



UNIVERSIDAD
DE MURCIA

Escuela
de Doctorado

TESIS DOCTORAL

*Evaluación de restauraciones en depósitos mineros
contaminados: Un enfoque socioecológico aplicado
a la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, España.*

AUTOR/A Cristian Marcelo Muñoz Maluenda

DIRECTOR/ES Miguel Ángel Esteve Selma
Pedro Baños Páez

2025



UNIVERSIDAD
DE MURCIA

Escuela
de Doctorado

TESIS DOCTORAL

*Evaluación de restauraciones en depósitos mineros
contaminados: Un enfoque socioecológico aplicado
a la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, España.*

AUTOR/A Cristian Marcelo Muñoz Maluenda

DIRECTOR/ES Miguel Ángel Esteve Selma
Pedro Baños Páez

2025



DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD DE LA TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTOR/A

Aprobado por la Comisión General de Doctorado el 19 de octubre de 2022.

Yo, D. Cristian Marcelo Muñoz Maluenda, habiendo cursado el Programa de Doctorado en Biodiversidad y Gestión Ambiental de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad de Murcia (EIDUM), como autor/a de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor/a titulada:

Evaluación de restauraciones en depósitos mineros contaminados: Un enfoque socioecológico aplicado a la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, España.

y dirigida por:

D.: Miguel Ángel Esteve Selma
D.: Pedro Baños Páez
D.:

DECLARO QUE:

La tesis es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente, en particular, la Ley de Propiedad Intelectual (R.D. legislativo 1/1996, de 12 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Propiedad Intelectual, modificado por la Ley 2/2019, de 1 de marzo, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), en particular, las disposiciones referidas al derecho de cita, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Del mismo modo, asumo ante la Universidad cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la autoría o falta de originalidad del contenido de la tesis presentada, en caso de plagio, de conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.

Murcia, a 16 de julio de 2025

(firma)

Información básica sobre protección de sus datos personales aportados:	
Responsable	Universidad de Murcia. Avenida teniente Flomesta, 5. Edificio de la Convalecencia. 30003; Murcia. Delegado de Protección de Datos: dpd@um.es
Legitimación	La Universidad de Murcia se encuentra legitimada para el tratamiento de sus datos por ser necesario para el cumplimiento de una obligación legal aplicable al responsable del tratamiento. art. 6.1.c) del Reglamento General de Protección de Datos
Finalidad	Gestionar su declaración de autoría y originalidad
Destinatarios	No se prevén comunicaciones de datos
Derechos	Los interesados pueden ejercer sus derechos de acceso, rectificación, cancelación, oposición, limitación del tratamiento, olvido y portabilidad a través del procedimiento establecido a tal efecto en el Registro Electrónico o mediante la presentación de la correspondiente solicitud en las Oficinas de Asistencia en Materia de Registro de la Universidad de Murcia

Esta DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD debe ser insertada en la quinta hoja, después de la portada de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor/a.

Código seguro de verificación: RUxFMnjE-8G1601aI-vRGcHKQK-VL1LQHRN

COPIA ELECTRÓNICA - Página 1 de 1

Esta es una copia auténtica imprimible de un documento administrativo electrónico archivado por la Universidad de Murcia, según el artículo 27.3 c) de la Ley 39/2015, de 1 de octubre. Su autenticidad puede ser contrastada a través de la siguiente dirección: <https://sede.um.es/validador/>



*A mi esposa Karen, mi hija Fiama y mis hijos Santiago y Agustín,
A Marco, donde sea que esté su alma hoy,
A mi madre que aún nos acompaña,
A tanta gente que me ha regalado sabiduría en la vida,
y a esos y esas valientes que aún creen que todo puede mejorar.*

Simpoiesis: juntos hacemos y somos la biosfera (Donna Haraway, 2016).

AGRADECIMIENTOS

Cerrar procesos no es algo fácil. Más cuando sabes que todo tiene un precio y el esfuerzo es lo único que te sirve para avanzar.

Si llegamos hasta acá gracias a una guía generosa y reposada de mis directores, quienes, con estilos muy diferentes, me han regalado una experiencia inolvidable. ¡Muchas gracias!, Miguel Ángel y Pedro, aprendí mucho en este camino y conocí de una realidad inesperada, que obliga a seguir enfocado.

Aunque partimos en pandemia, al poco andar se fueron abriendo espacios de colaboración, donde emergieron personas y organizaciones que han sido fundamentales, por su apoyo incondicional y su afecto y humanidad.

Gracias a Julia y a toda la Fundación Nueva Cultura del Agua y a la Coordinadora para para la conservación y recuperación de la Sierra y la Bahía de Portmán, porque ambas organizaciones me adoptaron como un componente más de ellos.

Gracias a los colectivos y a esas personas fantásticas que me enseñaron a entender la magnitud del problema de la contaminación. A Juan Francisco, a Juan Ernesto, a José Matías, a Inma, a Rosa, a Ramón, a Vicente, a Daniel y tantos otros y otras que mi memoria atesora.

En especial a Chubi y a José Antonio, que sin su trabajo esto no se resolvía y nunca habríamos logrado tanto, con tan poco.

A Marcos, especialmente a él, gracias por sus escuchas generosas y palabras de aliento, en su glorioso Campos del Río.

ÍNDICES

TABLA DE CONTENIDOS

SUMMARY	5
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	11
1. INTRODUCCIÓN	11
1.1. Impactos globales de la minería.....	11
1.2. La situación dentro de la península ibérica	13
1.3. Medidas aplicables: enfoques de restauración	17
1.4. Aspectos jurídicos pertinentes a la restauración	20
1.4.1. Aspectos legales pertinentes a nivel europeo	22
1.4.2. Aspectos legales por considerar en España	23
1.4.3. Aspectos legales aplicables a nivel autonómico en la Región de Murcia.....	25
2. OBJETIVOS	28
CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA TRANSVERSAL	31
1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	31
1.1. Generalidades del paisaje natural de la Sierra Minera	34
1.2. Caracterización socioeconómica del territorio.....	37
2. METODOLOGÍA TRANSVERSAL.....	39
PARTE I: DIAGNÓSTICO Y CONSIDERACIONES RESPECTO DEL SISTEMA DE TOMA DE DECISIONES PARA RESTAURAR	33
CAPÍTULO 3: RESULTADOS Y DISCUSIÓN (I): Evaluación del sistema de decisión para restaurar	46
1. INTRODUCCIÓN	46
2. METODOLOGÍA.....	49
3. RESULTADOS	55
3.1. Evaluación de factores claves	55
3.1.1. Análisis de las motivaciones	55
3.1.2. Análisis de condiciones de actuación o factibilidad	56
3.1.3. Factores críticos para la implementación.....	58
3.2. Brechas identificadas y estrategias iniciales	61
3.2.1. Definición de ejes estratégicos	70
3.3. Comparación de las estrategias propuestas con el proyecto actual de restauración hidrológico-forestal	71
3.3.1. Criterios de motivación	71

3.3.2.	Criterios asociados a condiciones de actuación o factibilidad	78
3.3.3.	Criterios asociados a la implementación	79
3.4.	Propuesta base de indicadores, por criticidad	83
4.	DISCUSIÓN	85
5.	CONCLUSIONES PARTE I	92
PARTE II: EVALUACIÓN DE BALSAS DE RELAVES Y PROPUESTA DE UN ÍNDICE DE CALIDAD INTEGRADO		95
CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN (II): Evaluación de las restauraciones de balsas de relaves: Propuesta de un índice de calidad integrado.....		99
6.	INTRODUCCIÓN	99
6.1.	Uso de herramientas de teledetección	102
6.2.	La contaminación y su efecto sobre la vegetación	103
6.3.	Aspectos integrados y sus relaciones funcionales	105
6.4.	Resiliencia y la capacidad de respuesta dinámica de las restauraciones	106
7.	METODOLOGÍA	110
7.1.	Manejo de imágenes y polígonos para elaborar IPF	111
7.2.	Aspectos metodológicos asociados a IPB	115
7.2.1.	Estimaciones biológicas por balsa	117
7.3.	Metodología aplicada para estimación de IPQ.....	119
7.3.1.	Recolección de muestras de suelo.....	120
7.3.2.	Metodologías de análisis	121
7.3.3.	Estimación de valor de fitoextracción FEp	122
7.3.4.	Estimación de valor de Toxicidad por especie vegetal (Tox)	123
7.3.5.	Estimación de Índice de Protección Química (IPQ)	124
7.4.	Aproximación de IPI y su asociación con aspectos funcionales.....	124
7.4.1.	Caracterización de los sitios estudiados en terreno	125
7.5.	Aproximación a través del NDVI de resiliencia y resistencia.....	128
8.	RESULTADOS.....	130
8.1.	Análisis de parámetros físicos y biológicos.....	130
8.1.1.	Interpretación del MDT	130
8.1.2.	Análisis de procesos erosivos.....	132
8.1.3.	Evaluación de NDVI por sitio en período 2013 - 2021	133
8.2.	Relaciones relevantes, tasas de crecimiento y aproximación a IPF....	146
8.2.1.	Análisis de la tasa de crecimiento	147

8.2.2.	Estimación final de IPF	149
8.2.3.	Umbral de control de la erosión laminar	151
8.3.	Análisis biológico y de calidad de las restauraciones	152
8.3.1.	Análisis por sitio	153
8.3.2.	Análisis por tipo biológico y criterios de conservación.....	155
8.3.3.	Estimación IPB y aplicación de índice de similitud.....	158
8.3.3.1.	Proximidad Ecológica	158
8.3.3.2.	Riqueza relativa (H')	159
8.3.3.3.	Especies protegidas y hábitat prioritarios.....	160
8.3.4.	Valores integrados de conservación y descuento de EEI	160
8.3.4.1.	IPB integrado	161
8.3.4.2.	NDVI y su relación con la cobertura y efecto endorreísmo ...	163
8.4.	Análisis de aspectos químicos y construcción de IPQ	165
8.4.1.	Análisis FEp agregados.....	165
8.4.2.	Análisis FEp por sitio de estudio	167
8.4.3.	Valores de Tox por sitio de estudio	171
8.5.	IPI consolidado, sus relaciones con índices temáticos y otros parámetros y con el coste de intervención	173
8.5.1.	Análisis de componentes principales relacionadas a los sitios	177
8.5.2.	Análisis de costes y el nivel de respuesta de las restauraciones a través de IPI.....	183
8.5.3.	Modelos univariantes y multivariantes del IPI respecto a variables clave de las actuaciones	185
8.5.4.	Modelos por distancias a zonas conservadas (DZN)	186
8.6.	Perspectivas relativas a resistencia y resiliencia de las balsas.....	189
8.6.1.	Tendencias de NDVI a 10 años respecto a la pluviometría.....	190
8.6.2.	Integración de resistencia y resiliencia y otros aspectos biológicos relevantes.....	194
9.	DISCUSIÓN	197
9.1.	Respecto a las características físicas y la composición biológica	197
9.2.	Relación de la composición biológica y las restauraciones	203
9.3.	Respecto a la respuesta química y la construcción del IPQ	207
9.4.	La consolidación de IPI y sus relaciones relevantes	212
9.5.	Una mirada dinámica de las balsas respecto a la resiliencia	216
10.	CONCLUSIONES PARTE II.....	220

11. CONCLUSIONES GENERALES	227
12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	234

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Factores de éxito de restauración del paisaje, asociados a la motivación.	50
Tabla 2. Factores de éxito de restauración del paisaje, asociados a dar factibilidad.	50
Tabla 3. Factores de éxito de restauración del paisaje, asociados a la implementación.	51
Tabla 4. Código y perfil de informantes clave entrevistados.	53
Tabla 5. Resultado consolidado del diagnóstico de los expertos, en función del tema, las características, factores claves de éxito, respuesta y estrategia propuesta.	59
Tabla 6. Planteamiento de estrategias de base para la corrección de brechas.	68
Tabla 7. Análisis de estrategias asociadas a brechas detectadas en relación con el proyecto de restauración actual.	73
Tabla 8. Indicadores base propuestos y sus medios de verificación, por categoría, en función a su nivel de prioridad.	83
Tabla 9. Sitios de estudio, enlaces web, coordenadas UTM y tipo de actuación en escala cualitativa.	112
Tabla 10. Listado de especies recolectadas y analizadas por cada sitio estudiado.	119
Tabla 11. Sitio, número de muestras por sitio y fechas de recolección de las muestras en terreno.	121
Tabla 12. Valores escalares del % de extracción registrado para los elementos analizados.	122
Tabla 13. Sitios de estudio, tipo de tratamiento (TT) y distancia a zona conservada (DZC).	125
Tabla 14. Zona de estudio, altitud mínima y máxima, diferencia de altura (Δ -h), pendiente promedio (%), orientación dominante y zonas endorreicas, asociados al análisis de MDT para los polígonos estudiados.	130
Tabla 15. Zona de estudio, denominación y valoraciones de erosión de cauces, eólica, laminar (tm/ha/año), potencial y movimiento de masas por sitio.	132
Tabla 16. Resultados consolidados de valores promedio, mínimo, máximo y porcentuales de las áreas estimadas para cada polígono, en condición óptima ($NDVI > 0,3$) y en fase erosiva ($NDVI < 0,3$).	147
Tabla 17. Valores de pendiente, intercepto, R^2 y significancia de regresiones normalizadas.	149
Tabla 18. Estimación de índice de protección física (IPF), para las zonas estudiadas.	150
Tabla 19. Escala de relación entre erosión laminar y valor NDVI esperable.	152
Tabla 20. Distribución porcentual de cobertura, por tipo biológico. TB1. Fanerófitos; TB2. Microfanerófitos; TB3. Nanofanerófitos; TB4. Caméfitos; TB5. Gramíneas perennes.	155

