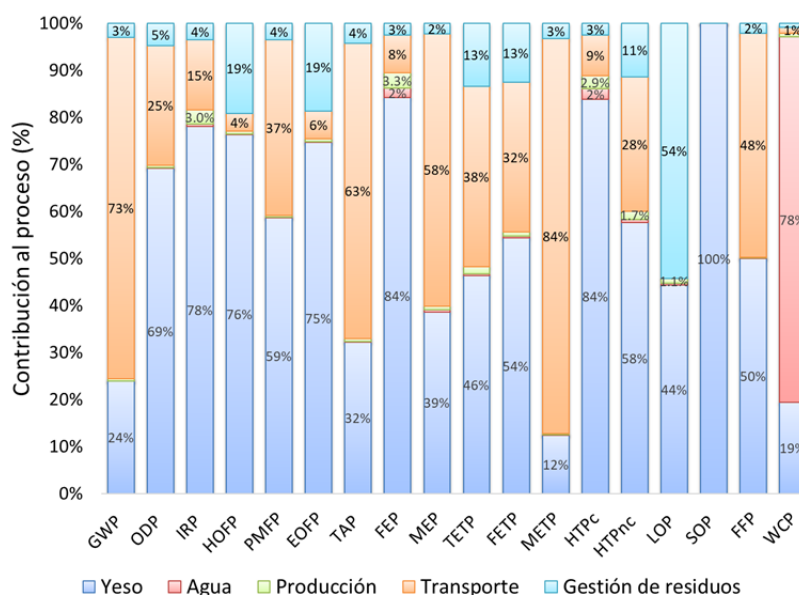


Figura 25. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de los paneles fabricados. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 9.

Como se muestra en la Figura 26 y 27, cuando se sustituye yeso por conchas pretratadas a un 40% y 60%, el pretratamiento de residuos de conchas es el principal contribuyente en 9 categorías a categorías de impacto: FEP (55,7%-72,51%), MEP (91,4%-95,5%), HTP (71,1%-83,7%), HTPnc (36%-52,5%) y WCP (52,8%-68,5%). Se debió, principalmente, al proceso de lavado. Para el impacto de WCP, el pretratamiento incrementó el consumo de agua (en 0,93 m³ para una sustitución del 40% y 1,36 m³ para una sustitución del 60%) con respecto al yeso. En el caso de MEP y FEP, el uso de conchas pretratadas en los materiales generó un aumento del impacto (>43%) y un aumento de la dosificación causó un aumento en los impactos superior al 10%. El incremento estuvo principalmente asociado a las emisiones acuáticas de PO₄³⁻, NO, DQO y NO₂ en el proceso de lavado de residuos de conchas marinas. En el caso de HTPc y HTPnc, el impacto se debió principalmente a las emisiones generadas por la digestión de la bauxita para producir el sulfato de aluminio, que se utiliza necesariamente como coagulante en el proceso de lavado. El uso del sulfato de aluminio como coagulante en los materiales con residuos de conchas provocó un aumento de entre 2,67% y 180,00% respecto al material fabricado exclusivamente con yeso. En las categorías de impactos HOFp, EOFp el uso de sulfato de aluminio en el proceso de lavado fue junto con la calcinación del yeso los principales contribuyentes (> 27%). Sin embargo, la calcinación contribuyó de manera similar al impacto y por ello, la reducción del impacto al incorporar conchas pretratadas fue inferior al 7%. En el caso del TETP, FETP, el pretratamiento fue el principal causante del impacto (>27%) junto con la calcinación (>21%) y el transporte (>17%). En estos impactos, mayores distancias de recorrido del yeso provocaron que, los materiales con conchas pretratadas presentaran una reducción de entre el 9% y el 12% respecto a los materiales hechos con yeso exclusivamente.

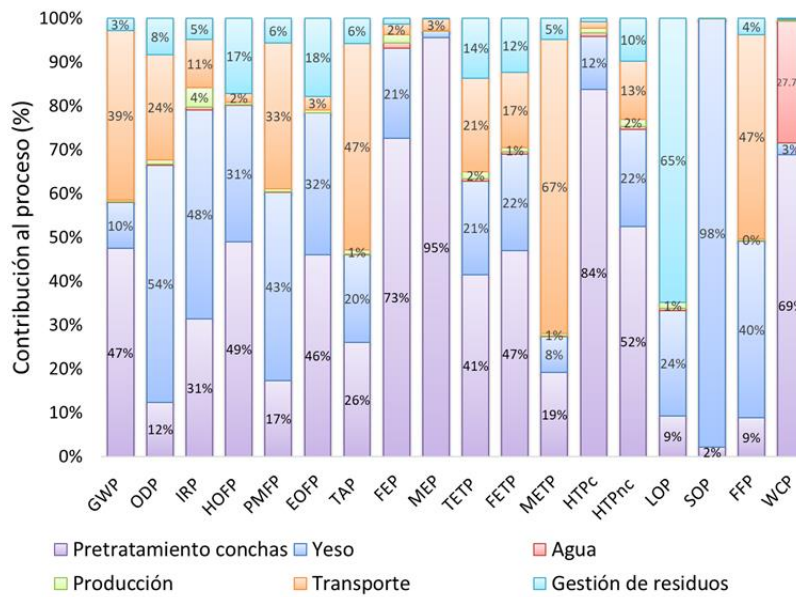


Figura 26. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de los paneles fabricados con 60% de residuo. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 9.

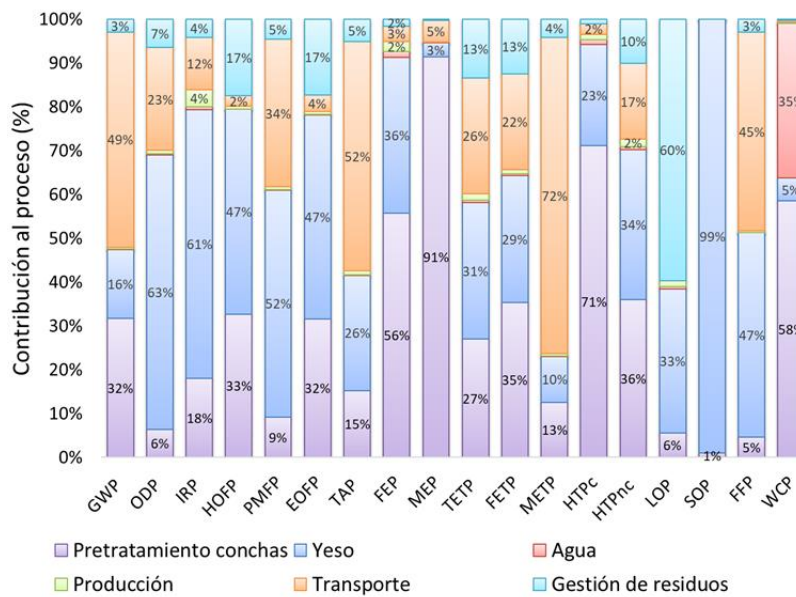


Figura 27. Contribución del proceso (%) del ciclo de vida de los paneles fabricados con 40% de residuo. Nota: el significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 9.

En los impactos ODP, PMFP, IRP y SOP, los materiales con conchas pretratadas presentaron una disminución del impacto de entre 31% y 49%, respecto al material de yeso. Se debió principalmente a que la calcinación del yeso fue el principal causante en todos los materiales en los impactos ODP (>54%), PMFP (>43%), IRP (>48%) y SOP (<54%) para todos los materiales. Los impactos de PMFP y SOP se asociaron principalmente con las emisiones en la extracción de roca de yeso y la

extracción de combustibles fósiles para la calcinación de yeso. El consumo eléctrico fue la principal causa en los impactos ODP y IRP, asociado al consumo eléctrico del horno de la calcinación del yeso y a la molienda tanto del yeso como del residuo de concha.

El transporte de las materias primas a la industria fabricante de paneles ignífugos fue el principal contribuyente (más del 39%) a los impactos de FFP, TAP, METP, GWP y limitante en los impactos ODP, PMFP, METP, TETP y FETP. Debido a esto, se analizó la sensibilidad al aumentó en la distancia de recorrido de las conchas pretratadas hasta la fábrica de material ignífugo. El análisis de sensibilidad mostró que al aumentar la distancia de la industria de pretratamiento y la fábrica de paneles ignífugos entre 250 y 600 km generó un peor escenario en 10 de los 18 impactos (GWP, TETP, METP, TAP, FETP, WCP, MEP, FEP, HTPnc, HTPc). En el resto de los impactos, la sustitución del residuo por yeso de conchas fue peor a partir de los 1000 km.

En el caso del GWP, un menor recorrido en el transporte entre el pretratamiento y la fábrica de paneles respecto a la distancia recorrida entre la mina de yeso y la fábrica de paneles provocó un mejor escenario de los paneles fabricado con residuos de conchas marinas. Sin embargo, las emisiones asociadas al pretratamiento fueron 3 veces mayores que las generadas en la calcinación del yeso. Las emisiones asociadas a la fabricación del panel se distribuyeron:

- transporte generó 5,2t de CO₂ para materiales con 60% de residuo y 6,6 t de CO₂ para materiales con 40% de residuo
- la calcinación del yeso fue causante de 1,4t de CO₂ para materiales con 60% de residuo y 2,1 t de CO₂ para materiales con 40% de residuo
- pretratamiento generó entre 4,2 t CO₂ para materiales con 40% de residuo y 6,3 t de CO₂ para materiales con 60% de residuo.
- los otros procesos (consumo de agua, producción y gestión de residuos) generaron menor de 0,5 toneladas de CO₂ para materiales

3.2.3. Análisis de los costes productivos del reciclado de conchas procedente de la industria acuícola en elementos pasivos contra el fuego.

3.2.3.1. Resumen metodológico.

De acuerdo con el inventario desarrollado en el apartado en el apartado 3.2.2., se consideraron las cantidades necesarias. Se consideraron los costes unitarios mostrados en el apartado 3.1.3.1. Para el caso del yeso di-hidratado, se consideró 7,43 €/tonelada métrica para yeso (MTE, 2017).

3.2.3.2. Resultados.

La sustitución de residuos de conchas por yeso causó una reducción en los costes de producción, entre 20% y un 31% en comparación el material ignífugo en base a yeso cuando. Así los costes de un panel fabricado sin residuos se estimaron en 174,04 €/m³ frente a los 119,45 €/m³ para los paneles

con un 40% de residuos y 139,92 €/m³ para los paneles con un 60% de residuo.

La adquisición de la materia prima (yeso semidratado y conchas pretratadas representó entre el 16% (sustitución del 60%) y el 26% (100G) del coste total. El coste del yeso semihidratado fue un 30% más alto que el de la concha pretratada. El yeso semihidratado conllevó la extracción de yeso dihidratado y proceso de deshidratación por calcinación. El 71,9% del coste del yeso semihidratado fue debido a la deshidratación por calcinación.

Los costes de transporte representaron entre el 58% (60% de sustitución) y el 68% (100G) del costo total. La contribución del transporte fue comparable a otros procesos de reciclaje de residuos en materiales de construcción, como la sustitución del cemento por cenizas de carbón (Jamora et al., 2020). Vale la pena señalar que, incluso sin contabilizar la reducción de costos debido al transporte, la suma del resto de los costos fue aún menor que la estimada para 100G; entre el 6% y el 11% para el 40% de sustitución y el 60% de sustitución, respectivamente.

4. DISCUSIÓN INTEGRAL

Excepto en los productos ignífugos con un 80% de residuos, para todos los materiales fabricados, ya sea como áridos en barreras acústicas o como sustituto del yeso en paneles para la protección pasiva contra el fuego, se cumplieron con los estándares mínimos requeridos para la fabricación de este tipo de material (Leiva, et al., 2012; UNE-EN, 2009; UNE-EN, 2012). La viabilidad técnica en estas aplicaciones va en línea con la gran diversidad de estudios técnicos donde se concluye que el reciclado de residuos de conchas es viable en aplicaciones de construcción (Ammari et al., 2017; Li et al., 2015; Muthusamy et al., 2012; Nazrin et al., 2016; Nguyen et al., 2013). Debido a que las densidades específicas y las composiciones químicas fueron similares entre los diferentes residuos de conchas; los resultados de los análisis técnicos no mostraron variaciones significativas cuando se usó diferentes tipos de conchas. Por otra parte, un aumento del tamaño de partícula generó una mayor porosidad del producto y redujo las propiedades mecánicas de la fracción gruesa respecto a la fracción fina, en línea a otros estudios (Khankhaje et al. 2017; Nguyen et al. 2017; Leiva et al., 2015)

El análisis de ciclo de vida mostró un escenario muy distinto para las aplicaciones estudiadas. El proceso de obtención de áridos naturales conlleva la extracción del material con maquinaria pesada, transporte y molienda. En el caso del residuo de conchas, el pretratamiento se conlleva un proceso térmico, lavado y molienda. Similar al proceso de fabricación del yeso anhidro o yeso calcinado (extracción del yeso di-hidratado, calcinación, molienda). Debido a esto, como se muestra en la Figura 28 y Figura 29, el uso de grava triturada entre 1,5 (ODP) y 34610,2 (GWP) veces menor impacto que las conchas pretratadas. En el caso del yeso, en 9 de los 18 impactos, los impactos asociados al yeso generaron entre 1,1 (HOFP) y 74,8 (SOP) más impacto que las conchas pretratadas. Por el contrario, debido al proceso de lavado y al coagulante seleccionado, en los otros 9 impactos, las conchas pretratadas generaron entre 1,2 (TETP) y 40,5 (MEP) más impacto que el yeso. En la Figura 28 y 29, se muestra los impactos generados por la producción de 1 t de yeso anhidro y 1 t de concha pretratada y 100 t de grava, 100 t de grava triturada y 100 t de arena.