Tabla 21. Análisis de regresiones por cada tipo biológico, relacionando con la tasa de crecimiento con la cobertura estimada. TB 1. Fanerófitos; TB 2. Microfanerófitos; TB 3. Nanofanerófitos; TB 4. Caméfitos; TB 5. Gramíneas perennes.	157
Tabla 22. Análisis de regresiones por cada tipo biológico, relacionando el NDVI promedio con la cobertura estimada. TB 1. Fanerófitos; TB 2. Microfanerófitos; TB 3. Nanofanerófitos; TB 4. Caméfitos; TB 5. Gramíneas perennes.	158
Tabla 23. Resumen de criterios de conservación: proximidad ecológica (PE); riqueza comparada (RC); especies protegidas y hábitats prioritarios (P&H); especies exóticas (EE); índice de protección biológica (IPB); riqueza e índice de diversidad de Shannon (H').	162
Tabla 24. Resultados de la aplicación del índice de similitud de Jaccard (Ij) para las diferentes zonas de estudio.	162
Tabla 25. Escala generada entre erosión laminar y valor NDVI esperable.	164
Tabla 26. Valores promedio de cada elemento analizado (mg/kg) para las muestras de suelo.	165
Tabla 27. Concentraciones medias por elemento químico y % de extracción por especie.	166
Tabla 28. Estimación escalar del % de extracción, por especie y elementos, por sitio de estudio.	167
Tabla 29. Estimación ponderada de fitoextracción (FEp) por elemento químico y zona.	170
Tabla 30. Estimación de porcentaje promedio ponderado de la toxicidad en plantas para cada uno de los sitios de estudio.	172
Tabla 31. Estimación de IPI y costo por hectárea para las zonas de estudio. ..	173
Tabla 32. Análisis de correspondencia canónica (CCA) de las dimensiones IPF, IPB, IPQ, cobertura vegetal (Cob_t), Riqueza (R), Cobertura hojarasca (Cob_hoj) y cobertura herbácea (Cob_herb).	177
Tabla 33. Análisis de modelos lineales independientes entre IPI y su respuesta con T_C, DZC, TI_COMCA, NDVI_p, Cob_t y Cob_a.	186
Tabla 34. Modelos pareados respecto a IPI y su respuesta a la combinación de T_C y sus opciones en pares respecto de TI_COMCA, EXO_ENDO, NDVI_p y Cob_a.	186
Tabla 35. Modelos distribuidos en tres factores respecto de IPI y su respuesta a la combinación de DZC y su relación con las variables EXO_ENDO, NDVI_p y Cob_a.	187
Tabla 36. Valoración de la resistencia (Rt) y período de resiliencia (RI) requerido para restablecimiento de las condiciones previas a la sequía de las zonas analizadas.	189

ÍNDICE DE GRÁFICOS Y FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio y disposición espacial de los sitios analizados en la zona de estudio. (Fuente: elaboración propia a partir de la imagen de Google Earth).....	31
Figura 2. Precipitaciones acumuladas y precipitaciones mensuales entre los años 2013 y 2022. Fuente: Informe agrometeorológico personalizado – TP22, San Javier (Santiago de la Ribera). Red IMIDA.....	35
Figura 3. Diseño metodológico simplificado para el desarrollo de las diferentes etapas de la investigación. (Fuente: Elaboración propia).....	39
Figura 4. Pasos para la elaboración del diagnóstico. Fuente: Adaptado de Hanson et al. (2015).	52
Figura 5. Propuesta de articulación de las 20 estrategias planteadas, agrupadas en un conjunto de ejes estratégicos. Fuente: elaboración propia en base a las brechas detectadas.....	71
Figura 6. Resumen metodológico. Las letras representan la composición de cada índice y las fórmulas utilizadas: IPF (a); PE (b); RC (c); HP (d); IPB (e); FEp (f); Tox (g); IPQ (h); IPI (i) y modelos aplicados (j). ZR: zona de referencia; ZE: zona evaluada; SPP: especies; EE: especies exóticas; EL: erosión laminar; NDVI ₂₀₂₁ : índice de vegetación de diferencia normalizada del 2021; TC: tasa de crecimiento. (Fuente: Muñoz et al. 2024).	111
Figura 7. Modelos digitales de terreno (MDT) de las zonas de estudio, indicando las curvas de nivel generadas con resolución de 1,0 metro entre bandas. (Fuente: elaboración propia a partir de polígonos digitales).	131
Figura 8. Relación observada entre la erosión laminar (tm/ha/año) y la erosión eólica, para las zonas de estudio.	133
Figura 9. Valores NDVI promedio anuales de zona MP, comparando entre los años 2013 y 2021.....	134
Figura 10. Distribución de frecuencias de valores NDVI para MP, entre los años 2013 y 2021.	134
Figura 11. Valores dNDVI en zona MP, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.....	134
Figura 12. Valores NDVI promedio anuales de zona LP, comparando entre los años 2013 y 2021.....	135
Figura 13. Distribución de frecuencias de valores NDVI para LP, entre los años 2013 y 2021.	135
Figura 14. Valores dNDVI en zona LP, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.....	135
Figura 15. Valores NDVI promedio anuales de zona PCR, comparando entre los años 2013 y 2021.....	136
Figura 16. Distribución de frecuencias de valores NDVI para PCR, entre los años 2013 y 2021.	136
Figura 17. Valores dNDVI en zona PCR, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.....	137

Figura 18. Valores NDVI promedio anuales de zona CLL, comparando entre los años 2013 y 2021.	137
Figura 19. Distribución de frecuencias de valores NDVI para CLL, entre los años 2013 y 2021.	138
Figura 20. Valores dNDVI en zona CLL, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	138
Figura 21. Valores NDVI promedio anuales de zona MSP, comparando entre los años 2013 y 2021.	139
Figura 22. Distribución de frecuencias de valores NDVI para MSP, entre los años 2013 y 2021.	139
Figura 23. Valores dNDVI en zona MSP, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	139
Figura 24. Valores NDVI promedio anuales de zona MSA, comparando entre los años 2013 y 2021.	140
Figura 25. Distribución de frecuencias de valores NDVI para MSA, entre los años 2013 y 2021.	140
Figura 26. Valores dNDVI en zona MSA, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	140
Figura 27. Valores NDVI promedio anuales de zona EG, comparando entre los años 2013 y 2021.	141
Figura 28. Distribución de frecuencias de valores NDVI para EG, entre los años 2013 y 2021.	141
Figura 29. Valores dNDVI en zona EG, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	141
Figura 30. Valores NDVI promedio anuales de zona PA II, comparando entre los años 2013 y 2021.	142
Figura 31. Distribución de frecuencias de valores NDVI para PA II, entre los años 2013 y 2021.	142
Figura 32. Valores dNDVI en zona PA II, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	143
Figura 33. Valores NDVI promedio anuales de zona BJ, comparando entre los años 2013 y 2021.	143
Figura 34. Distribución de frecuencias de valores NDVI para BJ, entre los años 2013 y 2021.	144
Figura 35. Valores dNDVI en zona BJ, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	144
Figura 36. Valores NDVI promedio anuales de zona PA III, comparando entre los años 2013 y 2021.	145
Figura 37. Distribución de frecuencias de valores NDVI para PA III, entre los años 2013 y 2021.	145
Figura 38. Valores dNDVI en zona PA III, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.	145
Figura 39. Valores NDVI promedio anuales de zona EM, comparando entre los años 2013 y 2021.	146
Figura 40. Distribución de frecuencias de valores NDVI para EM, entre los años 2013 y 2021.	146

Figura 41. Valores dNDVI en zona EM, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.....	146
Figura 42. Representación de valores promedios anuales de NDVI a 10 años, por zona analizada. (Fuente: elaboración propia. Cada barra de colores representa un valor promedio anual).	148
Figura 43. Curva de regresión logarítmica entre erosión laminar y NDVI año 2013 por zona.....	151
Figura 44. Relación entre cobertura por especie y cobertura acumulada de las diez principales especies identificadas en cada uno de los sitios evaluados..	157
Figura 45. Curva de regresión entre valores de NDVI promedio y la cobertura de TB1, para todas las zonas analizadas.	158
Figura 46. Curva de regresión entre valores de % cobertura promedio para las zonas evaluadas y NDVI año 2021.	163
Figura 47. Diagramas de caja asociados a la comparación entre sectores con evidencias de endorreísmo y exorreísmo, de acuerdo con MDT, para las zonas de estudios y su efecto sobre las tasas de crecimiento, los valores de NDVI y la cobertura vegetal.....	164
Figura 48. Porcentaje acumulado de extracción de As, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn por zona de estudio.....	171
Figura 49. Modelo de regresión entre IPF e IPQ para los sitios de estudio ($R^2=0,5968$, $p=0,00881$).	174
Figura 50. Diagrama de dispersión de las respuestas de IPI a cobertura total (a), cobertura arbórea (b), tipo biológico 1 (c) y NDVI promedio (d) para los diferentes sitios de estudio.	175
Figura 51. Representación gráfica de las respuestas de IPI a la tasa de crecimiento (a), a la riqueza de especies (b) y al tipo de tratamiento recibido por cada sitio de estudio (c), en función del 95% de ajuste de la regresión....	176
Figura 52. Clasificación de los grupos del análisis de correspondencia canónica CCA de las dimensiones 1 y 2. Se agrupan por sitios de estudio y se identifican las especies identificadas, en función de los valores de abundancia, relacionando IPF, IPB, IPQ, Cob_t, R, Cob_hoj y Cob_herb.....	179
Figura 53. Clasificación de los grupos del análisis de correspondencia canónica CCA de las dimensiones 1 y 3. Se agrupan por sitios de estudio y se identifican las especies identificadas, en función de los valores de abundancia, relacionando IPF, IPB, IPQ, Cob_t, R, Cob_hoj y Cob_herb.....	180
Figura 54. Clúster de proximidad respecto a IPI, cobertura vegetal y riqueza de especies por sitio.	183
Figura 55. Relación costo (MM€/ha) y su relación respecto a al índice integrado (IPI).	184
Figura 56. Relación entre calidad obtenida por hectárea y en costo reflejado en miles de euros por hectárea (M€/ha), basado en el índice integrado (IPI).	185
Figura 57. Comparación de valores esperados y observados en modelo DZC + T_C + Cob_a.....	188
Figura 58. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para la zona control (EM) en el período 2013 – 2022.....	190

Figura 59. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para MP. Período 2013 – 2022.....	191
Figura 60. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para LP. Período 2013 – 2022.....	191
Figura 61. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para PAIII. Período 2013 – 2022.....	191
Figura 62. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para BJ. Período 2013 – 2022.....	192
Figura 63. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para MSP. Período 2013 – 2022.....	192
Figura 64. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para CLL. Período 2013 – 2022.....	193
Figura 65. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para PCR. Período 2013 – 2022.....	193
Figura 66. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para EG. Período 2013 – 2022.....	194
Figura 67. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para MSA. Período 2013 – 2022.....	194
Figura 68. Modelo de regresión lineal de resistencia y resiliencia de los sitios de estudio.....	195
Figura 69. Modelo de regresión lineal de IPI y resiliencia de los sitios de estudio.....	196
Figura 70. Relación entre cobertura arbórea y resiliencia (RI).....	196
Figura 71. Relación entre cobertura arbórea y resistencia (Rt).....	197

RESUMEN

RESUMEN

La Sierra Minera de Cartagena – La Unión es un territorio que combina cualidades ecológicas altamente valoradas con condiciones geomorfológicas que le han permitido una larga historia de actividad minera intensiva, consolidándola patrimonialmente en ese aspecto. Los efectos degradativos de estas actividades antrópicas, desarrolladas por siglos, se han intensificado a partir del Siglo XX con la puesta en marcha de procesos mineros a cielo abierto y con tecnologías más eficientes de producción, como la flotación diferencial. Estos cambios tecnológicos han incrementado el deterioro ambiental, evidenciándose en la acumulación sostenida de residuos tóxicos en amplias zonas de la sierra, con efectos negativos sobre el entorno y sus habitantes, los cuales deben ser intervenidos o restaurados para disminuir sus efectos ambientales indeseables. Esta tesis aborda dos dimensiones centrales respecto al enfoque de soluciones a esta condición basal de contaminación. La primera tiene relación con diagnosticar el sistema de toma decisiones respecto a las acciones ligadas a la restauración y, en segundo término, validar la incorporación de un Índice de Protección Integrado (IPI) como herramienta de diagnóstico y priorización ambiental. A través de este enfoque se pudo ponderar las percepciones de actores clave relevantes, revelándose la necesidad urgente de fortalecer los diseños técnicos, los sistemas de monitoreo y la gobernanza participativa. Por otra parte, en la segunda sección se pudo construir un índice sintético que permitió discriminar los estados de degradación de las 10 balsas mineras y orientar estrategias de restauración, con un enfoque interdisciplinar, adaptativo y con claro arraigo territorial.

SUMMARY

SUMMARY

The Sierra Minera de Cartagena – La Unión is a territory that combines highly valued ecological attributes with geomorphological conditions that have supported a long history of intensive mining activity, consolidating its patrimonial significance in this domain. The environmental degradation caused by these anthropogenic activities, carried out over centuries, has intensified since the 20th century with the implementation of open-pit mining and more efficient extraction technologies, such as differential flotation. These advancements have led to the sustained accumulation of toxic waste across extensive areas of the Sierra, producing significant negative impacts on surrounding ecosystems and local communities. Addressing these impacts requires intervention and restoration strategies aimed at mitigating their long-term effects. This doctoral research addresses two key dimensions linked to solution-oriented approaches for this contaminated context. First, it examines the decision-making systems that influence restoration initiatives. Second, it validates the application of an Integrated Protection Index (IPI) as a diagnostic and prioritization tool for environmental planning. Through this dual approach, stakeholder perceptions were integrated, highlighting the urgent need to strengthen technical design, long-term monitoring systems, and participatory governance. Simultaneously, the development of a synthetic index made it possible to distinguish the degradation levels of ten contaminated tailings ponds and to guide restoration strategies under an interdisciplinary, adaptive, and territorially grounded framework.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1. INTRODUCCIÓN

Los desastres socioambientales han sido extensamente reportados, y sus efectos indeseados comprometen múltiples territorios a nivel mundial (SENDAI, 2018). Es habitual que estos desastres ocurran en asentamientos humanos, en todas las latitudes, y principalmente vinculados a sitios con actividades extractivas e industriales, siendo frecuente su ocurrencia en zonas de transición tierra - agua (Bonnail *et al.* 2020; Landrigan *et al.* 2020; Richir *et al.* 2021), cuya sensibilidad a los procesos ligados al cambio climático son elevadas (Gilabert *et al.* 2021), implicando entonces afectaciones ambientales múltiples (Dolman *et al.* 2018; Worlanyo y Jiangfeng, 2021), que ponen a prueba los elementos esenciales que componen estos entornos, entendidos como sistemas complejos adaptativos (SCA), estructurados de elementos y procesos de variada naturaleza, con propiedades emergentes y capacidad de auto-organización (Billi *et al.* 2021).

Se entiende que estos sistemas poseen la capacidad de cambiar en el tiempo, tanto como consecuencia de disturbios externos u operaciones propias de estos (Urquiza *et al.* 2021), pudiendo luego de ocurridas estas perturbaciones, ubicarse en múltiples nuevos puntos de equilibrio, siendo esta una característica esencial de la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos (Folke *et al.* 2004; Folke, 2006; Billi *et al.* 2021).

1.1. Impactos globales de la minería

La larga historia de actividades extractivas a nivel mundial, y en particular, la minería, han conllevado la acumulación de múltiples contaminantes en las áreas de influencias de estos proyectos (Vasquez-Ugaz *et al.* 2023), estimándose entonces que esta situación requiere mayor atención. En especial, en aquellos sectores donde estos contaminantes tienen persistencia (Reis *et al.* 2015). En virtud de aquello,

se entiende por lo tanto que la contaminación constituye una importante amenaza para el medioambiente y la salud humana en todo el mundo (Levasseur *et al.* 2021a).

Aunque sus fuentes pueden ser diversas, las asociadas a las industrias extractivas, como la minería, tienen implicaciones relevantes en los territorios, con afecciones sobre los ecosistemas y la salud de las personas (Coumans, 2019; Blondet *et al.* 2019; Motas *et al.* 2021; Rodríguez *et al.* 2022; González-Morales *et al.* 2022; Vásquez-Arias *et al.* 2023), pudiendo asociarse además a una profundización de inequidades territoriales (Linares, 2005; Levasseur *et al.* 2021b), debido a sus efectos en las economías locales y los contextos históricos y patrimoniales que le acompañan.

Este tipo de actividad económica, por su naturaleza, plantea grandes desafíos, con enfoques muy variados (Scheidel *et al.* 2020; Luckeneder *et al.* 2021, Worlanyo y Jianfeng, 2021), principalmente porque en su desarrollo productivo, son capaces de generar grandes volúmenes de residuos, entre los que se cuentan estériles de mina, residuos metalúrgicos de procesos de concentración o beneficio (relaves), drenajes ácidos de minas (Thomas *et al.* 2022; Olías-Álvarez *et al.* 2023), polvos en suspensión y otros contaminantes capaces de afectar la salud de los ecosistemas y de la población humana (Eggert, 1994; Warhurst, 1999; Rodríguez y García-Cortés, 2006).

Se ha reportado que estos impactos se perpetúan y agravan, luego de la culminación de las explotaciones, si es que estos procesos degradativos no han sido atendidos de manera eficiente en las zonas contaminadas (Parviainen *et al.* 2022). Las razones principales se vinculan a deficiencias en la gestión de estos entornos contaminados y, además, al desconocimiento sobre el comportamiento de estos espacios degradados, lo que habitualmente se agrava por fallas en los procesos

de monitoreo, que han culminado en algunos casos en colapsos catastróficos, con graves pérdidas humanas, económicas y ambientales (Piciullo *et al.* 2022).

Por lo tanto, es extremadamente relevante que, al considerar los impactos de las actividades extractivas y de transformación de recursos naturales, también se reconozca la contribución potencial de estas fuentes históricas de contaminación y sus efectos en las comunidades ecológicas circundantes, principalmente por las insuficientes medidas de restauración (Ruíz-Cánovas *et al.* 2023), que son habitualmente las condiciones encontradas en la actualidad. Depósitos en llanuras aluviales, sedimentos en los ríos y zonas de labores mineras antiguas, son, entre otros, ejemplos en los que la contaminación antigua aún puede afectar los ecosistemas hoy en día, en cualquier sitio del planeta (Nunes *et al.* 2016).

1.2. La situación dentro de la península ibérica

El territorio español, dentro del contexto europeo, es una zona que, desde un enfoque productivo, ha sido históricamente explotada, debido a la existencia de abundantes recursos de interés económico, con gran influencia de la minería desde tiempos muy remotos, cuyas consecuencias socioambientales han generado una situación de deterioro muy difícil de atender (Coumans, 2009; Pérez-Cebada, 2008; 2014; Navas *et al.* 2022).

Este deterioro se encuentra profundamente ligado a tensiones con la sociedad, provocadas principalmente por los efectos tanto potenciales como efectivos, directos e indirectos, de los residuos generados en las operaciones y los que se encuentran presentes en balsas y escombreras históricas de diversas zonas del territorio (García-García *et al.* 2004; Rodríguez – Gómez de las Heras, 2006; Martín-Crespo *et al.* 2009; Acosta *et al.* 2011; López-Pérez, 2011; Fernández-Caliani, 2022), con efectos

manifiestos sobre la salud de las personas (da Silva-Rêgo *et al.* 2022; Motas *et al.* 2021; Levasseur *et al.* 2022), amplificándose este perjuicio en poblaciones más desfavorecidas, dentro del contexto territorial (Landrigan *et al.* 2018; Navas *et al.* 2022).

Si se analizan las zonas productivas dentro de la geografía española, se verifica que históricamente han existido al menos dos grandes polos identificables y de mayor relevancia. Por un lado, la zona suroeste del territorio español, que contempla geográficamente la denominada Faja Pirítica Ibérica (FPI), reconocida por los volúmenes de sus depósitos de sulfuros masivos y por su historia minera, la cual ha generado una degradación prácticamente irreversible, con potenciales extremos de drenaje ácido (Fernández-Caliani, 2008; Pérez-Ostale, 2014; Ruíz-Cánovas *et al.* 2021; Moreno-González *et al.* 2022), siendo esta una de las principales causas de contaminación de masas de agua en este territorio y por supuesto, a nivel mundial (Moreno-González *et al. op. cit.*).

La otra zona altamente reconocida por su importancia productiva, su valor histórico y el deterioro ambiental actual que le afecta, es la correspondiente a la Sierra Minera del sureste español, comprendida principalmente en los términos municipales de Cartagena y La Unión, teniendo un arraigo en la producción desde hace siglos (García-García, 2004; Arranz-González *et al.* 2019; Fernández-Naranjo *et al.* 2020; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023), la cual, a pesar del tiempo, sigue exhibiendo condiciones de abandono y expolio (Fernández-Antolinos y Martos-Miralles, 2023), debido a la gran cantidad de desechos mineros desperdigados por una vasta área del territorio, con implicaciones múltiples (Belmonte *et al.* 2010; Gonzalez-Fernandez *et al.* 2011; Zorzano *et al.* 2012; Bes *et al.* 2014; Alcolea *et al.* 2015; Martínez-Sánchez *et al.* 2017; Sánchez-Bisquert *et al.* 2017; Motas *et al.* 2021) y con efectos ambientales directos sobre la laguna del Mar Menor y sobre el Mar

Mediterráneo (Muñoz-Vera y García, 2016; Alcolea *et al.* 2019; Romero *et al.* 2020; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023, Fernández-Antolinos *et al.* 2024).

Importante es mencionar que estos efectos ambientales, en términos territoriales, se amplificaron a partir de la incorporación de la minería a cielo abierto, incrementando las zonas afectadas por estos residuos, tanto en el contexto del Mar Mediterráneo (Martínez-Gómez *et al.* 2017; Santos-Echeandía *et al.* 2021), como en otras zonas aledañas, como son, por ejemplo, los efectos acreditados y aún latentes en la Bahía de Portmán, con implicaciones sociales, económicas y sanitarias de alta complejidad (García Belchí, 2007; Cesar *et al.* 2009; Martínez-Gómez *et al.* 2012; Baños-González y Baños-Páez, 2013; Banos-González *et al.* 2017; Pérez-Sirvent *et al.* 2018; Alorda-Kleinglas *et al.* 2019; Cerdà-Domènech *et al.* 2020; Perni y Martínez-Paz, 2023).

El caso específico de las minas abandonadas, con independencia de las razones de su abandono, constituye un problema complejo (Robles-Arenas y Candela, 2010) y en general, al carecer de medidas de restauración, se comportan como ambientes inhóspitos para todo tipo de organismos, debido a la existencia de altas concentraciones de metales y metaloides, que dificultan su funcionalidad ecológica (Juan-Ovejero *et al.* 2023) y que constituyen fuentes relevantes de contaminantes para sus entornos inmediatos (Martínez-López *et al.* 2021; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023) y áreas de influencias (Vásquez-Ugas *et al.* 2023).

Esta es una situación global, con evidencias concretas en la Península Ibérica (Pérez-Cebada y Guimarães, 2017), especialmente en la zona de la FPI (Fernández-Caliani, 2008; Ruíz-Cánovas *et al.* 2021; Moreno-González *et al.* 2022), y en amplios sectores de la Sierra Minera de la Región de Murcia (Belmonte *et al.* 2010; González-Fernández *et al.* 2011; Zorzano *et al.* 2012; Bes *et al.* 2014; Alcolea *et al.* 2015; Martínez-Sánchez *et al.* 2017; Sánchez-Bisquert *et al.* 2017). Para este último caso particular

se han reportado efectos directos sobre la laguna del Mar Menor (Muñoz-Vera y García, 2016; Alcolea *et al.* 2019; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023, VV.AA, 2024), lo cual implica la necesidad de acciones de restauración.