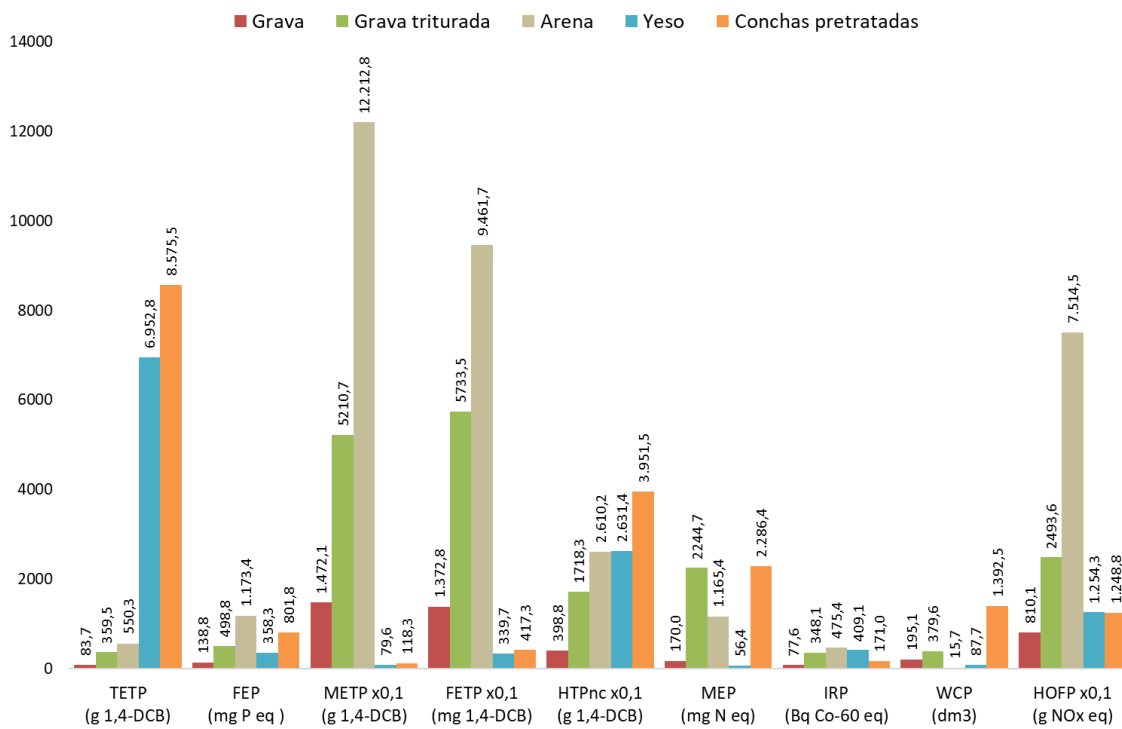


Figura 28. Impactos ambientales de TETP, FEP, METP, FETP, HTPnc, MEP, IRP, HOFP, WCP en los áridos de canteras, yeso y concha pretratada. Nota: Algunos impactos deben multiplicarse por el factor mostrado para obtener los valores originales. La unidad funcional de los áridos de canteras es 100 toneladas; sin embargo, en el caso de las cochas pretratadas y el yeso, la unidad funcional es 1 t. El significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 9.

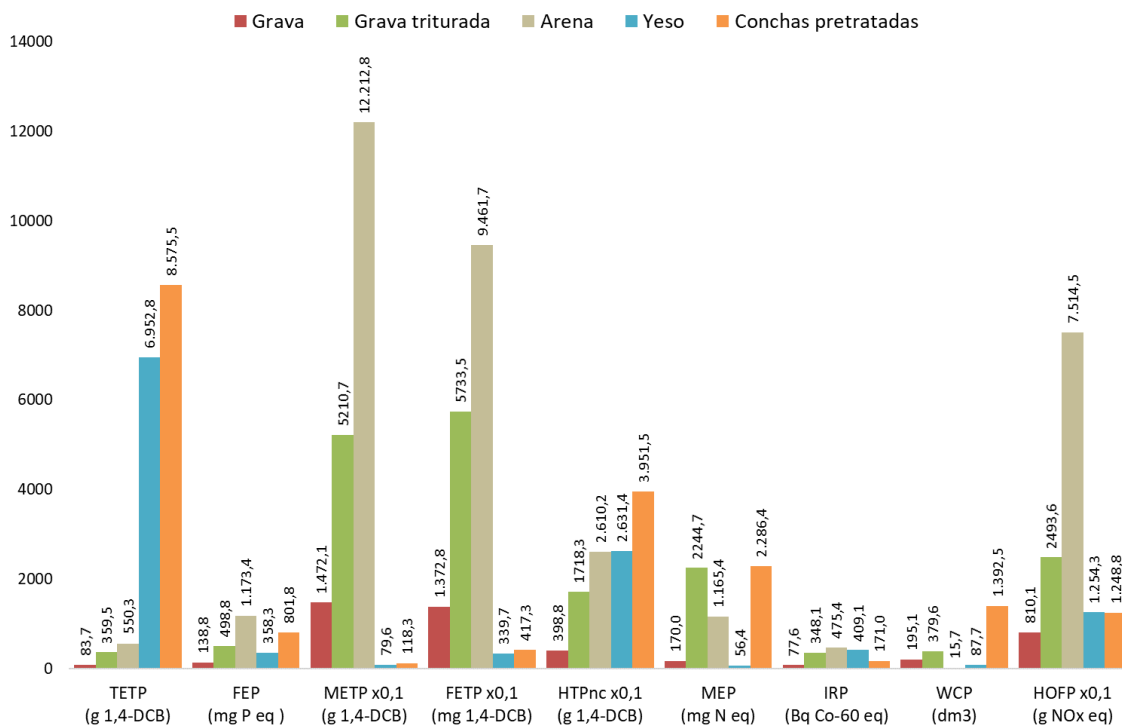


Figura 29. Impactos ambientales LAP, EOFP, HTPc, TAP, GWP, ODP, PMFP, FFP, SOP, de los áridos de canteras, yeso y concha pretratada. Nota: Algunos impactos deben multiplicarse por el factor mostrado para obtener los

valores originales. La unidad funcional de los áridos de canteras es 100 toneladas; sin embargo, en el caso de las cochas pretratadas y el yeso, la unidad funcional es 1 t. El significado de las abreviaturas se muestra en la Tabla 9.

El pretratamiento de las cochas tuvo asociado un proceso de lavado frente a los áridos y yeso tradicional que no requieren la necesidad de ser lavado. El pretratamiento conllevó 1.3 m³/t métrica de concha pretratada frente a los 87,7 dm³/t métrica del yeso anhidro y 3,8 dm³/t métrica de grava triturada.

Por otra parte, el pretratamiento generó mayores emisiones de CO₂ asociadas al pretratamiento fueron 61,4 kg/ tonelada de concha pretratada frente a 21,3 kg/tonelada de yeso y 177,4 g/kg de grava triturada. Estos resultados se encuentran en línea con los mostrados por Iribarren et al., (2010a) y Lee et al., (2020). Lee et al., (2020) informó que las emisiones de CO₂ asociadas a la calcinación de la concha son 31,08 kg de CO₂ por cada kg de concha tratadas, frente a los 3,3t de CO₂ por tonelada de cochas tratadas. Iribarren et al., (2010a) concluyó que el proceso térmico del pretratamiento debe reducirse.

En el caso de los paneles resistente al fuego, la sostenibilidad está limitada por la distancia entre la materia prima y la fábrica. Un aumento de 300 km entre la fábrica de pretratamiento y la industria fabricante de paneles, provocaría un peor escenario en los impactos: TETP, GWP, METP, TAP, FETP. Los resultados obtenidos se encuentran en línea con las conclusiones de marcada por Cordella et al., (2020), los residuos pierden sus beneficios ambientales cuando la distancia de transporte es 2 veces mayor que la de los componentes naturales (Cordella et al., 2020). Aunque el transporte es un parámetro clave para la sostenibilidad del producto, las políticas de la Unión Europea sobre las ecoetiquetas no consideran las variaciones de distancia en el análisis de impacto ambiental.

Para ambas aplicaciones, la producción y el final de vida de los materiales con residuos de cochas presentaron un menor impacto en todas las categorías estudiadas. Esto fue debido que los materiales eran menos densos frente a los materiales tradicionales. En línea a lo indicado por Herwitch et al. (2019), los materiales de menor densidad conllevaron un menor consumo eléctrico y menor emisiones asociadas a uso de maquinarias pesadas y transporte.

Las nuevas políticas de la Unión Europea han considerado los principios de la economía circular con la finalidad de definir un diseño sostenible de los productos (Comisión europea, 2010, 2020) Así, un diseño sostenible debe contribuir a una economía neutra en carbono y no dañar otros objetivos medioambientales como la mitigación o adaptación al cambio climático, en la protección de agua, los recursos marinos, prevención, control de la contaminación, protección o en la restauración de la biodiversidad o transición a la economía circular) es aquel producto que tiene un impacto positivo, sin afectar negativamente a otros impactos (Comisión europea, 2020). Por lo tanto, incluso en el caso de los materiales ignífugos se debería optimizar el proceso de lavado para reducir el impacto creciente hacia los recursos hídricos.

En la misma línea de la evaluación ambiental, se encuentra la evaluación de los costes productivos. Debido a un aumento en el consumo y la extracción de los recursos naturales, el hormigón poroso

con conchas pretratadas presentó un aumento del 68%. Ruiz et al. (2020) reportaron un incremento del 4,6% cuando un 3% del árido fino se sustituyó por residuos de conchas. La diferencia se debió a la procedencia y al pretratamiento. Ruiz et al. (2020) usó conchas recogidas del vertedero con la materia orgánica degradada y sólo realizó una molienda. Sin embargo, en el caso del reciclado de conchas como elemento para la protección pasiva contra el fuego, hubo una reducción de los costes de hasta el 30%. Se debe a que el coste debido al tratamiento de la calcinación del yeso conlleva un mayor consumo de recursos materiales que el pretratamiento de las conchas. En general, el precio de venta de un nuevo material con residuo es más competitivo respecto al material tradicional (Coelho y De Brito 2013). Normalmente, los ingresos de las empresas destinadas al reciclado de residuos se encuentran en la gestión del residuo y en la venta del nuevo material. De esta manera, pueden abaratar el precio del producto con residuo (Coelho y De Brito 2013). Sin embargo, en el caso del reciclado de residuo como árido en hormigones porosos, el tratamiento de las conchas provocó un mayor incremento del coste frente al coste de la extracción de grava.

5. CONCLUSIONES

La presente tesis proporcionó un estudio técnico, ambiental y económico sobre el reciclado de residuos de conchas como árido en barreras acústicas y como elemento para la protección pasiva contra el fuego.

- A. Los residuos de conchas como árido para barreras acústicas son técnicamente factibles. Sin embargo, el reciclado no presenta ventajas ambientales respecto al material tradicional.

Desde el punto de vista técnico, la presente tesis muestra que:

- 1) el estudio del tamaño de partícula muestra un aumento en la porosidad y la absorción acústica a medida que aumenta el tamaño de partícula. Sin embargo, un aumento en el tamaño de partícula provoca una disminución en la densidad y en las propiedades mecánicas.
- 2) el espesor de las probetas ensayadas influye en el coeficiente de absorción acústica. El pico máximo del coeficiente de absorción se desplaza a frecuencias más bajas cuando aumenta el espesor de la muestra.
- 3) la fracción gruesa conchas ($2 < dp < 7$ mm) presentan mejores propiedades acústicas y mecánicas a pesar de tener una mayor porosidad y menor densidad que los hormigones porosos con grava.
- 4) el uso de diferentes residuos no afecta a las propiedades analizadas (químicas, físicas, mecánicas, acústicas).
- 5) todos de los materiales producidos presentan propiedades mejores que los estándares mínimos indicadas por las normativas europeas.

Desde el punto de vista ambiental,

- 6) las barreras acústicas fabricadas con residuos de conchas marinas tienen mayores impactos (entre 32% y 267%) que las barreras de hormigón poroso fabricadas con áridos naturales en las 11 categorías consideradas. Estos

incrementos se justifican por la aportación del pretratamiento de los residuos de conchas, y el mayor consumo de cemento comparados con las barreras acústicas.

7) una disminución en la temperatura de calcinación de los desechos de conchas marinas no genera un impacto menor que las barreras acústicas hechas de árido natural.

8) para que las barreras acústicas con conchas pretratadas tengan un mejor impacto en 9 de los 11 impactos analizados, la dosificación del cemento se debe reducirse en un 2%.

Desde el punto de vista económico:

9) los costes de las barreras acústicas con residuos de conchas son 112% mayores respecto a los costes de las barreras acústicas con áridos naturales.

B. Los residuos de conchas como sustituto del yeso en paneles para la protección pasiva contra el fuego son técnicamente factibles. Asimismo, el pretratamiento uso de conchas como sustituto del yeso presenta ventajas ambientales en la mayoría de los impactos analizados.

Desde el punto técnico:

10) el estudio del tamaño de partícula concluyó que un aumento del tamaño de partícula disminuye las propiedades mecánicas y la densidad. Asimismo, en la curva de aislamiento al fuego, el aumento del tamaño de partícula provoca una disminución de la meseta de evaporación.

11) un aumento de la cantidad de residuos de conchas en el material provoca una reducción en las propiedades físicas y mecánicas. Además, en la curva de aislamiento al fuego, un aumento en la cantidad del residuo provoca una reducción de la meseta de evaporación. Sin embargo, la pendiente después de la meseta disminuye al aumentar la cantidad de residuos de conchas.

12) el uso de diferentes residuos no afecta a las propiedades analizadas (químicas, físicas, mecánicas, acústicas y aislamiento al fuego).

13) excepto para las sustituciones con un 80% de residuo por yeso, todos los materiales fabricados cumplen con los estándares mínimos requeridos para este tipo de materiales.

Con respecto a la evaluación ambiental:

14) el empleo de conchas en lugar de yeso ha provocado un mejor escenario en 13 de las 18 categorías de impacto. El proceso de lavado causa el empeoramiento en los impactos, asociados con el agua, la toxicidad humana y la eutrofización. Para lograr un reciclado efectivo (mejorar los impactos ambientales sin agravar otros impactos ambientales), es necesario rediseñar el proceso de lavado.