Estas circunstancias han derivado en un paisaje deteriorado, que opera como fuente de contaminación permanentes del entorno, involucrando suelos y aguas circundantes, tanto superficiales como subterráneas. Esto se suma al daño potencial vinculado con la deriva de partículas en suspensión, cargadas de elementos potencialmente tóxicos, capaces de afectar a poblaciones humanas próximas y otros seres vivos de la zona (García, Manteca, Faz, 2003; Conesa y Jiménez-Cárceles, 2007), con efectos relevantes en la salud de las personas (Banos-González, Pérez-Cutillas y Baños-Páez, 2018; Motas *et al.* 2021; Levasseur *et al.* 2022; Martínez-Barainca, 2023). Existe además un alto potencial de transferencia intergeneracional de enfermedades de múltiple naturaleza, asociadas a los efectos derivados de los contaminantes emergentes de las actividades industriales, sean estas vigentes o vinculadas a acumulaciones históricas y que no han sido restaurados eficientemente, como es el caso específico de la bahía de Portmán y su entorno (De la Varga Pastor, 2021).

Se considera, por lo tanto, una problemática crítica y requiere mayor atención, principalmente en aquellos sitios donde estos contaminantes son persistentes (Reis *et al.* 2015), situación que implica, al momento de buscar soluciones restaurativas, la necesidad de integrar elementos técnicos, políticos y sociales en coherencia territorial (Hanson *et al.* 2015).

Para el caso específico de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, teniendo presente el diagnóstico de contaminación, es imperativa la intervención de las balsas mineras para mitigar los riesgos ambientales (Baños-González, Baños-Páez y Esteve-Selma, 2012), lo cual propone desafíos múltiples, teniendo en consideración al momento de la

selección, la vocación de uso de cada sección priorizada para ser restaurada. Hay que indicar que se han planteado tres vocaciones de uso para los procesos de restauración: a) como espacio o corredor ambiental, b) como aporte a la puesta en valor patrimonial y c) como un soporte para actividades económicas.

1.3. Medidas aplicables: enfoques de restauración

Los procesos de restauración, rehabilitación o remediación son acciones que se acometen en zonas contaminadas, con el objetivo de reducir el riesgo que representan estas instalaciones abandonadas, y que están sujetas a un contexto de medios económicos y materiales normalmente limitados (Alberruche *et al.* 2014) y con tensiones sociales vinculadas a los procesos deliberativos y operacionales (Gomez-Ros *et al.* 2013; Martínez-Barainca, 2023).

Según Keenan & Holcombe (2021), los procesos de restauración se utilizan en el contexto de situaciones de cierre o abandono de explotaciones mineras, orientados a lidiar con los problemas habituales de estas instalaciones, como son los drenajes ácidos de mina o la contaminación remanente del suelo, el agua y el aire. Al restaurar se busca garantizar un entorno estable y no contaminante que, en el enfoque óptimo, implique restablecer las funciones ecosistémicas de los sitios intervenidos.

Las metodologías de actuaciones son diversas, incluyendo desde técnicas e intervenciones de bajo costo y escaso impacto, hasta procedimientos altamente sofisticados, con adecuaciones geomorfológicas y procesos integrales, que pueden incluir procedimientos de revegetación, siendo estas las medidas más tradicionales (Uriol *et al.* 2021). En general, las restauraciones de este tipo involucran procesos de integración de materiales externos, para modificar las condiciones del suelo y favorecer la implantación de capas

vegetales, buscando una funcionalidad adecuada de los ensambles biológicos incorporados.

Diversas investigaciones han reportado los efectos de ciertos contaminantes en organismos o comunidades determinadas (Batty y Hallberg, 2010), pudiendo la absorción de estos contaminantes ocurrir por contacto directo con el entorno contaminado o de manera indirecta, a través de la ingestión de alimentos que contienen estos compuestos (Gobas *et al.* 2016). El proceso de bioacumulación se desencadena cuando la tasa de absorción de los contaminantes supera la de eliminación, lo que provoca una acumulación dentro del organismo (Chojnacka, 2010; Nnaji *et al.* 2023).

Algunas especies vegetales poseen características específicas que les permiten actuar como agentes de restauración en zonas degradadas. En particular, ciertas plantas han desarrollado mecanismos metabólicos que permiten clasificarlas como hiperacumuladoras, por su capacidad de incorporar grandes cantidades de metales y metaloides, sin efectos fisiológicos relevantes (Conesa *et al.* 2006). Sin embargo, esta capacidad puede conllevar riesgos ambientales, como la transferencia de estos elementos a las cadenas tróficas o a cuerpos de agua subterráneos (Lombi *et al.* 2001).

Cuando la capacidad de hiperacumulación se combina con una alta supervivencia y éxito ecológico, emergen las especies hipertolerantes, capaces de resistir niveles elevados de contaminantes sin comprometer su desarrollo y crecimiento, resultando entonces de especial interés para su aplicación en procesos de fitorremediación, donde su capacidad es valorada para lograr la recuperación de ecosistemas degradados (Mendez y Maier, 2008; Uriol *et al.* 2012).

Las plantas emplean diferentes mecanismos para la eliminación de contaminantes, que varían entre especies. Algunas acumulan sustancias tóxicas en sus raíces, sin translocar estos elementos a las partes aéreas, mientras otras son muy eficientes en la transferencia de estos compuestos hacia los brotes. Entre los principales mecanismos de fitorremediación destacan la fitoextracción, la fitoestabilización y la fitovolatilización (Bauddh *et al.* 2021).

De acuerdo con Bauddh *et al.* 2021, la fitoextracción se entiende como un proceso donde las plantas absorben contaminantes del medio y los translocan a sus partes aéreas. Este método puede ser beneficioso, desde el punto de vista financiero, cuando los metales pueden recuperarse a partir de las cenizas tras la combustión de la biomasa, aunque no es recomendable para especies relevantes de la cadena trófica de los ecosistemas contaminados (Gobas *et al.* 2016).

En contraste, la fitoestabilización consiste en la retención y estabilización de contaminantes en los tejidos de las plantas, impidiendo su movilidad en el ambiente. Su eficacia depende de que, las especies seleccionadas presenten crecimiento rápido, sistemas radiculares bien desarrollados y alta tolerancia a condiciones adversas (Bauddh *et al.* 2021).

Por su parte, la fitovolatilización implica la absorción de contaminantes junto con la humedad del suelo, su acumulación en las partes aéreas y su posterior liberación a la atmósfera mediante la transpiración. Este mecanismo, sin embargo, puede generar la dispersión de contaminantes y su eventual retorno a la superficie a través de la precipitación (Bauddh *et al.* 2021). De los procesos mencionados, la fitoextracción y la fitoestabilización son los más valorados para la rehabilitación de suelos mineros contaminados (Nnaji *et al.* 2023).

Las zonas degradadas por contaminación minera, con frecuencia, son sometidas a tratamientos técnicos y biológicos, combinando métodos físicos, químicos y fitoestabilización (Arranz-González *et al.* 2019). Se busca, con acciones sucesivas, generar condiciones físicas y químicas de los sustratos, para la formación de suelo, cerrando el proceso mediante la introducción de cubiertas vegetales (Arco-Lázaro *et al.* 2016; Álvarez-Rogel *et al.* 2018; Navarro-Cano *et al.* 2018; Buczyńska *et al.* 2023).

Estas intervenciones en terrenos degradados, dada la complejidad propia de la recuperación y atendiendo a las consecuencias de los procesos degradativos persistentes, requieren análisis precisos y un seguimiento continuo, lo cual es complejo debido a que estas tareas son limitadas en espacio y tiempo, costosas y difíciles de implementar, principalmente por las dimensiones de las áreas involucradas (Buczyńska *et al.* 2023).

1.4. Aspectos jurídicos pertinentes a la restauración

Enfrentar los desafíos asociados a la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas, se ha transformado en un imperativo movilizador de diferentes estamentos institucionales a nivel global, como respuesta a la velocidad del deterioro de los ecosistemas planetarios, donde en los últimos 50 años, más del 60% de estos se han degradado, registrándose para el caso de España que al menos un 45% de los servicios ecosistémicos evaluados han perdido calidad o están en régimen de uso insostenible (Mola, Sopeña y de Torres, 2018).

Si se piensa en la forma de corregir esta trayectoria, en un análisis amplio, se observa que se ha buscado mediante múltiples acciones. Una de estas es la relacionada con cuerpos legales y compromisos que han respondido principalmente a la firma de convenios internacionales, como es el caso de la Declaración de Río en 1992, que buscaba establecer “una alianza mundial renovada y equitativa mediante la

creación de nuevos niveles de cooperación entre los Estados, los sectores claves de las sociedades y las personas", entendiéndose esta declaración como uno de los puntos de partida de esta búsqueda de soluciones. Dicho texto en su primer artículo explicita que "los seres humanos constituyen el centro de las preocupaciones relacionadas con el desarrollo sostenible. Tienen derecho a una vida saludable y productiva en armonía con la naturaleza" (ONU, 1992).

Este enfoque ha tenido continuidad a través de la implementación de convenios y protocolos dirigidos, en gran medida, a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Protocolo de Kioto, 1997; Acuerdo de París, 2015, etc.). Asimismo, en instancias más integradas, se han promovido estrategias orientadas a un uso racional de la naturaleza, propiciando el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y la sostenibilidad del planeta. Un ejemplo de ello son las metas de Aichi, establecidas como parte del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2011), con el propósito de frenar la pérdida de biodiversidad para el 2020. Estas metas se complementan con el Desafío de Bonn¹, liderado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2011), que busca la restauración de sistemas degradados. A nivel global, estas acciones han sido respaldadas por los informes del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC), que desde 1988 provee información clave para la toma de decisiones interinstitucionales en materia ambiental².

Otra forma pragmática en que se han abordado estos temas críticos, se encuentra vinculada con la declaración de los diecisiete Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS), puestos en marcha a partir del año 2015, como una iniciativa de las Naciones Unidas (ONU) y, que para el caso

¹ <https://www.bonnchallenge.org/progress>

² <https://www.ipcc.ch/languages-2/spanish/>

específico de la temática analizada, incluye el ODS 15 que indica “la necesidad de proteger, restaurar y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar de forma sostenible los bosques, combatir la desertificación y detener e invertir la degradación de la tierra y detener la pérdida de biodiversidad” (Tost *et al.* 2020).

1.4.1. Aspectos legales pertinentes a nivel europeo

En el ámbito territorial de la Unión Europea (UE), este diagnóstico de degradación ha desencadenado un conjunto de acciones concretas dirigidas a la búsqueda de alternativas. El inicio de estas correcciones y toma de medidas se puede establecer en la puesta en marcha del Primer Programa de acción de las Comunidades Europeas establecidos entre los años 1973 y 1976, y cuyo último programa se encuentra en vigor desde el año 2022. A partir de aquello se han elaborado múltiples directivas y estrategias, siendo la última herramienta en estar disponible el Reglamento Europeo sobre Restauración de la naturaleza (Anexo 1A).

A través de esta batería de directivas y estrategias, la UE busca resolver las problemáticas generadas en el pasado y garantizar que actividades industriales futuras como la minería y los correspondientes residuos mineros, sean gestionados adecuadamente, combinando leyes ambientales, de salud y seguridad y de derechos humanos (Uriol *et al.* 2021).

Los enunciados explícitos del considerando número 4 de la Directiva 2006/21/CE (Anexo 1A) establecen que, de acuerdo con los objetivos de la política comunitaria de medio ambiente, es necesario establecer requisitos mínimos para prevenir o reducir, en la medida de lo posible, cualquier efecto adverso sobre el medio ambiente y la salud humana derivado de la gestión de residuos de las industrias extractivas, tales como los residuos de extracción y tratamiento (los residuos sólidos o lodos que se generan tras el proceso de tratamiento de los minerales mediante una

serie de técnicas), la roca estéril y los terrenos de recubrimiento (el material que se mueve en una operación de extracción para acceder a un yacimiento mineral, también durante la fase de desarrollo previa a la producción) y la tierra vegetal (la capa superior del suelo) siempre que constituyan residuos, tal que definidos en la Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos.

Todos estos cuerpos legales se encuentran alineados con los acuerdos marco, vinculados a los convenios generales, con un énfasis en la restauración, apoyados mediante recursos comunitarios³. Se tienen presentes instrumentos relevantes como el Convenio Europeo de Derechos Humanos y la Carta Social Europea, consideradas como respuestas concretas a la aplicación de la Declaración Universal de los Derechos Humanos, vigente desde 1948 (TEDH, 2022), y en concordancia con el contenido incorporado en la Carta de los Derechos Fundamentales de la Unión Europea, proclamada en Niza en diciembre del 2010 por el Parlamento Europeo, el Consejo de la Unión Europea y la Comisión Europea, siendo esta carta jurídicamente vinculante a partir del 2009, con la entrada en vigor del tratado de Lisboa (Diario Oficial UE, 2016). De manera tácita, el Tribunal Europeo de Derechos Humanos (TEDH) protege al medio ambiente mediante un modelo de reconocimiento indirecto, como lo menciona Álvarez-Carreño (2020).

1.4.2. Aspectos legales por considerar en España

A nivel del territorio español, la legislación aplicable inicialmente se fija a través de los principios establecidos constitucionalmente, con menciones explícitas sobre la protección al medio ambiente (Artículo 45 a nivel general, Artículo 148, numeral 9 si se analiza a nivel autonómico)

³ El 5 de julio de 2023 se publicó por la Comisión Europea la guía denominada: Orientación sobre las oportunidades de financiación de la UE para suelos saludables, acompañando a la propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la vigilancia y la resiliencia del suelo (Ley de vigilancia del suelo).

o el derecho a la protección de la salud (Artículo 43 en sus numerales 1 y 2) y en su conexión directa respecto a la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, representado en el Artículo 45.2 de dicho documento constitucional (Anexo 1B).

Las restantes normativas relacionadas con restauración y en particular con la industria minera y sus alcances ambientales (Anexo 1B), se encuentran contenidas en la Ley de Minas, vigente desde 1973 (Ramírez-Sánchez, 2019; Sánchez-Maroto, 2019), cuya última modificación data del 17 de octubre del 2017, a la fecha de esta revisión. El desarrollo de la Ley de Minas se encuentra determinado por el Reglamento General para el Régimen de la Minería, correspondiente al Real Decreto 2857/1978 (Anexo 1B) y su complemento administrativo es la Ley 6/1977, destinado a reglamentar el Fomento a la Minería.

En cuanto a la Ley de Minas y las restauraciones, estas son mencionadas en el texto normativo en el artículo 121, letra f, estableciendo lo siguiente: *"el incumplimiento de las obligaciones incluidas en el Plan de Restauración sin la autorización del órgano que lo aprobó, incluyendo la obligación de constituir y mantener la garantía suficiente para su cumplimiento en la cuantía y plazo fijados"*, y es una referencia a competencias administrativas y sanciones (Título XIII de la ley), por lo que se entiende que, desde el punto de vista actual, las actividades mineras deberían encontrarse administrativamente censadas y deberían tener vigentes los correspondientes planes de restauración, para aplicar dicha obligación explícita mencionada, como es el caso de las actuaciones contempladas en las Directrices de Ordenación Territorial de la Bahía de Portmán y de la Sierra Minera de 1995 (BORM nº 145, 2004), cuyos efectos perjudiciales son históricos (UPCT - FSM, 2005; Martínez-Menchón, 2007) y los niveles de avance en su solución, en general, han sido discretos (Martínez-Barainca, 2023).

En ese contexto, el Real Decreto 975/2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras (Anexo 1B), persigue unificar y mejorar las disposiciones relativas a la protección del medio ambiente, en el ámbito de la investigación y aprovechamiento de los recursos minerales regulados por la Ley 22/1973 (Uriol *et al.* 2021).

En términos más integradores, la Ley 21/2013 referida a evaluación ambiental (Anexo 1B), establece en sus fundamentos las bases para disminuir los efectos significativos sobre el medio ambiente, alineándose al enfoque del desarrollo sostenible, que se complementa operativamente con las acciones relacionadas con los planes de recuperación, transformación y resiliencia (PRTR), abordados a través del Real Decreto-ley 36/2020 (Anexo 1B).

Un enfoque diferente es el que se encuentra vinculado a la Ley 7 (2022), denominada Ley de residuos y suelos contaminados para una economía circular (Anexo 1B), incorporando este cuerpo legal el régimen jurídico aplicable a los suelos contaminados (Ayllón Díaz-González, 2024⁴).

1.4.3. Aspectos legales aplicables a nivel autonómico en la Región de Murcia

El análisis de los instrumentos aplicables a nivel de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (en adelante CARM) se detallan en el Anexo 1C. Inicialmente se considera la Ley 4/1992 que establece, por primera vez, una propuesta de ordenación y protección del territorio de la Región de Murcia. Con posterioridad se menciona la Ley 1/1995 que, aunque actualmente derogada, es también una de las primeras iniciativas aplicables en la región. En este mismo año se presentan las

⁴ El autor hace una revisión actualizada de la problemática asociada contaminación edáfica, con evidencias en suelos, aire o masas de agua, con énfasis de la contaminación del tipo ionizante, poniendo énfasis en las principales áreas contaminadas de España.

primeras directrices de ordenación territorial de la Bahía de Portmán y de la Sierra Minera.

Posteriormente la Ley 4/2009, es presentada como ley de protección integrada, aun cuando se ha observado que su estructura y aplicabilidad ha sufrido profundas modificaciones accesorias, desde su promulgación (Álvarez-Carreño, 2020).

Respecto a la Ley 3/2020 de recuperación y protección del Mar Menor (Anexo 1C), y su conexión con los procesos de restauración minera, hay que señalar la referencia al Plan de Recuperación Ambiental de Suelos Afectados por la Minería (PRASAM), el cual aún no se encuentra aprobado formalmente. Cabe mencionar que este plan fue propuesto el 22 de noviembre del 2017, como un instrumento que buscaba *“explorar herramientas que permitieran avanzar en el conocimiento, análisis y evaluación de los riesgos que pudieran derivarse de los residuos procedentes de la minería histórica y los suelos afectados”*, desde las diversas perspectivas competenciales que han incidido en la materia (PRASAM, 2018). Este hito se vincula con la implementación del correspondiente Comité de Expertos en Materia de Emplazamientos Afectados por la Minería Metálica (BORM 94/2019), atendiendo al diagnóstico que justificó la creación de dichas instancias técnico – administrativas, redactado como sigue:

“La problemática de los emplazamientos afectados por la minería metálica, no solo es socioambiental, es territorial, es urbanística, es de incertidumbre de la población de estos núcleos urbanos sobre su salud, es de interés cultural, es paisajística, es de residuos mineros, es de estabilidad, de erosión eólica e hídrica, es de riesgo de afección a las aguas superficiales, y por extensión a las masas de aguas costeras que la circundan y a los ecosistemas” (BORM 94/2019).

Cabe mencionar que la Ley 3/2020 (Anexo 1C) contiene una referencia explícita a este Plan, indicada en la disposición adicional séptima, en sus numerales 1, 2 y 3, con relación a los residuos mineros pendientes de ser restaurados o con actuaciones catalogadas en el PRASAM, instando a perseguir la responsabilidad y proveer los medios de ejecución forzosa, para las actuaciones incluidas en el mencionado Plan, entendiendo la complejidad que estos residuos revisten para el entorno.

En la línea de la protección del medioambiente cabe mencionar que el BOE 237/2022 informa de la promulgación de la Ley 19/2022 para el reconocimiento de personalidad jurídica a la laguna del Mar Menor y su cuenca, lograda a través de una iniciativa de legislación popular (ILP), y cuya gobernanza y representación se encuentra regida mediante el Real Decreto 90/2025 (Anexo 1C).

Desde el punto de vista de las responsabilidades locales y del ámbito de acción de los ayuntamientos, se menciona el Real Decreto 9/2005, dadas las obligaciones de los propietarios de considerar medidas administrativas respecto a informar y promover acciones tendientes a mejorar las condiciones de las zonas identificadas, ajustándose a criterios de riesgos pertinentes y debiendo justificar, en aquellos casos que aplique, las actuaciones necesarias para limpieza y recuperación de los sitios previstos, en las formas y plazos que se determine (PRASAM, 2018).

Atendiendo a que la degradación ambiental implica procesos complejos que involucran elementos tanto de la sociedad civil como de los elementos ecológicos del territorio, en interacciones que tienen consecuencias cruzadas, la presente investigación aborda en la primera sección del proceso investigador el componente social, a través de un diagnóstico dirigido al evaluar la percepción de informantes clave sobre la relevancia de restaurar territorios degradados por la minería, en el contexto territorial de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión.

Posteriormente se realizará una evaluación específica de 10 sitios restaurados, a través de un enfoque mixto que permita proponer un índice de calidad ambiental integrado para futuras evaluaciones.

2. OBJETIVOS

El principal objetivo de esta investigación es evaluar, mediante metodologías mixtas, la eficacia de un conjunto de actuaciones realizadas en una escala temporal amplia mediante revegetación en distintos depósitos mineros de la Sierra Minera Cartagena – La Unión.

Los objetivos específicos que han guiado esta investigación son:

1. Evaluar la percepción actual del entorno socioambiental de la Sierra Minera Cartagena – La Unión en relación con el sistema de decisiones para la restauración, con énfasis en la motivación de los actores clave, las condiciones habilitantes y la factibilidad de implementar iniciativas restaurativas en balsas mineras y zonas aledañas.
2. Evaluar las restauraciones efectuadas en diez balsas mineras desde una perspectiva física y biótica y sus efectos combinados.
3. Evaluar las restauraciones de diez balsas mineras a nivel químico y toxicológico, considerando la influencia de las actuaciones realizadas.
4. Evaluar mediante un índice de protección integrado estas diez balsas mineras e indagar sobre su relación con diversos aspectos funcionales como la tasa de crecimiento de la vegetación, cobertura vegetal y distancia a fuentes de propágulos.
5. Evaluar las respuestas dinámicas de los ensambles biológicos de cada uno de los sitios estudiados, mediante el análisis de su capacidad de resiliencia y resistencia durante el período 2013 – 2022.

Esta tesis se estructura en un capítulo introductorio que incluye los objetivos planteados, seguido de un capítulo con la descripción del área de estudio y de la metodología transversal desarrollada.

Los resultados vinculados a los distintos objetivos específicos se presentan en dos partes. La primera parte aborda, a partir de un estudio de las percepciones de informantes clave, el diagnóstico y propuestas en torno al sistema de toma de decisiones para la restauración, incluyendo la metodología específica, los resultados obtenidos y su correspondiente discusión, resolviendo de esta forma el objetivo específico 1.

La segunda parte da respuesta a los objetivos específicos 2 al 5. Esta sección incluye una introducción específica, los aspectos metodológicos detallados y una presentación diferenciada de los resultados y discusión de cada objetivo. Los objetivos 2 al 4 se abordan desde una perspectiva estática centrada en la evaluación de las restauraciones en sus dimensiones físicas y bióticas, químicas y toxicológica, así como en el análisis de protección integrado y su vínculo con distintos aspectos funcionales. Finalmente, el objetivo 5 aborda una aproximación dinámica, a través del análisis de resiliencia y resistencia de los ensambles biológicos en el período 2013 – 2022.

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA TRANSVERSAL

CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA TRANSVERSAL

1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio fue planificado y desarrollado en los términos municipales de Cartagena y La Unión, analizándose un conjunto de balsas de residuos mineros y emplazamientos afectados por la minería. El estudio se sitúa en el contexto del Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor, aprobado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico en 2022 y las correspondientes actualizaciones⁵.

El área de estudio se encuentra en el Distrito Minero Cartagena-La Unión (0–392 m sobre el nivel del mar; 37°37'20" N, 0°50'55" W–37°40'03" N, 0°48'12" W), con una superficie aproximada de 50 km², pertenecientes en su mayor parte a la Sierra de Cartagena - La Unión (Figura 1), también llamada Sierra Minera (Conesa *et al.* 2007b), dentro de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, España (Figura 1).