15) un aumento de hasta 600 km en la distancia entre la industria pretratada y la fábrica de paneles ignífugos genera peores escenarios en 10 de los 18 respecto al material hecho con yeso

En cuanto a la evaluación económica:

16) la incorporación de las conchas pretratadas como sustituto del yeso conlleva una reducción de más del 20% respecto al material hecho 100% con yeso.

Desde el punto de vista técnico, en todas las aplicaciones analizadas, se muestran productos que poseen los requisitos necesarios indicados en las normas europeas. Sin embargo, la necesidad de un pretratamiento causó peores escenarios como sustituto de áridos que como sustituto del yeso. Por lo tanto, debido a que para reciclar las conchas es necesario un pretratamiento, se debe evaluar aplicaciones con alto impacto ambiental.

6. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

La presente tesis determinó que es viable técnicamente reciclar los residuos de conchas como árido en barreras acústicas y como elemento para la protección pasiva contra el fuego. Sin embargo, el pretratamiento necesario dificulta la sostenibilidad ambiental del reciclado.

Desde este aspecto y como futuras líneas de investigación se desarrolló un pretratamiento de acuerdo con lo descrito por Iribarren et al., (2010a), sin embargo, como se muestra en la Figura 30, las emisiones por la calcinación y el proceso de lavado fueron la principal causa de la inviabilidad del producto desde el punto de vista medioambiental. Por lo tanto, se hace necesario investigar soluciones para optimizar las emisiones del pretratamiento, evaluar el impacto medioambiental de los otros pretratamientos utilizados como el descrito por Lu et al. (2018) donde eliminaba la calcinación del residuo lavando con NaClO y detergente. Por lo tanto, se debe evaluar la factibilidad técnica de otros pretratamientos reportados en la bibliografía y analizar el rendimiento medioambiental.

También, para asegurar la sostenibilidad del producto, sería conveniente determinar la dosificación máxima de residuo de concha sin pretratar para que cumpla los estándares de construcción necesarios para la aplicación.

Desde el punto de vista medioambiental, se ha supuesto que todos los materiales tenían la misma duración en su ciclo de vida. Sin embargo, sería necesario evaluar técnicamente características de durabilidad de los materiales como la resistencia al agua, al ataque ácido, ataque al sulfato a ciclos de hielo/deshielo. Y posteriormente, analizar si el escenario medioambiental cambiaría incorporando este aspecto de la durabilidad de los materiales.

Desde el aspecto técnico, el alcance de la tesis se ha realizado a escala laboratorio. Por lo tanto, sería conveniente analizar la factibilidad técnica, medioambiental del escalamiento. Asimismo, se ha determinado los costes directos de producción de los nuevos materiales. En este sentido, se recomienda ampliar la evaluación económica incorporando los costes directos y los beneficios del material.

Analizar nuevas aplicaciones de muy alto valor añadido como paneles que sirvan como escudos radiológicos, y donde, los materiales empleados habitualmente presentan un análisis de ciclo de vida muy desfavorable (hormigones de ultra-alta resistencia).

7. BIBLIOGRAFÍA

ABDEL-GAWWAD, H.A., RASHAD, A.M., MOHAMMED, M.S. y TAWFIK, T.A., 2021. The potential application of cement kiln dust-red clay brick waste-silica fume composites as unfired building bricks with outstanding properties and high ability to CO₂-capture. *Journal of Building Engineering*, vol. 42, pp. 102479. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.job.2021.102479.

ABUÍN, E., 2015. Los interrogantes de la concha de mejillón. *La voz de Galicia* [en línea]. [Consulta: 2 junio 2021]. Disponible en: https://www.lavozdeg Galicia.es/noticia/somosmar/2015/10/19/interrogantes-conchaconcha-mejillon/0003_201510G19P22993.htm.

ACH, 2018. Noise Barriers. [en línea]. [Consulta: 18 junio 2021]. Disponible en: <http://www.panelesach.com/pantallas-barreras-acusticas-ACH>.

ADEWUYI, A. P. y ADEGOKE, T., 2008. Exploratory Study of Periwinkle Shells As Coarse Aggregates In Concrete Works. *Asian Research Publishing Network (ARPN) Journal of Engineering and Applied Sciences*, vol. 3, no. 6. ISSN 18196608.

AGRAWAL, R., MARGANDAN, K., SHARMA, S. y QANUNGO, K., 2021. Employment generation opportunities in fluorosis affected rural areas in India: Production of cement stabilized mud blocks using sludge from MgO-CaO-MgCl₂-HCl and activated alumina based defluoridation filters. *Materials Today: Proceedings* [en línea], [Consulta: 21 junio 2021]. ISSN 22147853. DOI 10.1016/j.matpr.2021.04.371. Disponible en: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214785321032910>.

AHMAD, A., SHEIKH ABDULLAH, S.R., HASAN, H.A., OTHMAN, A.R. y ISMAIL, N. 'Izzati, 2021. Aquaculture industry: Supply and demand, best practices, effluent and its current issues and treatment technology. *Journal of environmental management*, vol 287, pp. 112277. ISSN 03014797. DOI 10.1013/jenvman.2021.112271.2021.

AHMED, A., UGAI, K. y KAMEI, T., 2011. Investigation of recycled gypsum in conjunction with waste plastic trays for ground improvement. *Construction and Building Materials*, vol. 25, no. 1, pp. 208-217. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2010.06.036.

AKBAR, A. y LIEW, K.M., 2020. Assessing recycling potential of carbon fiber reinforced plastic waste in production of eco-efficient cement-based materials. *Journal of Cleaner Production*, vol. 274, pp. 123001. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.123001.

ALAWNEH, R., MOHAMED GHAZALI, F.E., ALI, H. y ASIF, M., 2018. Assessing the contribution of water and energy efficiency in green buildings to achieve United Nations

Sustainable Development Goals in Jordan. *Building and Environment*, vol. 146, pp. 119-132. ISSN 03601323. DOI 10.1016/j.buildenv.2018.09.043.

ALEXANDER, M. y MINDESS, S., 2010. *Aggregates in concrete*. Modern concrete technology. Ed. CRC Press. ISBN 0203963695.

ALI, F.H., ADNAN, A. y CHOY, C.K., 1992. Geotechnical properties of a chemically stabilized soil from Malaysia with rice husk ash as an additive. *Geotechnical & Geological Engineering* [en línea], vol. 10, no. 2, pp. 117-134. ISSN 1573-1529. DOI 10.1007/BF00881147. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF00881147>.

ALLWOOD, J.M., 2013. Transitions to material efficiency in the UK steel economy. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 371, no. 1986, pp. 20110577. ISSN 1364-503X.

ALQAHTANI, F.K., ABOTALEB, I.S. y ELMENSHAWY, M., 2021. Life cycle cost analysis of lightweight green concrete utilizing recycled plastic aggregates. *Journal of Building Engineering* [en línea], vol. 40, pp. 102670. [Consulta: 21 junio 2021]. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobe.2021.102670. Disponible en: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352710221005283>.

ALTHAUS, H.J., CHUDACOFF, M., HISCHIER, R., JUNGBLUTH, N., OSSES, M. y PRIMAS, A., 2007. *Life cycle inventories of chemicals*. Data v2.0. Ecoinvent report, no 8. Swiss centre for live cycle inventories.

ALVARENGA, R.A.F. de, GALINDRO, B.M., HELPA, C. de F. y SOARES, S.R., 2012. The recycling of oyster shells: An environmental analysis using Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, vol. 106, pp. 102-109. ISSN 03014797. DOI 10.1016/j.jenvman.2012.04.017.

ÁLVAREZ, E., FERNÁNDEZ-SANJURJO, M.J., SECO, N. y NÚÑEZ, A., 2012. Use of Mussel Shells as a Soil Amendment: Effects on Bulk and Rhizosphere Soil and Pasture Production. *Pedosphere*, vol.22, no 2, pp. 152-164. ISSN 10020160. DOI 10.1016/S1002-0160(12)60002-2.

AMIANDAMHEN, S.O., ADAMOPOULOS, S., ADL-ZARRABI, B., YIN, H. y NORÉN, J., 2021. Recycling sawmilling wood chips, biomass combustion residues, and tyre fibres into cement-bonded composites: Properties of composites and life cycle analysis. *Construction and Building Materials*, vol. 297, pp. 123781. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123781.

AMMARI, M.Z.J., GHORAISHI, M., ABIDOU, A. y AL-ROUSAN, R.Z., 2017. Sand With crushed seashells and its effect on the strength of mortar and concrete used in the United Arab Emirates. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, vol. 8, no. 9, pp. 462-470. ISSN 09766316.

AOUDIA, K., AZEM, S., HOCINE, N.A., GRATTON, M., PETTARIN, V. y SEG HAR, S., 2017.

Recycling of waste tire rubber: Microwave devulcanization and incorporation in a thermoset resin. *Waste management*, vol. 60, pp. 471-481. ISSN 0956-053X.

ARENAS, C., LEIVA, C., VILCHES, L.F. y CIFUENTES, H., 2013. Use of co-combustion bottom ash to design an acoustic absorbing material for highway noise barriers. *Waste Management*, vol. 33, no. 11, pp. 2316-2321. ISSN 0956053X. DOI 10.1016/j.wasman.2013.07.008.

ARUNKUMAR, K., MUTHUKANNAN, M., SURESH KUMAR, A. y CHITHAMBAR GANESH, A., 2021. Mitigation of waste rubber tire and waste wood ash by the production of rubberized low calcium waste wood ash based geopolymer concrete and influence of waste rubber fibre in setting properties and mechanical behavior. *Environmental Research*, vol. 194, pp. 110661. ISSN 10960953. DOI 10.1016/j.envres.2020.110661.

ASAOKA, S., YAMAMOTO, T., KONDO, S. y HAYAKAWA, S., 2009. Removal of hydrogen sulfide using crushed oyster shell from pore water to remediate organically enriched coastal marine sediments. *Bioresource Technology*, vol. 100, no. 18, pp. 4127-4132, ISSN 09608524. DOI 10.1016/j.biortech.2009.03.075.

ASTM, 1999. ASTM C348 Standard Test Method for Flexural Strength of Hydraulic-Cement Mortars, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2021, www.astm.org.

ASTM, 2016. ASTM C39. Standard Test Method for Compressive Strength of Cylindrical Concrete Specimens, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2021, www.astm.org.

ASTM, 2017. ASTM C423. Standard Test Method for Sound Absorption and Sound Absorption Coefficients by the Reverberation Room Method, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2017, www.astm.org.

ASTM, 2019a. ASTM E605. Standard Test Methods for Thickness and Density of Sprayed Fire-Resistive Material (SFRM) Applied to Structural Members, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2019, www.astm.org.

ASTM, 2019b. ASTM E1050. Standard Test Method for Impedance and Absorption of Acoustical Materials Using a Tube, Two Microphones and a Digital Frequency Analysis System, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2019, www.astm.org.

BALDOVINO, J.J.A., IZZO, R.L.S., ROSE, J.L. y DOMINGOS, M.D.I., 2021. Strength, durability, and microstructure of geopolymers based on recycled-glass powder waste and dolomitic lime for soil stabilization. *Construction and Building Materials*, vol. 271, pp. 121874. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.121874.

BAMIGBOYE, G.O., NWORGU, A.T., ODETOYAN, A.O., KAREEM, M., ENABULELE, D.O. y BASSEY, D.E., 2021. Sustainable use of seashells as binder in concrete production: Prospect and challenges. *Journal of Building Engineering*, vol. 34, pp. 101864. ISSN 23527102. DOI

10.1016/j.jobe.2020.101864.

BAMIGBOYE, G.O., OKARA, O., BASSEY, D.E., JOLAYEMI, K.J. y AJIMALOFIN, D., 2020. The Use of *Senilia senilis* seashells as a Substitute for Coarse Aggregate in Eco-friendly Concrete. *Journal of Building Engineering*, vol. 32, pp. 101811. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobe.2020.101811.

BARROS C., BELLO, P., VALIÑO, V., BAO, M., ARIAS, J., 2007. Odours Prevention and control in the Shell Waste. *Proceedings of International Symposium on EcoTopia, ISETS 07*.

BARROS, M.C., BELLO, P.M., BAO, M. y TORRADO, J.J., 2009. From waste to commodity: transforming shells into high purity calcium carbonate. *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, no. 3, pp. 400-407. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2008.08.013.

BERGLUND, B., LINDVALL, T. y SCHWELA, D.H., 2000. New Who Guidelines for Community Noise. *Noise & Vibration Worldwide*, vol. 31, no. 4, pp. 24-29. DOI 10.1260/0957456001497535.

BOLAN, N.S., ADRIANO, D.C. y CURTIN, D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in agronomy*, vol. 78, no. 21, pp. 5-272.

BORO, J., DEKA, D. y THAKUR, A.J., 2012. A review on solid oxide derived from waste shells as catalyst for biodiesel production. *Renewable and Sustainable Energy Review*, vol 16, no 1, pp 904-910. ISSN 1364-0321. DOI 10.1016/j.rser.2011.09.011.

BORO, J., THAKUR, A.J. y DEKA, D., 2011. Solid oxide derived from waste shells of *Turbonilla striatula* as a renewable catalyst for biodiesel production. *Fuel Processing Technology*, vol. 92, no. 10, pp. 2061-2067. ISSN 03783820. DOI 10.1016/j.fuproc.2011.06.008.

BOTTA, R., ASCHE, F., BORSUM, J.S. y CAMP, E. V., 2020. A review of global oyster aquaculture production and consumption. *Marine Policy*, vol. 117. ISSN 0308597X. DOI 10.1016/j.marpol.2020.103952.

BOUASRIA, M., KHADRAOUI, F., BENZAAMA, M.H., TOUATI, K., CHATEIGNER, D., GASCOIN, S., PRALONG, V., ORBERGER, B., BABOURI, L. y EL MENDILI, Y., 2021. Partial substitution of cement by the association of Ferronickel slags and *Crepidula fornicata* shells. *Journal of Building Engineering*, vol.33, pp. 101597. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobe.2020.101587.

BOZBAŞ, S.K. y BOZ, Y., 2016. Low-cost biosorbent: *Anadara inaequalis* shells for removal of Pb(II) and Cu(II) from aqueous solution. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 103, parte A, pp.144-152. ISSN 09575820. DOI 10.1016/j.psep.2016.07.007.

BUŠATLIĆ, I., BUŠATLIĆ, N., MERDIĆ, N. y HARAČIĆ, N., 2009. Material and energy balance

of production of gypsum. 13th International Research/Expert Conference Trends in the Development of Machinery and Associated Technology" TMT 2009.

CHANG, F., LI, G., HAWS, M. y NIU, T., 2007. Element concentrations in shell of *Pinctada margaritifera* from French Polynesia and evaluation for using as a food supplement. *Food Chemistry*, vol. 104, no. 3, pp. 1171-1176. ISSN 03088146. DOI 10.1016/j.foodchem.2007.01.032.

CHEN, D., PAN, T., YU, X., LIAO, Y. y ZHAO, H., 2019a. Properties of hardened mortars containing crushed waste oyster shells. *Environmental Engineering Science*, vol 36, No 9. DOI 10.1089/ees.2018.0465.

CHEN, D., ZHANG, P., PAN, T., LIAO, Y. y ZHAO, H., 2019b. Evaluation of the eco-friendly crushed waste oyster shell mortars containing supplementary cementitious materials. *Journal of Cleaner Production*, vol 237, pp. 117811, ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.117811.

CHEN, Q., ZHANG, Q., QI, C., FOURIE, A. y XIAO, C., 2018. Recycling phosphogypsum and construction demolition waste for cemented paste backfill and its environmental impact. *Journal of Cleaner Production*, vol. 186, pp. 418-429. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2018.03.131.

CHINDAPRASIRT, P., BOONSERM, K., CHAIRUANGSRI, T., VICHIT-VADAKAN, W., EAIMSIN, T., SATO, T., & PIMRAKSA, K., 2011. Plaster materials from waste calcium sulfate containing chemicals, organic fibers and inorganic additives. *Construction and Building Materials*, vol., 25, No 8, pp. 3193–3203. ISSN 0950-0618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2011.03.004

CHINNU, S.N., MINNU, S.N., BAHURUDEEN, A. y SENTHILKUMAR, R., 2021. Recycling of industrial and agricultural wastes as alternative coarse aggregates: A step towards cleaner production of concrete. *Construction and Building Materials*, vol.287, pp. 123056. ISSN 0950-0618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123056.

CHIOU, I.J., CHEN, C.H. y LI, Y.H., 2014. Using oyster-shell foamed bricks to neutralize the acidity of recycled rainwater. *Construction and Building Materials*, vol. 64, pp. 480-481. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2014.04.101.

CHITHAMBAR GANESH, A., DEEPAK, N., DEEPAK, V., AJAY, S., PANDIAN, A. y KARTHIK, 2020. Utilization of PET bottles and plastic granules in geopolymer concrete. *Materials Today: Proceedings.*, vol. 42, No 2, pp. 444-449. DOI 10.1016/j.matpr.2020.10.170.

CHONG, M.H., CHUN, B.C., CHUNG, Y.-C. y CHO, B.G., 2006. Fire-retardant plastic material from oyster-shell powder and recycled polyethylene. *Journal of Applied Polymer Science*, vol. 99, no. 4, pp. 1583-1589. DOI <https://doi.org/10.1002/app.22484>.

CLAVIER, K.A., PARIS, J.M., FERRARO, C.C., BUENO, E.T., TIBBETTS, C.M. y TOWNSEND, T.G., 2021. Washed waste incineration bottom ash as a raw ingredient in cement production: Implications for lab-scale clinker behavior. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 169, pp.

105513. ISSN 18790658. DOI 10.1016/j.resconrec.2021.105513.

COELHO, A., Y DE BRITO, J., 2013. Economic viability analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal - Part I: Location, materials, technology and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*, vol. 39, pp. 338–352. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2012.08.024

COMISIÓN EUROPEA, 2000. Decisión de la Comisión sobre la Lista europea de residuos (COM 2000/532 / CE). *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, vol. 2000D0532, núm. 01.01.2002.

COMISIÓN EUROPEA, 2003. Directiva CE 33/2003. DECISIÓN DEL CONSEJ de 19 de diciembre de 2002 por la que se establecen los criterios y procedimientos de admisión de residuos en los vertederos con arreglo al artículo 16 y al anexo II de la Directiva 1999/31/CEE *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*. [en línea]. [Consulta: 20 junio 2021]. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003D0033>.

COMISIÓN EUROPEA, 2009. Reglamento (CE) n o 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se. *Diario Oficial de la Unión Europea* [en línea]. [Consulta: 20 junio 2021]. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009R1069&from=ES>.

COMISIÓN EUROPEA, 2010. Toward a Circular Economy: A zero Waste programme for Europe. [en línea]. [Consulta: 18 junio 2021]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:50edd1fd-01ec-11e4-831f-01aa75ed71a1.0009.02/DOC_1&format=PDF.

COMISIÓN EUROPEA., 2018. A clean planet for all. A European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy. COM (2018) 773 final. [en línea]. [Consulta: 18 junio 2021]. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52018DC0773>.

COMISIÓN EUROPEA, 2020. Reglamento (UE) 2020/852 del Parlamento Europeo y del Consejo de 18 de junio de 2020 relativo al establecimiento de un marco para facilitar las inversiones sostenibles y por el que se modifica el Reglamento (UE) 2019/2088. [en línea]. [Consulta: 18 junio 2021]. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020R0852&from=ES>.

CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 2001. RESOLUCIÓN de 21 de noviembre de 2001 por la que se acuerda hacer público el Plan de Gestión de Residuos Industriales y Suelos Contaminados de Galicia. Xunta de Galicia. [en línea]. [Consulta: 20 junio 2021]. Disponible en: https://www.xunta.gal/dog/Publicados/2001/20011218/Anuncio11846_es.html.

COOPER, D.R. y GUTOWSKI, T.G., 2017. The environmental impacts of reuse: a review. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 21, no. 1, pp. 38-56. ISSN 1088-1980. DOI 10.1111/jiec.12388.

CORDELLA, M., ALFIERI, F., SANFELIX, J., DONATELLO, S., KAPS, R. y WOLF, O., 2020. Improving material efficiency in the life cycle of products: a review of EU Ecolabel criteria. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 25, no. 5, pp. 921-935. ISSN 1614-7502. DOI 10.1007/s11367-019-01608-8. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01608-8>.

CUADRADO-RICA, H., SEBAIBI, N., BOUTOUIL, M. y BOUDART, B., 2016. Properties of ordinary concretes incorporating crushed queen scallop shells. *Materials and Structures/Materiaux et Constructions*, vol. 49, pp. 1805-1816. ISSN 13595997. DOI 10.1617/s11527-015-0613-7.

CURRIE, J.A., HARRISON, N.R., WANG, L., JONES, M.I. y BROOKS, M.S., 2007. A preliminary study of processing seafood shells for eutrophication control. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, vol 2, no 5, pp. 460-467. ISSN 19322135. DOI 10.1002/apj.82.

DJOBO, Y.J.N., ELIMBI, A., DIKA MANGA, J. y DJON LINDJOCK, I.B., 2016. Partial replacement of volcanic ash by bauxite and calcined oyster shell in the synthesis of volcanic ash-based geopolymers. *Construction and Building Materials*, vol. 113, pp. 673-681. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2016.03.104.

DONDI, M., GUARINI, G., RAIMONDO, M. y ZANELLI, C., 2009. Recycling PC and TV waste glass in clay bricks and roof tiles. *Waste Management*, vol. 29, no. 6, pp. 1945-1951. ISSN 0956053X. DOI 10.1016/j.wasman.2008.12.003.

DONG, W., GUO, Y., SUN, Z., TAO, Z. y LI, W., 2021. Development of self-sensing cement-based sensor using recycled fine waste glass aggregates coated with carbon nanotube. *Journal of Cleaner Production*, vol. 314, pp. 127968. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2021.127968.

DOS REIS, G.S., CAZACLIU, B.G., COTHENET, A., POUILLAIN, P., WILHELM, M., SAMPAIO, C.H., LIMA, E.C., AMBROS, W. y TORRENTI, J.M., 2020. Fabrication, microstructure, and properties of fired clay bricks using construction and demolition waste sludge as the main additive. *Journal of Cleaner Production*, vol. 258, pp. 120733. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.120733.

DSQD (DECREE ON SOIL QUALITY), 2007. Houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem, Besluit bodemkwaliteit (Containing rules on the quality of the soil, soil quality decree). 2007. Amstedam, Netherlands: Staatsblad: s.n.

DU, Y., LIAN, F. y ZHU, L., 2011. Biosorption of divalent Pb, Cd and Zn on aragonite and calcite mollusk shells. *Environmental Pollution*, vol. 159, no 7, pp. 1763-1768. ISSN 02697491. DOI 10.1016/j.envpol.2011.04.017.

ELICHE-QUESADA, D., FELIPE-SESÉ, M.A. y FUENTES-SÁNCHEZ, M.J., 2021. Biomass bottom ash waste and by-products of the acetylene industry as raw materials for unfired bricks. *Journal of Building Engineering*, vol. 38, pp. 102191. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobbe.2021.102191.

EO, S.H. y YI, S.T., 2015. Effect of oyster shell as an aggregate replacement on the characteristics of concrete. *Magazine of Concrete Research*, vol. 67, no 15, pp 833-842. ISSN 1751763X. DOI 10.1680/macr.14.00383.

ESTERRI, E., 2019. Tarifas de áridos. [en línea]. [Consulta: 26 junio 2021]. Disponible en: http://www.excavacionesesterri.com/archivos/es/t_arids.html.

EUROSTAT, 2018. Production from aquaculture excluding hatcheries and nurseries (from 2008 onwards). [en línea]. [Consulta: 19 junio 2021]. Disponible en: <https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>.

EUROSTAT, 2019a. Estadísticas de precios de la electricidad. [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en: <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/64909.pdf>.

EUROSTAT, 2019b. Estadísticas de precios del gas natural. [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Natural_gas_price_statisticso.

EZIEFULA, U.G., EZEH, J.C. y EZIEFULA, B.I., 2018. Properties of seashell aggregate concrete: A review. *Construction and Building Materials*, vol.192, pp. 287-300, ISSN 0950-0618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2018.10.096.

EZ-ZAKI, H., DIOURI, A. y KAMALI-BERNARD, S., 2017. Transport properties of blended cement based on dredged sediment and shells. *Advanced Materials Letters*, vol 67. No 15, pp 833-842. ISSN 09763961. DOI 10.5185/amlett.2017.1434.

FAO, 2019. Global Aquaculture Production 1950-2019. *Global Aquaculture Production 1950-2019* [en línea]. [Consulta: 2 junio 2021]. Disponible en: <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/query/es>.

FAO, 2020. Versión resumida. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. La sostenibilidad en acción. [en línea]. [Consulta: 19 junio 2021]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/ca9231es/CA9231ES.pdf>.

FARIA, J.S. De, MANHÃES, R.D.S.T., LUZ, F.S. Da, MONTEIRO, S.N. y VIEIRA, C.M.F., 2019. Incorporation of unserviceable tire waste in red ceramic. *Journal of Materials Research and Technology*, vol. 8, no. 6, pp. 6041-6050. ISSN 22387854. DOI 10.1016/j.jmrt.2019.09.078.

FÉJEAN, J., LANOS, C., MÉLINGE, Y. y BAUX, C., 2003. Behaviour of fire-proofing materials containing gypsum, modifications induced by incorporation of inert filler. *Chemical Engineering*

Research and Design, vol. 81, no. 9, pp. 1230-1236. ISSN 02638762. DOI 10.1205/026387603770866434.

FELIPE-SESÉ, M., ELICHE-QUESADA, D. y CORPAS-IGLESIAS, F.A., 2011. The use of solid residues derived from different industrial activities to obtain calcium silicates for use as insulating construction materials. *Ceramics International*, vol. 37, no. 8, pp. 3019-3028, ISSN 02728842. DOI 10.1016/j.ceramint.2011.05.003.

FIGUERAS HUERTA, A; CÁCERES-MARTÍNEZ, J., 2007. *Biología y cultivo del mejillón (Mytilus galloprovincialis) en Galicia*. Consejo Superior de investigación científica, 26. Ed. Biblioteca de Ciencias. ISBN 978-84-00-0526-1.

GALLEGO-SCHMID, A., CHEN, H.M., SHARMINA, M. y MENDOZA, J.M.F., 2020. Links between circular economy and climate change mitigation in the built environment. *Journal of Cleaner Production*, vol. 260, pp. 121115. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.121115.

GÁLVEZ-MARTOS, J.L., STYLES, D., SCHOENBERGER, H. y ZESCHMAR-LAHL, B., 2018. Construction and demolition waste best management practice in Europe. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 136, pp. 166-178. ISSN 18790658. DOI 10.1016/j.resconrec.2018.04.016.

GARCÍA ARENAS, C., MARRERO, M., LEIVA, C., SOLÍS-GUZMÁN, J. y VILCHES ARENAS, L.F., 2011. High fire resistance in blocks containing coal combustion fly ashes and bottom ash. *Waste Management*, vol. 31, no. 8, pp. 1783-1789. ISSN 0956053X. DOI 10.1016/j.wasman.2011.03.017.

GENCEL, O., KAZMI, S.M.S., MUNIR, M.J., SUTCU, M., ERDOGMUS, E. y YARAS, A., 2021. Feasibility of using clay-free bricks manufactured from water treatment sludge, glass, and marble wastes: An exploratory study. *Construction and Building Materials*, vol. 298, pp. 123843. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123843.