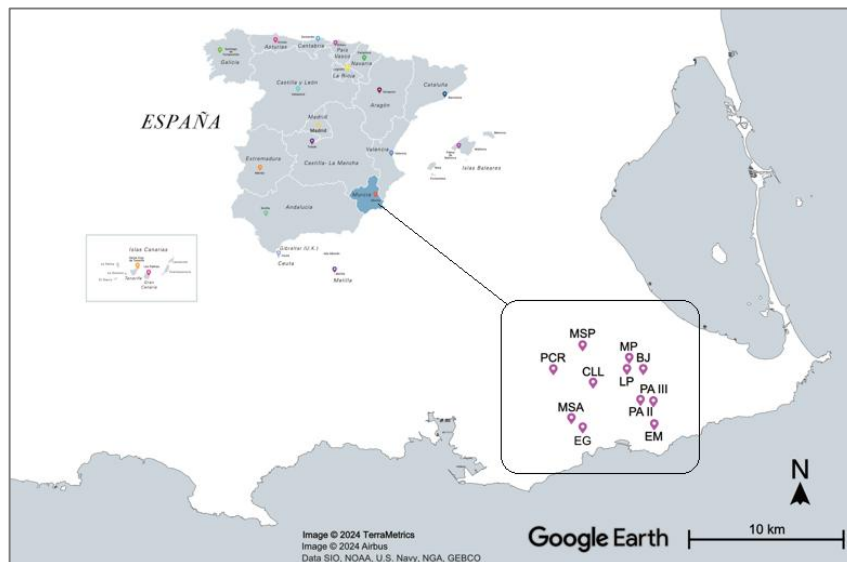


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio y disposición espacial de los sitios analizados en la zona de estudio. (Fuente: elaboración propia a partir de la imagen de Google Earth).

⁵ Marco de Actuaciones Prioritarias para la recuperación del Mar Menor (MAPMM, 2024).

Este espacio geográfico puede ser caracterizado como un paisaje de alto valor histórico y arqueológico (Decreto 280/2015⁶), al poseer una declaración formal de Bien de Interés Cultural (BIC) asociado a la Sierra Minera. Asimismo, desde el punto de vista ecológico y ambiental, registra múltiples activos naturales como sus dos espacios naturales Red Natura 2000 declaradas Zonas Especiales de Conservación (ZEC): El Parque Regional de Calblanque, Monte las Cenizas y Peña del Águila (ZEC – ES6200001) y los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor (ZEC – ES6200006). Estos espacios protegidos han sido profundamente alterados por actividades extractivas persistentes, realizadas durante largos períodos de tiempo (Belmonte *et al.* 2010; González-Fernández *et al.* 2011; Zorzano *et al.* 2012; Bes *et al.* 2014; Alcolea *et al.* 2015; Martínez-Sánchez *et al.* 2017; Sánchez-Bisquert *et al.* 2017; Fernández-Naranjo *et al.* 2020; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023).

La Sierra Minera de Cartagena-La Unión, forma parte de las zonas internas de la cordillera Bética (Banos-González, Pérez-Cutillas y Baños-Páez, 2018) y constituye uno de los distritos mineros más importantes de España (Vilar y Egea Bruno, 1989; Vilar, Egea Bruno y Fernández Gutiérrez, 1991), y el más relevante en la Región de Murcia, por sus yacimientos de hierro (Fe), plomo (Pb) y zinc (Zn), donde se concentran los testimonios y evidencias de actividades mineras milenarias, cuyos principales efectos ambientales se pueden ubicar entre mediados del siglo XX, hasta su paralización en el año 1991 (UPCT – FSM, 2005).

La explotación histórica en la sierra desde mediados del siglo XIX evolucionó desde la extracción de antiguos escoriales y restos de explotaciones mineras romanas, en un modelo minifundista, a uno industrial, con importantes consecuencias ambientales, evidenciándose

⁶ Artículo 1: Se declara bien de interés cultural, con categoría de sitio histórico, la sierra minera de Cartagena y La Unión.

los mayores efectos a partir de la incorporación de métodos más avanzados de explotación, propios de la minería a cielo abierto, que se combinaron con procesos más sofisticados de extracción, como la flotación diferencial (Simonneau, 1973; Vilar, Egea Bruno y Fernández Gutiérrez, 1991; Cesar et al. 2009; Martínez-Gómez et al. 2012; Baños-González y Baños-Páez, 2013; Banos-González et al. 2017). Estos nuevos factores fueron determinantes en el deterioro de la sierra y las alteraciones del paisaje (Durán-Sánchez, 2012), debido principalmente a los cambios tecnológicos y de procesos, incorporadas por la empresa Peñarroya España S.A, que supusieron un incremento notable de producción, unido a modificaciones funcionales que tensionaron el entorno socio ambientalmente (Linares, 2005) , con efectos en el paisaje que se han perpetuado (Martínez-Orozco et al. 1993; Linares, 2005), incluyendo contaminación de suelos y sedimentos, así como la aparición de balsas, cortas y escombreras (García, Manteca y Faz, 2003).

Esta zona de degradación evidente tiene manifestaciones en toda la Sierra, con acumulaciones de residuos en la cabecera de las cuencas hidrográficas y en los lechos de las ramblas, cuyos drenajes en dirección norte transitan principalmente a través de las ramblas de Miranda, El Miedo, Las Matildes, Ponce, El Beal y Carrasquilla, que desembocan en la laguna del Mar Menor, mientras hacia el sur se destacan las ramblas de El Avenque, Del Infierno y La Albotada, con aportes de materiales a las bahías de El Gorguel y Portmán (Martínez-López, 2019). Estas alteraciones socioecológicas incluyen efectos directos e indirectos sobre una serie de localidades tales como La Unión, Portmán, El Llano del Beal, El Estrecho de San Ginés y Alumbres, que pertenecen a los municipios de La Unión y Cartagena (García, Manteca y Faz, 2003).

1.1. Generalidades del paisaje natural de la Sierra Minera

La Sierra Minera de Cartagena-La Unión, representa la formación montañosa más oriental de la Región de Murcia, con una extensión aproximada de 44 km, con una enorme complejidad geológica y geomorfológica, que ha permitido el desarrollo de la minería intensiva, como una de las tres actividades socioeconómicas principales en el territorio (Esteve-Selma *et al.* 2013), siendo las restantes la agricultura y el turismo (Navarro-Cano *et al.* 2024).

La zona de estudio corresponde a un clima semiárido cálido, según la clasificación climática de Köppen, con un promedio de precipitaciones anuales de unos 300 milímetros de lluvia (rango 123,6 – 566,7) y una temperatura promedio superior a 18° Celsius (Figura 2), con una distribución de temperaturas uniforme. El clima se caracteriza por una sequía estival severa, alta radiación solar anual, elevada evapotranspiración, ausencia de heladas y precipitaciones torrenciales concentradas en pocos días, principalmente en otoño y primavera (Arranz-González *et al.* 2019; Navarro-Cano *et al.* 2024).

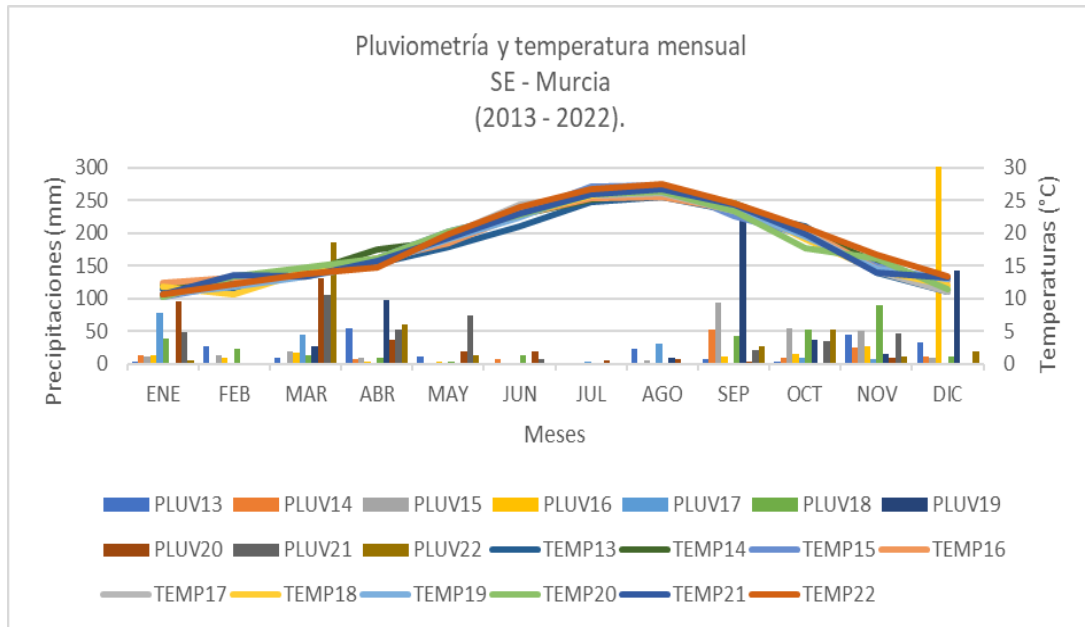


Figura 2. Precipitaciones acumuladas y precipitaciones mensuales entre los años 2013 y 2022. Fuente: Informe agrometeorológico personalizado – TP22, San Javier (Santiago de la Ribera). Red IMIDA⁷.

Bioclimáticamente, pertenece al macrobioclima mediterráneo de bioclima xérico oceánico, con una gran heterogeneidad microclimática (Ferrer et al. 1999), con una orografía accidentada que ha permitido una diversidad ambiental y biológica, que a su vez ha sido fuertemente influenciada por factores antrópicos de degradación (Navarro-Cano et al. 2024), acentuados a partir de la segunda mitad del siglo XX, debido a la puesta en marcha de explotaciones mineras a cielo abierto (Simmonneau, 1973; Vilar, Egea Bruno y Fernández Gutiérrez, 1991; Cesar et al. 2009; Martínez-Gómez et al. 2012; Baños-González y Baños-Páez, 2013; Banos-González et al. 2017; Navarro-Cano et al. 2024).

La zona se caracteriza por una rica composición biológica, con gran diversidad de flora, fauna y hábitats (Martínez-Fernández y Esteve-Selma, 2009), con vegetación madura, correspondiente a matorrales, formaciones arbustivas y bosques de pinos, con funciones imprescindibles

⁷ <http://siam.imida.es/apex/f?p=101:46:3515146312761477>

en los ecosistemas y que forman parte del patrimonio natural regional⁸ (Carrillo-López y Miras-Pérez, 2022). La información disponible permite constatar que en la Región de Murcia se pueden registrar alrededor de 2.100 taxones⁹, conformada por distintas formas biológicas y, en configuraciones estructurales, si nos ajustamos a las definiciones clásicas del Sistema de Raunkiaer (Matteucci y Colma, 1982).

Si se analizan específicamente la zona de las balsas mineras, según estudios previos se estima que estas representan casi la mitad de la superficie de la sierra, incluyendo cortas, pantanos de finos, terreras de estériles y antiguos lavaderos (Navarro-Cano, 2004; 2021; Navarro-Cano *et al.* 2024), con coberturas vegetales escasas, pero que han sido ampliamente estudiadas (Conesa *et al.* 2006; Conesa *et al.* 2007a; Pérez-Sirvent *et al.* 2008; Pérez-Sirvent *et al.* 2011; Martínez-Sánchez *et al.* 2012; Gomez-Ros *et al.* 2013; Parra *et al.* 2014; Párraga-Aguado *et al.* 2014; Navarro-Cano *et al.* 2018; Oreja *et al.* 2020; Risueño *et al.* 2020; Oná *et al.* 2021; Risueño *et al.* 2020; Conesa *et al.* 2024).

Estas especies vinculadas a sitios contaminados son consideradas de especial interés debido a la abundante información sobre su tolerancia y respuesta a los residuos mineros contaminados. Esta relevancia aumenta considerando la vulnerabilidad geotécnica y estructural de las instalaciones de residuos mineros abandonados (IRMAS) en la sierra (Rodríguez-Pacheco *et al.* 2011; 2024), así como las dinámicas de pluviometría y las condiciones climáticas, que afectan la composición biológica por su exposición constante a los desechos mineros. Un caso destacado es el drenaje ácido de mina (DAM), lixiviado común en depósitos de estériles mineros (Martínez-López, 2019), cuyos contaminantes pueden dispersarse con lluvias torrenciales de estos suelos

⁸ Ley 14/2016, de 7 de noviembre, de Patrimonio Arbóreo Monumental de la Región de Murcia.

⁹ <https://www.regmurcia.com/>

con residuos mineros contaminados, dado que se facilita el arrastre de sedimentos con metales pesados por las ramblas, afectando el Mar Mediterráneo (Santos-Echeandía *et al.* 2021; Faz *et al.* 2025) y, especialmente, el Mar Menor (Fernández-Antolinos, *et al.* 2024), lo cual implica dificultades adicionales para futuras intervenciones técnicas y administrativas.