GOEDKOOOP, M. y SPRIENSMA, R., 2001. *The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology Report*. PRe Consultants, Amersfoort, The Netherlands [en línea], [Consulta: 6 junio 2021]. Disponible en: <http://ci.nii.ac.jp/naid/10014712580/en/>.

GUINEE, J.B., DE BRUIJN, H., VAN DUIN, R., GORREE, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M.A.J., HUPPES, G., KLEIJN, R., DE KONING, A. y VAN OERS, L., 1998. *Life Cycle Assessment An Operational Guide to the ISO Standards*; Centre of Environmental Science, Leiden University (CML): Leiden, The Netherlands, 2001. 10. Allan, JA Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. *Ground Water*, vol. 36, pp. 545-546.

HER, S., PARK, T., ZALNEZHAD, E. y BAE, S., 2021. Synthesis and characterization of cement clinker using recycled pulverized oyster and scallop shell as limestone substitutes. *Journal of*

Cleaner Production, vol. 279, pp. 123987 ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.123987.

HERTWICH, E.G., ALI, S., CIACCI, L., FISHMAN, T., HEEREN, N., MASANET, E., ASGHARI, F.N., OLIVETTI, E., PAULIUK, S., TU, Q. y WOLFRAM, P., 2019. Material efficiency strategies to reducing greenhouse gas emissions associated with buildings, vehicles, and electronics—a review. *Environmental Research Letters*, vol. 14, no. 4, pp. 043004. ISSN 1748-9326. DOI 10.1088/1748-9326/ab0fe3.

HU, S., WANG, Y. y HAN, H., 2011. Utilization of waste freshwater mussel shell as an economic catalyst for biodiesel production. *Biomass and Bioenergy*, vol. 35, no. 8, pp. 3627-3635. ISSN 09619534. DOI 10.1016/j.biombioe.2011.05.009.

HUIJBREGTS, M.A.J., STEINMANN, Z.J.N., ELSHOUT, P.M.F., STAM, G., VERONES, F., VIEIRA, M., ZIJP, M., HOLLANDER, A. y VAN ZELM, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 22, no. 2, pp. 138-147. ISSN 0948-3349.

IGME, 2017. Panorama Minero 2017. Instituto Geologo y minero de España, Ministerio de ciencia, innovación y universidades [en línea]. [Consulta: 22 junio 2021]. Disponible en: [http://www.igme.es/PanoramaMinero/actual/PANORAMA_MINERO_2017\(BU24\)\(BR\).pdf](http://www.igme.es/PanoramaMinero/actual/PANORAMA_MINERO_2017(BU24)(BR).pdf).

INE, 2016. Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en: https://www.ine.es/prensa/essa_2016.pdf.

INE, 2019a. Estadística del Cemento. [en línea]. [Consulta: 26 junio 2021]. Disponible en: <https://industria.gob.es/es-es/estadisticas/Paginas/Estadistica-Cemento.aspx>.

INE, 2019b. Actualización de rentas con el IPC general (sistema IPC base 2016) para periodos anuales completos. [en línea]. [Consulta: 26 junio 2021]. Disponible en: <https://www.ine.es/calcula/calcula.do>

INGRAO, C., ARCIDIACONO, C., BEZAMA, A., IOPPOLO, G., WINANS, K., KOUTINAS, A. y SCHMID, A.G., 2017a. Virtual Special Issue on sustainability issues of by-product and waste management systems to produce building material commodities. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 126, pp. A4-A5. ISSN 0921-3449. DOI 10.1016/J.RESCONREC.2017.07.039.

INGRAO, C., ARCIDIACONO, C., BEZAMA, A., IOPPOLO, G., WINANS, K., KOUTINAS, A. y SCHMID, A.G., 2017b. Virtual Special Issue on sustainability issues of by-product and waste management systems to produce building material commodities. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 126, pp. A4-A5. ISSN 09213449. DOI 10.1016/j.resconrec.2017.07.039.

IRIBARREN, D., MOREIRA, M.T. y FEIJOO, G., 2010a. Implementing by-product management into the life cycle assessment of the mussel sector. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 54, no. 12, pp. 1219-1230. ISSN 09213449. DOI 10.1016/j.resconrec.2010.03.017.

IRIBARREN, D., MOREIRA, M.T. y FEIJOO, G., 2010b. Life Cycle Assessment of fresh and canned mussel processing and consumption in Galicia (NW Spain). *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 55, no. 2, pp. 106-117. ISSN 09213449. DOI 10.1016/j.resconrec.2010.08.001.

ISO, 1998. Acoustics-Sound absorbers for use in buildings-Rating of sound absorption. ISO 11651. 1998. Genova.

ISO, 2002. Acoustic determination of sound absorption coefficient and impedance or admittance by the impedance tube. Part II: transfer function method. ISO 10534-2. Genova.

ISO, 2006a. Environmental management–life cycle assessment–Principles and framework. ISO 14040. Genova.

ISO, 2006b. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO 14044. Genova.

JAHYA, Z., HARON, Z., YAHYA, K., AWANG, A.Z., ZULKARNAIN TAHMALI, M.S.T., SAMSUL, M.S.N., YAHYA, M.N. y JAILANI, A.A., 2020. Acoustical Properties of Porous Concrete Containing Oil Palm Shell and Vermiculite. *Lecture Notes in Civil Engineering. Proceedings of AICCE'19. AICCE 2019. Lecture Notes in Civil Engineering*, vol 53. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-32816-0_67.

JAMARDO, 2010. La planta de Calizamar se oxida. *La voz de Galicia*. [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en: https://www.lavozdeg Galicia.es/noticia/barbanza/2010/03/17/planta-calizamar-oxida/0003_8360504.htm.

JAMORA, J.B., GUDIA, S.E.L., GO, A.W., GIDUQUIO, M.B. y LORETERO, M.E., 2020. Potential CO2 reduction and cost evaluation in use and transport of coal ash as cement replacement: A case in the Philippines. *Waste Management*, vol. 103, pp. 137-145. ISSN 18792456. DOI 10.1016/j.wasman.2019.12.026.

JEFATURA DEL ESTADO, 2003. Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido. Boletín oficial del estado (BOE-A-2003-20976).

JIN, Z.-F., ASAKO, Y., YAMAGUCHI, Y. y HARADA, M., 2000. Fire resistance test for fire protection materials with high water content. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, vol. 43, no. 24, pp. 4395-4404. ISSN 00179310. DOI 10.1016/S0017-9310(00)00076-4.

KAEWDAENG, S., SINTUYA, P. y NIRUNSIN, R., 2017. Biodiesel production using calcium oxide from river snail shell ash as catalyst. *Energy Procedia*, vol., 138, ppo. 937-942. ISSN 18766102. DOI 10.1016/j.egypro.2017.10.057.

KAISH, A.B.M.A., ODIMEGWU, T.C., ZAKARIA, I., ABOOD, M.M. y NAHAR, L., 2021. Properties of concrete incorporating alum sludge in different conditions as partial replacement of

fine aggregate. *Construction and Building Materials*, vol. 284, pp. 122669. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.122669.

KANG, J., ZHANG, B. y LI, G., 2012. The abrasion-resistance investigation of rubberized concrete. *Journal of Wuhan University of Technology-Mater. Sci. Ed.*, vol. 27, no. 6, pp. 1144-1148. ISSN 1993-0437. DOI 10.1007/s11595-012-0619-8.

KHANKHAJE, E., SALIM, M.R., MIRZA, J., SALMIATI, HUSSIN, M.W., KHAN, R. y RAFIEIZONOOZ, M., 2017. Properties of quiet pervious concrete containing oil palm kernel shell and cockleshell. *Applied Acoustics*, vol. 122, pp. 113-120. ISSN 1872910X. DOI 10.1016/j.apacoust.2017.02.014.

KIM, T.G., SRIVASTAVA, R.R., JUN, M., KIM, M.S. y LEE, J. C, 2018. Hydrometallurgical recycling of surface-coated metals from automobile-discarded ABS plastic waste. *Waste Management*, vol 80, pp. 414-422. ISSN 18792456. DOI 10.1016/j.wasman.2018.09.037.

KIM, Y.H., KIM, H.Y., YANG, K.H. y HA, J.S., 2021. Effect of concrete unit weight on the mechanical properties of bottom ash aggregate concrete. *Construction and Building Materials*, vol. 273, pp. 121998. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.121998.

KIZINIEVIČ, O., KIZINIEVIČ, V., PUNDIENE, I. y MOLOTOKAS, D., 2018. Eco-friendly fired clay brick manufactured with agricultural solid waste. *Archives of Civil and Mechanical Engineering*, vol. 18, no. 4, pp. 1156-1165. ISSN 16449665. DOI 10.1016/j.acme.2018.03.003.

KOKSAL, F., GENCEL, O. y KAYA, M., 2015. Combined effect of silica fume and expanded vermiculite on properties of lightweight mortars at ambient and elevated temperatures. *Construction and Building Materials*, vol. 88, pp. 175-187. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2015.04.021.

KOTZEN, B., ENGLISH, C. y LI, K.M., 2008. Environmental Noise Barriers – A Guide to their Acoustic and Visual Design. *Noise Control Engineering Journal*, vol. 56, no. 2. ISSN 07362501. DOI 10.3397/1.2908882.

KUO, W. Ten, WANG, H.Y., SHU, C.Y. y SU, D.S., 2013. Engineering properties of controlled low-strength materials containing waste oyster shells. *Construction and Building Materials*, vol. 46, pp.128-133. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2013.04.020.

KWON, Hyok B., LEE, C.W., JUN, B.S., YUN, J.D., WEON, S.Y. y KOOPMAN, B., 2004. Recycling waste oyster shells for eutrophication control. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 41, no. 1, pp. 75-82. ISSN 09213449. DOI 10.1016/j.resconrec.2003.08.005.

LABEIN, 2005. Guía técnica para la medición, estimación y cálculo de las emisiones al aire. Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco, p. 88. Fundación Labein [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en:

https://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/eprrtr/es_guia/adjuntos/residuos.pdf.

LEE, C.H., LEE, D.K., ALI, M.A. y KIM, P.J., 2008. Effects of oyster shell on soil chemical and biological properties and cabbage productivity as a liming material. *Waste Management*, vol. 28, pp. 2702-2708 ISSN 0956053X. DOI 10.1016/j.wasman.2007.12.005.

LEE, C.W., KWON, H.B., JEON, H.P. y KOOPMAN, B., 2009. A new recycling material for removing phosphorus from water. *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, pp. 683-687. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2008.11.019.

LEE, M., TSAI, W.S. y CHEN, S.T., 2020. Reusing shell waste as a soil conditioner alternative? A comparative study of eggshell and oyster shell using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, vol. 265, pp. 121845. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.121845.

LEELA BHARATHI, S.M., JOHNPAUL, V., PRAVEEN KUMAR, R., SURYA, R. y VISHNU KUMAR, T., 2020. Experimental investigation on compressive behaviour of plastic brick using M Sand as fine aggregate. *Materials Today: Proceedings*, en prensa. ISSN 22147853. DOI 10.1016/j.matpr.2020.10.252.

LEIVA, C., GARCÍA ARENAS, C., VILCHES, L.F., VALE, J., GIMENEZ, A., BALLESTEROS, J.C. y FERNÁNDEZ-PEREIRA, C., 2010. Use of FGD gypsum in fire resistant panels. *Waste Management*, vol. 30, no. 6, pp. 1123-1129. ISSN 0956053X. DOI 10.1016/j.wasman.2010.01.028.

LEIVA, C., RODRIGUEZ-GALÁN, M., ARENAS, C., ALONSO-FARIÑAS, B. y PECEÑO, B., 2018. A mechanical, leaching and radiological assessment of fired bricks with a high content of fly ash. *Ceramics International*, vol. 44, no. 11, pp. 13313-13319. ISSN 02728842. DOI 10.1016/j.ceramint.2018.04.162.

LEIVA, C., VILCHES, L. F., ARENAS, C., DELGADO, S., & FERNÁNDEZ-PEREIRA, C., 2012. Potential recycling of bottom and fly ashes in acoustic mortars and concretes. *ACI Materials Journal*, vol. 109, no. 5, pp. 529-535.

LEIVA, C., VILCHES, L.F., VALE, J. y FERNÁNDEZ-PEREIRA, C., 2005. Influence of the type of ash on the fire resistance characteristics of ash-enriched mortars. *Fuel*, vol. 84, pp. 1433-1439. ISBN 0016-2361. DOI 10.1016/j.fuel.2004.08.031.

LERTWATTANARUK, P., MAKUL, N. y SIRIPATTARAPRAVAT, C., 2012. Utilization of ground waste seashells in cement mortars for masonry and plastering. *Journal of Environmental Management*, vol. 111, pp. 133-141, ISSN 03014797. DOI 10.1016/j.jenvman.2012.06.032.

LI, G., XU, X., CHEN, E., FAN, J. y XIONG, G., 2015. Properties of cement-based bricks with oyster-shells ash. *Journal of Cleaner Production*, vol. 9, pp. 279-287. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2014.12.023.

LIANG, G., ZHU, H., LI, H., LIU, T. y GUO, H., 2021. Comparative study on the effects of rice husk ash and silica fume on the freezing resistance of metakaolin-based geopolymer. *Construction and Building Materials*, vol. 293, pp. 123486. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123486.

LU, J., CONG, X., LI, Y., HAO, Y. y WANG, C., 2018. Scalable recycling of oyster shells into high purity calcite powders by the mechanochemical and hydrothermal treatments. *Journal of Cleaner Production*, vol. 172, pp. 1978-1985. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2017.11.228.

MA, Y., WANG, S., ZHOU, H., HU, W., POLACZYK, P., ZHANG, M. y HUANG, B., 2021. Compatibility and rheological characterization of asphalt modified with recycled rubber-plastic blends. *Construction and Building Materials*, vol. 270, pp. 121416. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.121416.

MAHMOUD, H., BELEL, Z.A. y NWAKAIRE, C., 2012. Groundnut shell ash as a partial replacement of cement in sandcrete blocks production. *International Journal of Development and sustainability*, vol. 1, no. 3, pp. 1026-1032.

MAHSSIN, Z.Y., ZAINOL, M.M., HASSAN, N.A., YAACOB, H., PUTEH, M.H. y SAIDINA AMIN, N.A., 2021. Hydrothermal liquefaction bioproduct of food waste conversion as an alternative composite of asphalt binder. *Journal of Cleaner Production*, vol. 282, pp. 125422. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.125422.

MAPS, GOOGLE., 2020. Distancias. [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en: <https://www.google.cl/maps>.

MARTÍNEZ-GARCÍA, C., GONZÁLEZ-FONTEBOA, B., CARRO-LÓPEZ, D. y MARTÍNEZ-ABELLA, F., 2018. Recycled mollusc shells. *New Trends in Eco-efficient and Recycled Concrete*. Editor(s): Jorge de Brito, Francisco Agrela, In *Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering, New Trends in Eco-efficient and Recycled Concrete*, Woodhead Publishing., ISBN 9780081024805. DO 10.1016/B978-0-08-102480-5.00008-7.

MARTÍNEZ-GARCÍA, C., GONZÁLEZ-FONTEBOA, B., CARRO-LÓPEZ, D. y PÉREZ-ORDÓÑEZ, J.L., 2020. Mussel shells: A canning industry by-product converted into a bio-based insulation material. *Journal of Cleaner Production*, vol. 289, pp. 122343. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.122343.

MARTÍNEZ-GARCÍA, C., GONZÁLEZ-FONTEBOA, B., CARRO-LÓPEZ, D. y PÉREZ-ORDÓÑEZ, J.L., 2021. Assessment of mussel shells building solutions: A real-scale application. *Journal of Building Engineering*, vol. 44, pp. 102635. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobe.2021.102635.

MARTÍNEZ-GARCÍA, C., GONZÁLEZ-FONTEBOA, B., MARTÍNEZ-ABELLA, F. y CARRO-

LÓPEZ, D., 2017. Performance of mussel shell as aggregate in plain concrete. *Construction and Building Materials*, vol. 139, pp. 570-583. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2016.09.091.

MARTINS, M.C., SANTOS, E.B.H. y MARQUES, C.R., 2017. First study on oyster-shell-based phosphorous removal in saltwater – A proxy to effluent bioremediation of marine aquaculture. *Science of the Total Environment*, vol. 574, pp. 605-615. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.09.103.

MEJUTO, V., 2000. Los conserveros plantean la posibilidad de verter concha de mejillón en el mar. *La voz de Galicia* [en línea]. [Consulta: 2 junio 2021]. Disponible en: https://www.lavozdeg Galicia.es/noticia/arousa/2000/08/25/conserveros-plantan-posibilidad-verter-concha-mejillon-mar/0003_169074.htm.

MELO, P.M.A., MACÊDO, O.B., BARBOSA, G.P., UEKI, M.M. y SILVA, L.B., 2019. High-density polyethylene/mollusk shell-waste composites: effects of particle size and coupling agent on morphology, mechanical and thermal properties. *Journal of Materials Research and Technology*, vol. 8, no. 2, pp. 1915-1925. ISSN 2238-7854. DOI 10.1016/j.jmrt.2019.01.008.

MÉNDEZ, M., 2010. Garavilla afronta el sellado del vertedero de concha de mejillón de Cova da Loba. *Faro de Vigo* [en línea]. [Consulta: 2 junio 2021]. Disponible en: <https://www.farodevigo.es/arousa/2010/01/21/garavilla-afronta-sellado-vertedero-concha-17871519.html>.

MENG, T., HONG, Y., YING, K. y WANG, Z., 2021. Comparison of technical properties of cement pastes with different activated recycled powder from construction and demolition waste. *Cement and Concrete Composites*, vol. 120, pp. 104065. ISSN 09589465. DOI 10.1016/j.cemconcomp.2021.104065.

MERCANTE, I.T., BOVEA, M.D., IBÁÑEZ-FORÉS, V. y ARENA, A.P., 2012. Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 17, no. 2, pp. 232-241. ISSN 0948-3349. DOI 10.1007/s11367-011-0350-2.

MINISTERIO DE FOMENTO, 2008. Instrucción de Hormigón Estructural. EHE-08. 2008. España: S.G.T. Centro de Publicaciones. España.

MINISTERIO DE FOMENTO, 2018. Acotram 3.1.0. Asistente de Cálculo de Costos de Transporte de Mercancías por Carretera. 2018. Madrid España: s.n.

MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA, 2005. Real Decreto 1513/2005, de 16 de diciembre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a la evaluación y gestión del ruido ambiental. *Boletín oficial del Estado*, BOE num 301.

MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA, 2007. Real Decreto 1367/2007, de 19 de octubre, por el que

se desarrolla la Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a zonificación acústica, objetivos de calidad y emisiones acústicas. Boletín oficial del Estado, BOE núm. 254, de 23/10/2007. 301.

MIRZAHOSSEINI, M. y RIDING, K.A., 2015. Effect of combined glass particles on hydration in cementitious systems. *Journal of Materials in Civil Engineering*, vol. 27, no. 6, pp. 4014190. ISSN 0899-1561.

MISER, M., 2020. Eliminan un vertido a la ría causado por un depósito de concha de mejillón. *La voz de Galicia* [en línea]. [Consulta: 2 junio 2021]. Disponible en: https://www.lavozdegalicia.es/noticia/arousa/2020/04/26/eliminan-vertido-ria-causado-deposito-concha-mejillon/0003_202004A26C10993.htm.

MITECO, 2021a. Contaminación acústica. Ministerio de Transición ecológica y reto demográfico [en línea]. [Consulta: 6 junio 2021]. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/contaminacion-acustica/>.

MITECO, 2021b. Física del sonido. Ministerio de Transición ecológica y reto demográfico [en línea]. [Consulta: 6 junio 2021]. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/contaminacion_acustica_tcm30-185098.pdf.

MITECO, 2021c. Sistema de información de contaminación acústica. Mapa de Ruido. Primera fase de aplicación de la directiva. Ministerio de Transición ecológica y reto demográfico [en línea]. [Consulta: 6 junio 2021]. Disponible en: <http://sicaweb.cedex.es/mapas-intro.php>.

MO, K.H., ALENGARAM, U.J., JUMAAT, M.Z., LEE, S.C., GOH, W.I. y YUEN, C.W., 2018. Recycling of seashell waste in concrete: A review. *Construction and Building Materials*, vol 162, pp 751-764. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2017.12.009.

MOHAMED, M., YOUSUF, S. y MAITRA, S., 2012. Decomposition study of calcium carbonate in cockle shell. *Journal of Engineering Science and Technology*, vol. 7, no 1, pp. 1-10. ISSN 18234690.

MOHAN, A. y TABISH HAYAT, M., 2020. Characterization of mechanical properties by preferential supplant of cement with GGBS and silica fume in concrete. *Materials Today: Proceedings*, vol. 43, No 2, pp. 1179-1189. DOI 10.1016/j.matpr.2020.08.733.

MOHANALAKSHMI, M. V, INDHU, M.S., HEMA, M.P., PRABHA, M.V.C. y STUDENT, P., 2017. Developing Concrete using Sea Shell as a Fine Aggregate. *IJRST –International Journal for Innovative Research in Science & Technology*, vol. 3, No 3. ISSN 2349-6010.

MOUSTAFA, H., YOUSSEF, A.M., DUQUESNE, S. y DARWISH, N.A., 2017. Characterization of bio-filler derived from seashell wastes and its effect on the mechanical, thermal, and flame retardant properties of ABS composites. *Polymer Composites*, vol. 38, no 12, pp. 0272-8397. ISSN

15480569. DOI 10.1002/pc.23878.

MTE, 2017. Estadística Minera de España 2017. Ministerio de Transición Ecológica. Estadística Minera de España. Madrid: Secretaría de Estado de Energía, Dirección General de Política Energética y Minas, Gobierno de España. Ministerio de Transición ecológica y reto demográfico [en línea]. [Consulta: 28 enero 2020]. Disponible en: https://energia.gob.es/mineria/Estadistica/DatosBibliotecaConsumer/2017/Estadistica_Minera_anual_2017.pdf.

MURPHY, E. y KING, E.A., 2014. Environmental Noise Pollution. Noise Mapping, Public Health, and policy. Ed. Elsevier. Primera edición 2014. ISBN 9780124115958.

MUTHUSAMY, K., SABRI, N. a, RESOURCES, E. y RAZAK, L.T., 2012. Cockle Shell: A Potential Partial Coarse Aggregate Replacement in Concrete. International Journal of Science, Environment and Technology, vol. 1, No4, pp. 260-267.

NAZRIN, M., AHMAD, A., MUTHUSAMY, K., MUNIR, S., NASIR, A., FIRDAUS, M., AZHAR, M. y UZER, A., 2016. Compressive Strength of Brick Containing Crushed Cockle Shell as Partial Sand Replacement. Concrete research letters, vol. 7, no. October, pp. 529-533.

NDOKE, P. N., 2006. Performance of Palm Kernel Shells as a Partial replacement for Coarse Aggregate in Asphalt Concrete. Leonardo Electrical Journal of Practices and Technologies, No 9, pp. 145-152. ISSN 15831078.

NEN (NETHERLANDS STANDARDIZATION INSTITUTE), 1995. Leaching characteristic of solid earthy and stony building and wate materials-Leaching test: Determination of the leaching of inorganic componets from granular materials with the column test. NEN 7345. 1995. Delft. Netherlands:NEN.

NGII, E., MUSTIKA, W., SUKRI, A.S., BALAKA, R., SRIYANI, R. y WELENDU, L., 2020. The effect of clamshells partial substitution of coarse aggregates on the mechanical properties of shellfish concrete (Berang). IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 29–30 August 2019, Bali, Indonesia. DOI 10.1088/1755-1315/419/1/012064.

NGUYEN, D.H., BOUTOUIL, M., SEBAIBI, N., BARAUD, F. y LELEYTER, L., 2017. Durability of pervious concrete using crushed seashells. Construction and Building Materials, vol. 135, pp. 137-150, ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2016.12.219.

NGUYEN, D.H., BOUTOUIL, M., SEBAIBI, N., LELEYTER, L. y BARAUD, F., 2013. Valorization of seashell by-products in pervious concrete pavers. Construction and Building Materials, vol. 49, pp. 151-160. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2013.08.017.

NORAZLINA, H., FAHMI, A.R.M. y HAFIZUDDIN, W.M., 2015. CaCO₃ from seashells as a reinforcing filler for natural rubber. Journal of Mechanical Engineering and Sciences, vol. 8, pp.

1481-1488. ISSN 22318380. DOI 10.15282/jmes.8.2015.22.0144.

OK, Y.S., OH, S.-E., AHMAD, M., HYUN, S., KIM, K.-R., MOON, D.H., LEE, S.S., LIM, K.J., JEON, W.-T. y YANG, J.E., 2010. Effects of natural and calcined oyster shells on Cd and Pb immobilization in contaminated soils. *Environmental Earth Sciences*, vol. 61, no. 6, pp. 1301-1308. ISSN 1866-6299. DOI 10.1007/s12665-010-0674-4.

OLIVEIRA NETO, R., GASTINEAU, P., CAZACLIU, B.G., LE GUEN, L., PARANHOS, R.S. y PETTER, C.O., 2017. An economic analysis of the processing technologies in CDW recycling platforms. *Waste Management*, vol. 60, pp. 277-289. ISSN 18792456. DOI 10.1016/j.wasman.2016.08.011.

OLIVIA, M., MIFSELLA, A.A. y DARMAYANTI, L., 2015. Mechanical properties of seashell concrete. *The 5th International Conference of Euro Asia Civil Engineering Forum (EACEF-5) Procedia Engineering*, vol. 15, pp., 760-764. DOI 10.1016/j.proeng.2015.11.127.

OLIVIA, M., OKTAVIANI, R. y ISMEDDIYANTO, 2017. Properties of Concrete Containing Ground Waste Cockle and Clam Seashells. *Procedia Engineering*, Vol. 171, pp 658-663. ISSN 1877-7058 DOI 10.1016/j.proeng.2017.01.404.

OMODING, N., CUNNINGHAM, L.S. y LANE-SERFF, G.F., 2021. Effect of using recycled waste glass coarse aggregates on the hydrodynamic abrasion resistance of concrete. *Construction and Building Materials*, vol. 268, pp. 121177. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.121177.

OSARENMWINDA, J.O. y AWARO, A.O., 2009. The potential use of periwinkle shell as coarse aggregate for concrete. *Advanced Materials Research*, vol. 62-64, pp. 39-43. ISBN 9780878493371. DOI 10.4028/www.scientific.net/amr.62-64.39.

OTHMAN, H., HISHAM, B., BAKAR, A., DON, M.M., AZMI, M. y JOHARI, M., 2013. Cockle Shell Ash Replacement for Cement and Filler in Concrete. *Malaysian Journal of Civil Engineering*, Vol 25, No 2, pp. 200-211.

PAN RODO, 2011. Barreras acústicas. [en línea]. [Consulta: 17 junio 2021]. Disponible en: <https://www.obralia.com/dir/minisites/catalogos/419295/catalogo.pdf>.

PARLAMENTO EUROPEO, 2002. Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de junio de 2002, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental. [en línea]. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=OJ:L:2002:189:FULL&from=ES>.

PARLAMENTO EUROPEO, 2009 Reglamento (CE) N.o 1069/2009 por el que se establecen normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano [en línea]. 2009. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:32009R1069&from=EN>.

PASTERNAK, G., ORMENO-CANO, N. y RUTKOWSKI, P., 2021. Recycled waste polypropylene composite ceramic membranes for extended lifetime of microbial fuel cells. *Chemical Engineering Journal*, vol. 425, pp. 130707. ISSN 13858947. DOI 10.1016/j.cej.2021.130707.