1.2. Caracterización socioeconómica del territorio

La Sierra Minera de Cartagena - La Unión es una zona compartida por ambos términos municipales y, atendiendo a las condiciones geográficas y sus características bioclimáticas e históricas, ha presentado un marcado desarrollo en tres ámbitos fundamentales, la minería, la agricultura y el turismo (Navarro-Cano *et al.* 2024). De estos tres sectores, claramente la actividad minera ha constituido, por más de 20 siglos (Antolinos-Marín, 2023), la principal identidad de la sierra, con una huella evidente en el paisaje, marcado por arqueología industrial y graves impactos ambientales que han afectado el entorno y particularmente a la laguna del Mar Menor (Fernández-Antolinos *et al.* 2024), con efectos relevantes sobre la economía local, con profundas variaciones asociadas a estas actividades extractivas (Navarro-Ortiz *et al.* 2004).

La población total estimada de ámbitos términos municipales a finales de 2023 alcanzaba 238.948 habitantes¹⁰ si se consideraban en conjunto, distribuidos en 218.050 habitantes para Cartagena y 20.898 habitantes en La Unión.

La superficie territorial de Cartagena alcanza 558,08 km², mientras que La Unión alcanza 24,79 km², abarcando un total de 582,87 km², lo que implica que el territorio estimado en el ámbito específico de la Sierra Minera Cartagena-La Unión, alcanzaría aproximadamente un 8,57% de

¹⁰ Cifras Oficiales de Población de los Municipios Españoles: Revisión del Padrón Municipal, Municipios, Total, 2023.

la superficie total de ambos municipios, aun cuando en realidad, la mayor parte del distrito minero se encuentra vinculado al municipio de La Unión (Morales-Yago, 2015).

A partir del cese de la minería, el territorio se ha transformado en un espacio de alto valor, desde la perspectiva del patrimonio minero (Morales-Yago, 2015; Martos-Miralles *et al.* 2024), con cualidades excepcionales, como la existencia de un malacate original de madera, siendo probablemente el único artefacto de este tipo conservado a nivel mundial. Esto se suma a un patrimonio geológico y un paisaje cultural inmerso en una matriz natural muy valiosa, aunque muy degradada por los procesos industriales. Estas circunstancias tan particulares propician una oportunidad extraordinaria para la articulación de un modelo sostenible ligado al turismo ecocultural (Martos-Miralles *et al.* 2024).

En lo económico, es un territorio con presiones vinculadas con crecimiento poblacional de tipo residencial y un aumento constante de presión sobre los recursos hídricos, principalmente para uso agrícola, que es un rubro muy consolidado, gracias al soporte del trasvase Tajo-Segura (Martínez-Fernández y Esteve-Selma, 2009). También existen presiones industriales en el entorno de Cartagena, en polígonos específicos como Cabezo-Beaza, Los Camachos y La Aljorra (Morales-Yago, 2015).

La población en zonas expuestas a la contaminación por residuos mineros alcanza aproximadamente 27.000 habitantes¹¹, que se distribuye en los núcleos urbanos de La Unión, Portmán, El Llano del Beal, El Estrecho de San Ginés y Alumbres, correspondiendo al conjunto urbano más vulnerable a las condiciones de degradación ambiental mencionadas para la zona de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión.

¹¹ Fuente: INE.

2. METODOLOGÍA TRANSVERSAL

El presente apartado expone los aspectos metodológicos utilizados para lograr el cumplimiento de los objetivos planteados. En cada capítulo de resultados se profundiza en las metodologías específicas, estableciéndose acá los enfoques y enunciados metodológicos comunes y el proceso metodológico planteado.

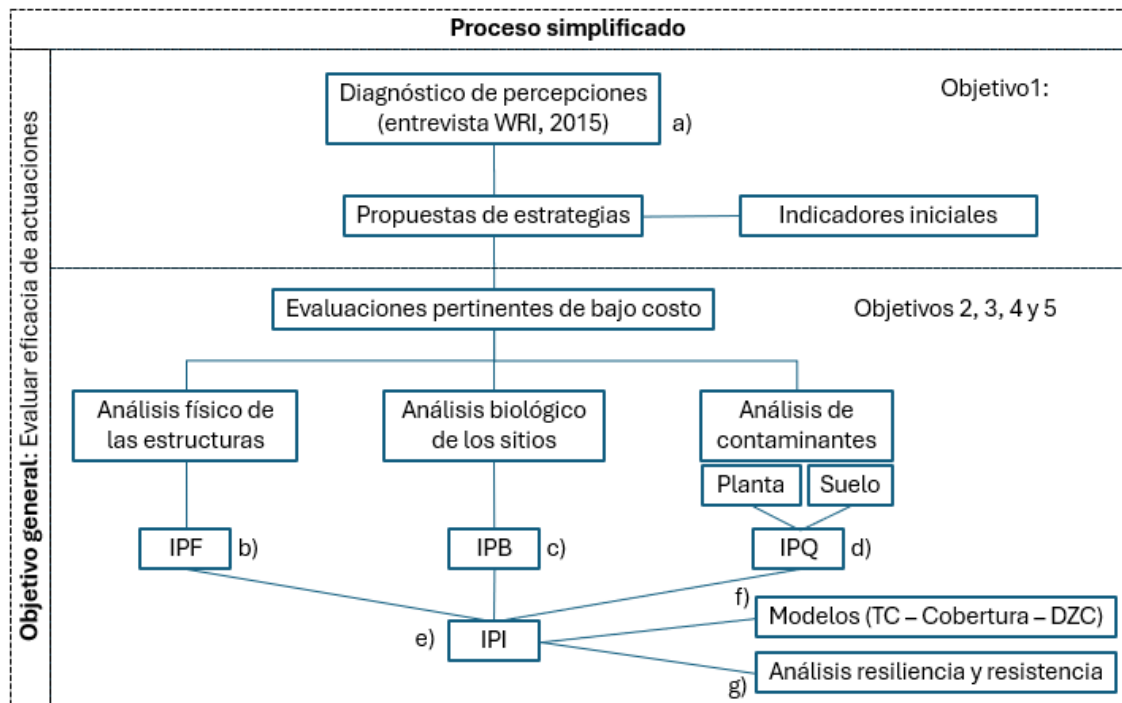


Figura 3. Diseño metodológico simplificado para el desarrollo de las diferentes etapas de la investigación. (Fuente: Elaboración propia).

La metodología contempló una dimensión social, particularmente en lo referido al análisis de percepciones del entorno socioambiental de informantes claves (Figura 3a) utilizando una adaptación específica, a partir de la metodología de Hanson *et al.* (2015), elaborada y validada por el World Resources Institute (WRI) y reconocida por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (IUCN).

El alcance geográfico correspondió al territorio circunscrito dentro de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión con focalización en la zona

sujeta a intervenciones para la recuperación del estado de deterioro diagnosticado en la laguna del Mar Menor y sus áreas adyacentes.

En la primera etapa del proceso, y en simultáneo a la realización del diagnóstico apreciativo, se desarrollaron las evaluaciones de las restauraciones de balsas mineras en su ámbito físico, elaborando el Índice de Protección Física, en adelante IPF (Figura 3b). Luego se realizaron las visitas de campo, que permitieron construir el índice de Protección Biológica, en adelante IPB (Figura 3c).

Posteriormente se realizó la evaluación química y toxicológica, que permitió la elaboración del Índice de Protección Química, en adelante IPQ (Figura 3d).

Con los tres índices integrados se construyó un indicador denominado Índice de Protección Integrado, en adelante IPI (Figura 3e). Posteriormente se elaboraron diversos modelos específicos (Figura 3f) para determinar la relación del índice IPI con distintos aspectos funcionales de la vegetación, como las tasas de crecimiento (TC), coberturas por especies y tipos biológicos y distancias entre los puntos analizados y las fuentes de propágulos del entorno (DZC). Finalmente se realizó un análisis dinámico, asociado a cambio climático, donde se estudiaron las capacidades de resistencia y resiliencia en los sitios evaluados, en función de distintos aspectos estructurales y de composición biológica (Figura 3g).

Para el análisis físico de las estructuras (Figura 3b), en primer lugar, se identificó el área específica de cada balsa mediante herramientas disponibles en Google Earth Pro para la creación de polígonos KMZ. El A continuación se obtuvo el modelo digital de elevaciones (o modelo digital del terreno, en adelante MDT), que fue descargado de la página

web del Centro Nacional de Información Geográfica (<https://centrodedescargas.cnig.es/>).

Para la valoración de los procesos erosivos se utilizaron las imágenes disponibles en el directorio de servicios del área de actividad de Biodiversidad y Bosques ([MITERD.gob.es](https://miterd.gob.es/)), correspondientes al estado erosivo del año 2013.

Para la elaboración de los análisis del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y de sus estimaciones diferenciadas (dNDVI) se han descargado las imágenes LANDSAT 8 del portal de datos USGS Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), correspondientes a los períodos 2013 – 2022. Todos los cálculos realizados con imágenes satelitales se analizaron en base a su resolución nativa, es decir en cuadrículas de 30x30 (Gilabert *et al.* 1997; Moya-Pérez, 2023).

Para el tratamiento estadístico de los datos se ha usado el software R (versión 4.2.3) y el software PAST (versión 4.16). Toda la cartografía y los mapas empleados en las figuras de esta tesis doctoral se han generado mediante el software QGIS (versión 3.22.6).

Para el análisis biológico en terreno y la caracterización de las especies vegetales, la georreferenciación se realizó utilizando un dispositivo gps Garmin eTrex 30x.

Para el análisis de elementos contaminantes (Figura 3d), la recolección de muestras de suelo y de material vegetal se realizó mediante las metodologías estándar para estos procesos.

El detalle de cada metodología se presenta en su respectivo capítulo de resultados y discusión. Antecedentes complementarios se incorporan en el Anexo.

**PARTE I: DIAGNÓSTICO Y
CONSIDERACIONES RESPECTO DEL SISTEMA
DE TOMA DE DECISIONES PARA RESTAURAR**

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (I): Evaluación del sistema de decisión para restaurar

CAPÍTULO 3: RESULTADOS Y DISCUSIÓN (I): Evaluación del sistema de decisión para restaurar

1. INTRODUCCIÓN

Los conflictos socioambientales emergen cuando distintos grupos sociales, con perspectivas y valores divergentes, confrontan sus visiones sobre el uso y significado del territorio. Así, el conflicto ambiental no solo implica la disputa por proyectos que transforman el entorno, sino que también se configura como un campo de fuerzas y de lucha simbólica, donde se tensionan significados, representaciones y modelos de desarrollo, definiendo el rumbo de la construcción social y territorial (Martínez-Alier, 2015; Pérez-Cubero, 2019).

El diagnóstico de la degradación socioambiental de una zona específica y la exploración de herramientas de intervención, son acciones deseables orientadas a destrabar posiciones divergentes, entendiendo que estos son procesos complejos, que requieren enfoques multidimensionales. Su precisión, planificación y monitoreo correcto pueden generar beneficios económicos, sociales y ambientales significativos, siendo estos resultados deseables en cualquier estrategia técnico-política (Uriol *et al.* 2021).

Un diagnóstico se concibe como un método estructurado, diseñado para identificar factores clave de éxito en la restauración de paisajes degradados. Estos pueden ser áreas forestales (Hanson *et al.* 2015) o, como en este estudio, territorios impactados por actividades antrópicas, como la Sierra Minera de Cartagena – La Unión, donde es urgente tomar acciones (BOE 291/2023; VV.AA, 2024).

Su aplicación temprana busca detectar brechas de acción que pueden transformarse en oportunidades, dentro del contexto global de

la restauración. En última instancia, esta herramienta está diseñada para guiar a los responsables de la toma de decisiones y a quienes apoyan la restauración, permitiendo focalizar sus esfuerzos en los aspectos más críticos, antes de realizar inversiones significativas de recursos humanos, financieros o políticos (Hanson *et al.* 2015).

Si estos diagnósticos se realizan periódicamente, permiten además ajustar y optimizar las políticas y prácticas de restauración, promoviendo una gestión adaptativa (Hanson *et al.* 2015). Si bien existen múltiples enfoques de análisis, todos los métodos de restauración buscan, en esencia, recuperar la funcionalidad ecológica y mejorar el bienestar humano, en paisajes afectados por diversas perturbaciones (Hanson *et al.* 2015; Shackelford *et al.* 2021).

Dado el carácter multidimensional de la restauración, se ha promovido un consenso internacional en torno a estándares de buenas prácticas. En esta línea, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER) y la Comisión de Gestión de Ecosistemas (CGE) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) han trabajado conjuntamente en la elaboración de directrices dentro del marco del Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030). Este proceso, coordinado por la FAO, busca prevenir, detener y revertir la degradación de los ecosistemas, y su última actualización fue publicada el 14 de septiembre de 2022 (FAO, UICN CGE y SER, 2021).