PEDREÑO-ROJAS, M.A., FLORES-COLEN, I., DE BRITO, J. y RODRÍGUEZ-LIÑÁN, C., 2019a. Influence of the heating process on the use of gypsum wastes in plasters: Mechanical, thermal and environmental analysis. *Journal of Cleaner Production*, vol. 215, pp. 444-457. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.01.053.

PEDREÑO-ROJAS, M. A., MORALES-CONDE, M. J., PÉREZ-GÁLVEZ, F., & RUBIO-DE-HITA, P., 2019b. Influence of polycarbonate waste on gypsum composites: Mechanical and environmental study. *Journal of Cleaner Production*, vol. 218, pp. 21-37. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.01.200.

PEÑA-RODRÍGUEZ, S., BERMÚDEZ-COUSO, A., NÓVOA-MUÑOZ, J.C., ARIAS-ESTÉVEZ, M., FERNÁNDEZ-SANJURJO, M.J., ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, E. y NÚÑEZ-DELGADO, A., 2013. Mercury removal using ground and calcined mussel shell. *Journal of Environmental Sciences*, vol. 25, No 12, pp. 2476-2486. ISSN 10010742. DOI 10.1016/S1001-0742(12)60320-9.

PERSSON, B., 1997. Long-term effect of silica fume on the principal properties of low-temperature-cured ceramics. *Cement and Concrete Research*, vol. 27, no. 11, pp. 1667-1680. ISSN 00088846. DOI 10.1016/S0008-8846(97)00147-6.

PETRUS, H.T.B.M., FAIRUZ, F.I., SA'DAN, N., OLVIANAS, M., ASTUTI, W., JENIE, S.N.A., SETIAWAN, F.A., ANGGARA, F., EKAPUTRI, J.J. y BENDIYASA, I.M., 2021. Green geopolymers cement with dry activator from geothermal sludge and sodium hydroxide. *Journal of Cleaner Production*, vol. 293, pp. 126143. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2021.126143.

PONNADA, M.R., PRASAD, S.S. y PRASAD, H.D., 2016. Compressive strength of concrete with partial replacement of aggregates with granite powder and cockle shell. *Malaysian Journal of Civil Engineering*, vol. 28, no. 2, pp. 183-204.

QIN, G., ZHANG, P. y WANG, Y., 2020. Investigating an assessment model of system oil leakage considering failure dependence. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 32, pp. 40075-40087. ISSN 1614-7499.

RAJAN, H.S. y KATHIRVEL, P., 2021. Sustainable development of geopolymers binder using sodium silicate synthesized from agricultural waste. *Journal of Cleaner Production*, vol. 286, pp. 124959. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.124959.

RAMAKRISHNA, B., y SATEESH, A., 2016. Exploratory study on the use of cockle shell as partial coarse & fine aggregate replacement in concrete. *International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)*, vol. 3, No 6, pp. 2347-2349.

RECIO, A., LINARES, C., BANEGAS, J.R. y DÍAZ, J., 2016. Road traffic noise effects on cardiovascular, respiratory, and metabolic health: An integrative model of biological mechanisms, vol. 46, No 359, pp.70. DOI 10.1016/j.envres.2015.12.036.

REDDY, M., SASI, K., ASHALATHA, K. y MADHURI, M., 2017. Groundnut Shell Ash as Partial Replacement of Cement in Concrete. *Research Journal of Science and Technology*, vol. 9, no. 3, pp. 313-316. ISSN 0975-4393.

RENGARASU, T.M., JUZAAFI, M., BANDARA, W.M.K.R.T.W. y JEGATHEESAN, N., 2020. Suitability of coal bottom ash and carbonized rice husk in hot mix asphalt. *Asian Transport Studies*, vol. 6, pp. 100013. ISSN 21855560. DOI 10.1016/j.eastsj.2020.100013.

RICHARDSON, A.E. y FULLER, T., 2013. Sea shells used as partial aggregate replacement in concrete. *Structural Survey*, Vol. 31 No. 5, pp. 347-354. ISSN 0263080X. DOI 10.1108/SS-12-2012-0041.

RÍOS, J.D., ARENAS, C., CIFUENTES, H., VILCHES, L.F. y LEIVA, C., 2020. Development of a paste for passive fire protection mainly composed of granulated blast furnace slag. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, vol. 39, no 3, pp. 13382. ISSN 19447450. DOI 10.1002/ep.13382.

RIVERA, L., 2015. El Seprona denunciará ante la Xunta el vertido de concha de mejillón y almeja en un terreno de Muíño da Correa. *Diario de Arousa* [en línea]. [Consulta: 20 junio 2021]. Disponible en: <https://www.diariodearousa.com/texto-diario/mostrar/2515303/seprona-denunciara-ante-xunta-vertido-concha-mejillon-almeja-terreno-muino-da-correa>.

ROBALO, K., COSTA, H., DO CARMO, R. y JÚLIO, E., 2021. Experimental development of low cement content and recycled construction and demolition waste aggregates concrete. *Construction and Building Materials*, vol. 273, pp. 121680. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.121680.

RODRÍGUEZ-GALÁN, M., ALONSO-FARIÑAS, B., BAENA-MORENO, F.M., LEIVA, C., NAVARRETE, B. y VILCHES, L.F., 2019. Synthetic Slag Production Method Based on a Solid Waste Mix Vitrification for the Manufacturing of Slag-Cement. *Materials*, vol. 12, no. 2. ISSN 1996-1944. DOI 10.3390/ma12020208.

ROLAND, D.A.R., 1986. Eggshell Quality IV: Oystershell versus limestone and the importance of particle size or solubility of calcium source. *World's Poultry Science Journal*, vol. 42, no. 2, pp. 166-171. DOI 10.1079/WPS19860013.

ROSE, C.M. y STEGEMANN, J.A., 2018. From waste management to component management in the construction industry. *Sustainability*, vol. 10, no. 1, pp. 229. DOI 10.3390/su10010229.

ROSLI, N.A., AZIZ, H.A., SELAMAT, M.R., LIM, L.L.P. y ZAWAWI, M.H., 2021. Effect of compaction on physical properties of a sewage sludge and red gypsum mixture as intermediate

landfill cover. *Construction and Building Materials*, vol. 289, pp. 123153. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123153.

RUIZ, G., CHÁVEZ, F., SANTAMARÍA, S., ARAUJO, W., TIMANÁ, J. y SCHMITT, R., 2020. Laboratory evaluation of seashells used as fine aggregate in hot mix asphalt. *International Journal of Pavement Engineering*, vol. 21, no. 5, pp. 620-628. DOI 10.1080/10298436.2018.1502435.

RYEN, E.G., BABBITT, C.W. y WILLIAMS, E., 2015. Consumption-weighted life cycle assessment of a consumer electronic product community. *Environmental science & technology*, vol. 49, no. 4, pp. 2549-2559. ISSN 0013-936X. DOI 10.1021/es505121p.

SADEK, H.E.H., ZAWRAH, M.F., GABER, A.A., BADR, H.A., EL-RAFEI, A.M. y KHATTAB, R.M., 2021. Utilization of granite sludge for production of cordierite ceramics by direct coagulation casting. *Ceramics International*, vol. 47, no. 14, pp. 20187-20195. ISSN 02728842. DOI 10.1016/j.ceramint.2021.04.025.

SAFI, B., SAIDI, M., DAOUI, A., BELLAL, A., MECHEKAK, A. y TOUMI, K., 2015. The use of seashells as a fine aggregate (by sand substitution) in self-compacting mortar (SCM). *Construction and Building Materials*, vol. 78, pp. 430-438, ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2015.01.009.

ŞAHİN, O., İLCAN, H., ATEŞLİ, A.T., KUL, A., YILDIRIM, G. y ŞAHMARAN, M., 2021. Construction and demolition waste-based geopolymers suited for use in 3-dimensional additive manufacturing. *Cement and Concrete Composites*, vol. 121, pp. 104088. ISSN 09589465. DOI 10.1016/j.cemconcomp.2021.104088.

SANDIN, G., PETERS, G.M. y SVANSTRÖM, M., 2014. Life cycle assessment of construction materials: the influence of assumptions in end-of-life modelling. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19, no. 4, pp. 723-731. ISSN 1614-7502. DOI 10.1007/s11367-013-0686-x.

SECHER, A.Q., COLLIN, C. y LINNET, A., 2018. Construction Product Declarations and Sustainable Development Goals for Small and Medium Construction Enterprises. 25th CIRP Life Cycle Engineering (LCE) Conference, 30 April – 2 May 2018, Copenhagen, Denmark *Procedia CIRP*, vol. 69, pp. 54-58. DOI 10.1016/j.procir.2017.12.011.

SECO, A., OMER, J., MARCELINO, S., ESPUELAS, S. y PRIETO, E., 2018. Sustainable unfired bricks manufacturing from construction and demolition wastes. *Construction and Building Materials*, vol. 167, pp. 154-165. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2018.02.026.

SECO-REIGOSA, N., CUTILLAS-BARREIRO, L., NÓVOA-MUÑOZ, J.C., ARIAS-ESTÉVEZ, M., FERNÁNDEZ-SANJURJO, M.J., ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, E. y NÚÑEZ-DELGADO, A., 2014. Mixtures including wastes from the mussel shell processing industry: Retention of arsenic, chromium and mercury. *Journal of Cleaner Production*, vol.84, pp. 680-690. ISSN 09596526. DOI

10.1016/j.jclepro.2014.01.050.

SEDRAN, T., MAUGET, G., DEPLESENAIRE, G. y MAUDUIT, V., 2004. Recycling stabilized fly ash from municipal solid waste incineration facility in road hydraulic materials. In Proceedings PRO 40 of the Rilem Conference on the Use of Recycled Materials in Building Structures, 9-11, November 2004, Barcelona, International RILEM Conference on the Use of Recycled Materials in Buildings and Structures, pp. 446-545.

SEGUI, P., AUBERT, J.E., HUSSON, B. y MEASSON, M., 2012. Characterization of wastepaper sludge ash for its valorization as a component of hydraulic binders. *Applied Clay Science*, vol. 57, pp. 79-85. ISSN 01691317. DOI 10.1016/j.clay.2012.01.007.

SELAMAT, M.E., HASHIM, R., SULAIMAN, O., KASSIM, M.H.M., SAHARUDIN, N.I. y TAIWO, O.F.A., 2019. Comparative study of oil palm trunk and rice husk as fillers in gypsum composite for building material. *Construction and Building Materials*, vol. 197, pp. 526-532. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2018.11.003.

SEO, J.H., PARK, S.M., YANG, B.J. y JANG, J.G., 2019. Calcined oyster shell powder as an expansive additive in cement mortar. *Materials*, vol. 2, No 8, pp. 1322. ISSN 19961944. DOI 10.3390/ma12081322.

SERNA, Á., RÍO, M. Del, PALOMO, J.G. y GONZÁLEZ, M., 2012. Improvement of gypsum plaster strain capacity by the addition of rubber particles from recycled tyres. *Construction and Building Materials*, vol. 35, pp. 633-641. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2012.04.093.

SERNAGEOMIN, 2017. Anuario de la minería de Chile, 2017. Servicio nacional de geología y Minería, Ministerio de Minería [en línea]. [Consulta: 22 junio 2021]. Disponible en: https://www.sernageomin.cl/wp-content/uploads/2018/06/Anuario_2017.pdf.

SERNAPESCA, 2020. Anuario Estadísticos de pesca y acuicultura. Ministerio de Economía, Fomento y Turismo [en línea]. [Consulta: 22 junio 2021]. Disponible en: <http://www.sernapesca.cl/informacion-utilidad/anuarios-estadisticos-de-pesca-y-acuicultura>.

SHAHANE, H.A. y PATEL, S., 2021. Influence of curing method on characteristics of environment-friendly angular shaped cold bonded fly ash aggregates. *Journal of Building Engineering*, vol. 35, pp. 101997. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.job.2020.101997.

SHAMAKI, M., ADU-AMANKWAH, S. y BLACK, L., 2021. Reuse of UK alum water treatment sludge in cement-based materials. *Construction and Building Materials*, vol. 275, pp. 122047. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.122047.

SHAVANDI, A., ALAA, A.E.D., ALI, A., SUN, Z. y RATNAYAKE, J.T., 2015. Microwave-assisted synthesis of high purity β -tricalcium phosphate crystalline powder from the waste of Green mussel shells (*Perna canaliculus*). *Powder Technology*, vol., 273, pp. 33-39. ISSN 1873328X. DOI

10.1016/j.powtec.2014.12.029.

SHISHEHBORAN, M., ZIARI, H., HABIBNEJAD KORAYEM, A. y HAJILOO, M., 2021. Environmental and mechanical impacts of waste incinerated acidic sludge ash as filler in hot mix asphalt. *Case Studies in Construction Materials*, vol. 14, pp. e00504. ISSN 22145095. DOI 10.1016/j.cscm.2021.e00504.

SICKELS-TAVES, L.B. y SHEEHAN, M.S., 1999. *The Lost Art of Tabby Redefined: Preserving Oglethorpe's Architectural Legacy*. Published by Architectural Conservation Press (1999). ISBN 100967536707.

SILITONGA, E., 2017. Stabilization/solidification of polluted marine dredged sediment of port en Bessin France, using hydraulic binders and silica fume. 1st Nommensen International Conference on Technology and Engineering 11–12 July 2017, Medan, Indonesia. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, vol 237, pp. 12031. ISBN 1757-899X.

SOLTANZADEH, F., EMAM-JOMEH, M., EDALAT-BEHBAHANI, A. y SOLTAN-ZADEH, Z., 2018. Development and characterization of blended cements containing seashell powder. *Construction and Building Materials*, vol. 161, pp. 292-304. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2017.11.111.

SOPHIA, M. y SAKTHIESWARAN, N., 2019. Synergistic effect of mineral admixture and bio-carbonate fillers on the physico-mechanical properties of gypsum plaster. *Construction and Building Materials*, vol. 204, pp. 419-439. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2019.01.160.

SPREADBURY, C.J., MCVAY, M., LAUX, S.J. y TOWNSEND, T.G., 2021. A field-scale evaluation of municipal solid waste incineration bottom ash as a road base material: Considerations for reuse practices. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 168, pp. 105264. ISSN 18790658. DOI 10.1016/j.resconrec.2020.105264.

SU, N. y CHEN, J.S., 2002. Engineering properties of asphalt concrete made with recycled glass. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 35, no. 4, pp. 259-274. ISSN 09213449. DOI 10.1016/S0921-3449(02)00007-1.

SUN, J., ZHOU, H., JIANG, H., ZHANG, W. y MAO, L., 2021. Recycling municipal solid waste incineration fly ash in fired bricks: An evaluation of physical-mechanical and environmental properties. *Construction and Building Materials*, vol. 294, pp. 123476. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123476.

TALHA ZAID, S., GHORPADE, V.G., PRADESH ANANTAPUR, A. y PRADESH, A., 2014. Experimental Investigation of Snail Shell Ash (SSA) as Partial Replacement of Ordinary Portland Cement in Concrete. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*, vol. 3, No 10. ISSN 09500618.

TAYEH, B.A., HASANIYAH, M.W., ZEYAD, A.M. y YUSUF, M.O., 2019. Properties of concrete containing recycled seashells as cement partial replacement: A review. *Journal of Cleaner Production*, vol. 237, pp. 117723. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.117723.

TAYEH, B.A., HASANIYAH, M.W., ZEYAD, A.M., AWAD, M.M., ALASKAR, A., MOHAMED, A.M. y ALYOUSEF, R., 2020. Durability and mechanical properties of seashell partially-replaced cement. *Journal of Building Engineering*, vol. 31, pp. 101328. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobbe.2020.101328.

TELESCA, L., PECK, L.S., SANDERS, T., THYRRING, J., SEJR, M.K., HARPER, E.M., 2019. Biomineralization plasticity and environmental heterogeneity predict geographical resilience patterns of foundation species to future change. *Global Change Biology*, vol. 25, pp. 4179–4193. ISSN 23527102. DOI 10.1111/gcb.14758.

THAKUR, A., SENTHIL, K., SHARMA, R. y SINGH, A.P., 2020. Employment of crumb rubber tyre in concrete masonry bricks. *Materials Today: Proceedings*, vol 34, No 4, pp. 553-559. DOI 10.1016/j.matpr.2020.02.106.

THOMAS, G., 2002. Thermal properties of gypsum plasterboard at high temperatures. *Fire and Materials*, vol. 26, no. 1, pp. 37-45. ISSN 03080501. DOI 10.1002/fam.786.

UMOH, A.A. y UJENE, A.O., 2015. Improving the strength performance of high volume periwinkle shell ash blended cement concrete with sodium nitrate as accelerator. *Journal of Civil Engineering, Science and Technology*, vol. 6, No 2. ISSN 2462-1382. DOI 10.33736/jcest.147.2015.

UNE-EN, 1998. UNE-EN 1793-3. Dispositivos reductores de ruido de tráfico en carreteras. Método de ensayo para determinar el comportamiento acústico. Parte 3: Espectro normalizado de ruido de tráfico. Madrid España.

UNE-EN, 2002. UNE-EN 12457-4:2002. Caracterización de residuos. Lixiviación. Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 4: Ensayo por lotes de una etapa con una relación líquido-sólido de 10 l/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 10 mm (con o sin reducción de tamaño). Madrid España.

UNE-EN, 2007. UNE-EN 1936. Métodos de ensayo para piedra natural. Determinación de la densidad real y aparente y de la porosidad abierta y total Madrid España.

UNE-EN, 2009. UNE-EN 13279-1. Yesos de construcción y conglomerantes a base de yeso para la construcción. Parte 1: Definiciones y especificaciones. Madrid España.

UNE-EN, 2012. UNE-EN 12859 Paneles de yeso. Definiciones, especificaciones y métodos de ensayo. Madrid España.

UNE-EN, 2014. UNE-EN 13279-2. Yesos de construcción y conglomerantes a base de yeso para la

construcción. Parte 2: Métodos de ensayo. Madrid España.

UNE-EN, 2015. UNE-EN 1363-1. Ensayos de resistencia al fuego. Parte 1: Requisitos generales. Madrid España.

UNE-EN, 2017. UNE-EN 1793-1. Dispositivos reductores de ruido de tráfico en carreteras. Método de ensayo para determinar el comportamiento acústico. Parte 1: Características intrínsecas relativas a la absorción sonora bajo condiciones de campo acústicos difuso. 2017. Madrid España.

UNEP, 2018. One Planet Network. Unep [en línea]. [Consulta: 5 mayo 2021]. Disponible en: <https://www.unenvironment.org/explore-topics/resource-efficiency/what-we-do/one-planet-network>.

VARHEN, C., CARRILLO, S. y RUIZ, G., 2017. Experimental investigation of Peruvian scallop used as fine aggregate in concrete. *Construction and Building Materials*, vol. 136, pp. 533-540, ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2017.01.067.

VILCHES, L.F., LEIVA, C., VALE, J. y FERNÁNDEZ-PEREIRA, C., 2005. Insulating capacity of fly ash pastes used for passive protection against fire. *Cement and Concrete Composites*, vol. 27, no. 7-8, pp. 776-781. ISSN 09589465. DOI 10.1016/j.cemconcomp.2005.03.001.

VILLORIA SÁEZ, P., DEL RÍO MERINO, M., ATANES SÁNCHEZ, E., SANTA CRUZ ASTORQUI, J. y PORRAS-AMORES, C., 2019. Viability of Gypsum Composites with Addition of Glass Waste for Applications in Construction. *Journal of Materials in Civil Engineering*, vol. 31, no. 3, pp. 4018403. ISSN 0899-1561.

VIRIYA-EMPIKUL, N., KRASAE, P., PUTTASAWAT, B., YOOSUK, B., CHOLLACOO, N. y FAUNGNAWAKIJ, K., 2010. Waste shells of mollusk and egg as biodiesel production catalysts. *Bioresource Technology*, vol. 101, No 10, pp. 3765-3767. ISSN 09608524. DOI 10.1016/j.biortech.2009.12.079.

WANG, H.Y., KUO, W. Ten, LIN, C.C. y PO-YO, C., 2013. Study of the material properties of fly ash added to oyster cement mortar. 2013. *Construction and Building Materials*, vol. 41, pp. 532-53. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2012.11.021.

WANG, J., LIU, E. y LI, L., 2019. Characterization on the recycling of waste seashells with Portland cement towards sustainable cementitious materials. *Journal of Cleaner Production*, vol., 220, pp. 235-252. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.02.122.

WHO, 2018. Environmental noise guidelines for the European region. Proceedings of the Institute of Acoustics. World Health Organization. [en línea]. [Consulta: 6 junio 2021]. Disponible en: <https://www.euro.who.int/en/publications/abstracts/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region-2018>.

WONG, C.L., MO, K.H., ALENGARAM, U.J. y YAP, S.P., 2020. Mechanical strength and permeation properties of high calcium fly ash-based geopolymer containing recycled brick powder. *Journal of Building Engineering*, vol. 32, pp. 101655. ISSN 23527102. DOI 10.1016/j.jobbe.2020.101655.

WU, H., ZHU, L., SONG, W., XU, Z., XU, F. y GONG, H., 2021. Impact performance of ballast by incorporating waste tire-derived aggregates. *Construction and Building Materials*, vol. 288, pp. 122992. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.122992.

WU, Q., CHEN, J., CLARK, M. y YU, Y., 2014. Adsorption of copper to different biogenic oyster shell structures. *Applied Surface Science*, vol. 311, pp. 264-272. ISSN 01694332. DOI 10.1016/j.apsusc.2014.05.054.

YAN, N. y CHEN, X., 2015. Sustainability: Don't waste seafood waste. *Nature*, vol. 526, pp. 155-157. DOI 10.1038/524155a.

YANG, E.I., KIM, M.Y., PARK, H.G. y YI, S.T., 2010. Effect of partial replacement of sand with dry oyster shell on the long-term performance of concrete. *Construction and Building Materials*, vol. 24, pp. 758-765. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2009.10.032.

YANG, E.I., YI, S.T. y LEEM, Y.M., 2005. Effect of oyster shell substituted for fine aggregate on concrete characteristics: Part I. Fundamental properties. *Cement and Concrete Research*, vol. 35, no 11, pp. 2175-2182. ISSN 00088846. DOI 10.1016/j.cemconres.2005.03.016.

YANG, J., ZENG, L., HE, X., SU, Y., LI, Y., TAN, H., JIANG, B., ZHU, H. y OH, S.K., 2021. Improving durability of heat-cured high volume fly ash cement mortar by wet-grinding activation. *Construction and Building Materials*, vol. 289, pp. 123157. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2021.123157.

YAO, Z., XIA, M., LI, H., CHEN, T., YE, Y. y ZHENG, H., 2014. Bivalve shell: Not an abundant useless waste but a functional and versatile biomaterial. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 44, no. 22, pp. 2502-2530. DOI 10.1080/10643389.2013.829763.

YAO, Z.T., CHEN, T., LI, H.Y., XIA, M.S., YE, Y. y ZHENG, H., 2013. Mechanical and thermal properties of polypropylene (PP) composites filled with modified shell waste. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 262, pp. 212-217. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2013.08.062.

YILDIZ, K. y ATAKAN, M., 2020. Improving microwave healing characteristic of asphalt concrete by using fly ash as a filler. *Construction and Building Materials*, vol. 262, pp. 120448. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.120448.

YIO, M.H.N., XIAO, Y., JI, R., RUSSELL, M. y CHEESEMAN, C., 2021. Production of foamed glass-ceramics using furnace bottom ash and glass. *Ceramics International*, vol. 47, no. 6, pp. 8697-8706. ISSN 02728842. DOI 10.1016/j.ceramint.2020.11.103.

YOON, G.L., KIM, B.T., KIM, B.O. y HAN, S.H., 2003. Chemical-mechanical characteristics of crushed oyster-shell. *Waste Management*, vol. 64, pp. 480-487, ISSN 0956053X. DOI 10.1016/S0956-053X(02)00159-9.

YOON, H., PARK, S., LEE, K. y PARK, J., 2004. Oyster shell as substitute for aggregate in mortar. *Waste Management and Research*, vol. 22, No 3, pp. 158-70. ISSN 0734242X. DOI 10.1177/0734242X04042456.

ZHANG, J., HAN, B., ZHOU, N.-L., FANG, J., WU, J., MA, Z.-M., MO, H. y SHEN, J., 2011. Preparation and characterization of nano/micro-calcium carbonate particles/polypropylene composites. *Journal of Applied Polymer Science*, vol. 119, no. 6, pp. 3560-3565. DOI <https://doi.org/10.1002/app.33037>.

ZHANG, Y., CHEN, D., LIANG, Y., QU, K., LU, K., CHEN, S. y KONG, M., 2020. Study on engineering properties of foam concrete containing waste seashell. *Construction and Building Materials*, vol. 260, pp. 119896. ISSN 0950-0618. DOI <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119896>.

ZOU, G., ZHANG, J., LIU, X., LIN, Y. y YU, H., 2020. Design and performance of emulsified asphalt mixtures containing construction and demolition waste. *Construction and Building Materials*, vol. 239, pp. 117846. ISSN 09500618. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2019.117846.

ANEXOS

ANEXO 1. Informe de la relevancia científica de las publicaciones

Pecño, B., Arenas, C., Alonso-Fariñas, B., & Leiva, C. (2019). Substitution of Coarse Aggregates with Mollusk-Shell Waste in Acoustic-Absorbing Concrete. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 31(6), 04019077. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)mt.1943-5533.0002719](https://doi.org/10.1061/(asce)mt.1943-5533.0002719)

Factor de Impacto de la revista: JCR	3.266
Categoría del Factor de Impacto	Construction and building technology
Cuartil	Q2
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=21100838131&tip=sid&clean=0

Factor de Impacto de la revista: SJR	1.090
Categoría del Factor de Impacto	Building and Construction
Cuartil	Q1
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=16299&tip=sid&clean=0

Peceño, B., Leiva, C., Alonso-Fariñas, B., & Gallego-Schmid, A. (2020). Is recycling always the best option? Environmental assessment of recycling of seashell as aggregates in noise barriers. *Processes*, 8(7). <https://doi.org/10.3390/PR8070776>

Factor de Impacto de la revista: JCR	2.847
Categoría del Factor de Impacto	Engineering Chemical
Cuartil	Q2
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=21100838131&tip=sid&clean=0

Factor de Impacto de la revista: SJR	0.41
Categoría del Factor de Impacto	Chemical Engineering
Cuartil	Q2
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=21100838131&tip=sid&clean=0

Peceno, B., Alonso-Fariñas, B., Arenas, C., & Leiva, C. (2021). Influence of particle size of mussel shells in physical, mechanical and insulating properties of fireproof materials. *Procedia Environmental Science, Engineering and Management*, 8(2), 323–333.

Factor de Impacto de la revista: SJR	0.320
Categoría del Factor de Impacto	Environmental Science: General Environmental Science
Cuartil	Q3
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=21100829181&tip=sid&clean=0

Peceno, B., Alonso-Fariñas, B., Vilches, L. F., & Leiva, C. (2021). Study of seashell waste recycling in fireproofing material: Technical, environmental, and economic assessment. *Science of the Total Environment*, 790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148102>

Factor de Impacto de la revista: JCR	7.923
Categoría del Factor de Impacto	Environmental sciences
Cuartil	Q1
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=21100838131&tip=sid&clean=0

Factor de Impacto de la revista: SJR	1.8
Categoría del Factor de Impacto	Environmental sciences
Cuartil	Q1
Extraído de:	https://www.scimagojr.com/journalsearch.php?q=25349&tip=sid&clean=0