La percepción de la degradación ambiental y las respuestas sociales ante ella están determinadas en gran medida por factores culturales y sociales. La manera en que los individuos construyen su visión del mundo influye en su apreciación de los problemas ambientales y las posibles soluciones (Martínez-Barainca, 2023). En este sentido, es crucial analizar

estos procesos perceptivos para comprender mejor la relación entre las comunidades y los paisajes degradados.

Las actividades humanas han generado efectos no deseados en numerosos territorios, especialmente en áreas sometidas a explotación intensiva (Coumans, 2009; Rodríguez *et al.* 2022; González-Morales *et al.* 2022). Desde la perspectiva de la economía ecológica, estos impactos pueden considerarse consecuencias inherentes al desarrollo, lo que plantea desafíos en términos de justicia ambiental y equidad intergeneracional (Martínez-Barainca, 2023). Dado que las externalidades de las economías extractivas afectan a comunidades vulnerables y a futuras generaciones, el diagnóstico ambiental adquiere un rol central en la identificación de obligaciones de mitigación y restauración (Martínez-Alier, 2015).

La necesidad de acciones de remediación en territorios afectados por contaminación industrial involucra múltiples dimensiones, incluyendo planificación social y políticas ambientales específicas (Sá de Abreu y Campos de Andrade, 2019). Es fundamental que estas intervenciones se orienten a la recuperación de la habitabilidad y seguridad de estas zonas degradadas, ya sea a través de proyectos en curso o iniciativas futuras. En este contexto, la restauración ecológica se vincula con el metabolismo social y los conflictos ecológico-distributivos, alineándose con los principios de la ecología política (Martínez-Alier, 2015).

Los objetivos específicos de este capítulo son los siguientes:

1. Identificar la percepción de informantes clave sobre el cumplimiento de factores críticos de éxito para llevar adelante procesos de restauración de balsas mineras.
2. Diagnosticar las condiciones vinculadas a la motivación, factibilidad y potencial de implementación de iniciativas de restauración.

3. Determinar brechas críticas vinculadas a la motivación, factibilidad y potencial de implementación.
4. Establecer estrategias iniciales que aporten la base para la corrección de brechas detectadas.
5. Analizar comparativamente las estrategias sugeridas con una actuación actualmente en ejecución en el territorio.
6. Proponer indicadores para las estrategias recomendadas, considerando su nivel de criticidad y la categoría de análisis correspondiente.

2. METODOLOGÍA

El diagnóstico de percepción sobre las medidas de restauración en el territorio correspondiente a la Sierra Minera de Cartagena – La Unión fue realizado entre los meses de mayo del año 2023 y marzo del año 2025 mediante entrevistas que correspondieron a la adaptación de una herramienta de diagnóstico, vigente desde el año 2015, elaborada por el World Resources Institute (WRI) y validada por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (IUCN). El territorio analizado se circunscribió al área prevista para la realización de las intervenciones en el contexto de la ejecución del *Proyecto de remediación ambiental de residuos mineros y emplazamientos afectados por la minería en los TT. MM. de Cartagena - La Unión*, presentado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) en diciembre del 2022 y cuya resolución se concretó el 22 de noviembre de 2023 (BOE 291/2023), actualmente en ejecución. En general, se planteó como foco de análisis aquellas zonas que se encuentran en el ámbito territorial mencionado y que presentan consecuencias por la contaminación minera, con grados heterogéneos de afección e intervención.

El enfoque metodológico contempló tres dimensiones. El análisis de percepciones de las motivaciones (Tabla 1), de las condiciones de actuación, entendidas como factibilidad (Tabla 2) y los factores críticos asociados a la implementación (Tabla 3).

Respecto a las motivaciones (Tabla 1), se exploró, si, de acuerdo con las percepciones de los informantes entrevistados, estimaban que los tomadores de decisiones, los propietarios de tierras y/o los ciudadanos se encontraban inspirados o motivados para catalizar procesos orientados a restauraciones efectivas del paisaje afectado por la minería.

Tabla 1. Factores de éxito de restauración del paisaje, asociados a la motivación.

Tema	Característica	Factor clave de éxito
Motivar	Beneficio	La restauración genera beneficios económicos.
		La restauración genera beneficios sociales.
		La restauración genera beneficios ambientales.
	Conciencia	Los beneficios de la restauración se comunican públicamente.
		Se identifican oportunidades de restauración.
	Evento de crisis	Los eventos de crisis se aprovechan.
	Requisito legal	Existe una ley que exige restauración.
		La ley que exige la restauración se entiende y se hace cumplir ampliamente.

Fuente: Adaptado de Hanson *et al.* (2015) para su aplicación en el área de estudio.

El análisis de la factibilidad (Tabla 2) se centró en indagar la existencia de condiciones ecológicas, de mercado, políticas, sociales e institucionales para la creación de un contexto favorable para la restauración del paisaje afectado por la minería.

Tabla 2. Factores de éxito de restauración del paisaje, asociados a dar factibilidad.

Tema	Característica	Factor clave de éxito
Permitir	Condiciones ecológicas	Las condiciones del suelo, el agua, el clima y las condiciones bióticas son adecuadas para la restauración.
		No hay especies que puedan impedir la restauración.
		Las semillas nativas, las plántulas o las poblaciones de origen están disponibles.
	Condiciones de mercado	Las demandas competitivas (ej. alimentos, combustible) para las tierras degradadas están disminuyendo.

Tema	Característica	Factor clave de éxito
	Condiciones políticas	Existen cadenas de valor para los productos del área restaurada.
		La tenencia de la tierra y los recursos naturales está asegurada jurídicamente.
		Las políticas que afectan la restauración están alineadas y simplificadas.
		Existen restricciones a la tala de bosques naturales remanentes.
	Condiciones sociales	Se aplican restricciones a tala de arbolado.
		La población local está facultada para tomar decisiones sobre la restauración.
	Condiciones institucionales	La población local puede beneficiarse de la restauración.
		Los roles y responsabilidades para la restauración están claramente definidos. Existe una coordinación institucional eficaz.

Fuente: Adaptado de Hanson *et al.* (2015) para su aplicación en el área de estudio.

La evaluación de una posible implementación efectiva de estas actuaciones (Tabla 3), a partir de la percepción de los expertos, se analizó en función de su apreciación sobre la existencia de capacidades y recursos, complementado con un análisis apreciativo complementario de la factibilidad de permanencia, a una escala de tiempo mayor a 5 años, de los procesos de restauración.

Tabla 3. Factores de éxito de restauración del paisaje, asociados a la implementación.

Tema	Característica	Factor clave de éxito
Implementar	Liderazgo	Existen líderes de restauración nacionales y/o locales.
		Existe un compromiso político sostenido.
	Conocimiento	Existe un "know-how" de restauración relevante para los paisajes candidatos.
		"Know-how" de restauración es transferido a través de pares o servicios de extensión.
	Diseño técnico	El diseño de la restauración está técnicamente fundamentado y es resistente al clima. La restauración limita la "fuga ¹² ".

¹² La fuga es entendida como la derivación a otros territorios de esfuerzos de explotación forestal o daño a las áreas de interés, lo cual desemboca en un resultado neto más alto de deforestación o daño, a nivel global.

	Financiamiento e incentivos	Los incentivos positivos y los fondos para la restauración superan los incentivos negativos.
		Los incentivos y los fondos son fácilmente accesibles.
	Seguimiento y evaluación	Se cuenta con un sistema efectivo de monitoreo y evaluación del desempeño.
		Los éxitos iniciales se comunican.

Fuente: Adaptado de Hanson *et al.* (2015) para su aplicación en el área de estudio.

El Diagnóstico de Restauración se entiende como un proceso de tres pasos (Figura 4), cuyo objetivo final es proponer estrategias tendentes a avanzar en un proceso de restauración exitosa del paisaje candidato para dichas actuaciones. Con la información recopilada de las respuestas obtenidas de los expertos entrevistados, se plantea un primer enfoque estratégico. El alcance de las intervenciones previstas actualmente está acotadas exclusivamente a las cuencas vertientes al Mar Menor, ubicadas en la Sierra Minera, TM de Cartagena – La Unión y responden al objetivo de recuperación ambiental de la laguna.

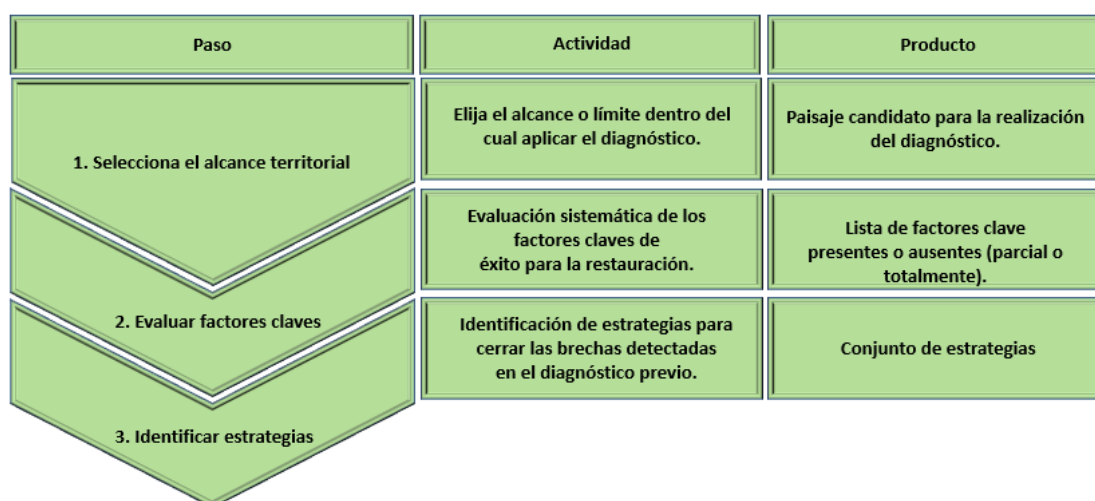


Figura 4. Pasos para la elaboración del diagnóstico. Fuente: Adaptado de Hanson *et al.* (2015).

El criterio de informante clave se definió considerando la experiencia profesional de la persona entrevistada o su participación personal y directa, en procesos ciudadanos orientados a la búsqueda de soluciones relacionadas con la contaminación provocada por la minería u otras

acciones ambientales relacionadas con el deterioro ambiental de la laguna del Mar Menor y sus zonas circundantes.

La tabla 4 caracteriza el perfil general de los entrevistados. Las entrevistas fueron realizadas de manera directa, contemplándose un mínimo de dos horas para cada una de ellas y con un enfoque semiestructurado, cualitativo, utilizando como insumo información procedente de fuentes secundarias vinculadas a los diagnósticos previos considerados relevantes (García-García, 2004; UPCT-FSM, 2005; Alberruche *et al.* 2014; PRASAM, 2018; Navarro-Cano, 2004; 2021; BOE 291/2023).

Se utilizaron, además, a modo ilustrativo para los entrevistados, algunos ejemplos que se encuentran sugeridos en los instructivos relacionados a la herramienta metodológica, con el fin de facilitar la comprensión e interpretación de los factores claves de éxito, tal y como se sugieren los autores (Hanson *et al.* 2015).

Cada uno de los entrevistados y entrevistadas fueron contactados previamente vía correo electrónico, para explicar los objetivos de la entrevista y aclarar el alcance temático y territorial.

Tabla 4. Código y perfil de informantes clave entrevistados.

Codificación	Criterio de selección
ENT – 1	Habitante en una de las zonas más afectadas por la contaminación de la minería (El Llano del Beal), de formación farmacéutico. Muy relacionado con los movimientos de protección socioambiental.
ENT – 2	Activista medioambiental, vinculado con la Plataforma de Afectados por la Minería y también habitante de El Llano del Beal.
ENT – 3	Doctor en procesos sociales de la Universidad de Murcia, investigador de la percepción del riesgo por contaminación en la zona de estudio.
ENT – 4	Ingeniero Técnico Agrícola (Tragsa), parte del equipo redactor del Proyecto de remediación ambiental de residuos mineros y

Codificación	Criterio de selección
	emplazamientos afectados por la minería en los TT. MM. de Cartagena - La Unión.
ENT – 5	Doctor en Edafología, especialista en contaminación minera y activo defensor del territorio estudiado.
ENT – 6	Doctor en derecho y Catedrático en la Universidad de Murcia, con amplia experiencia en Derecho Administrativo y temáticas medioambientales.
ENT – 7	Dirigente de la Liga de Vecinos de Portmán, con participación en múltiples acciones dirigidas a la restauración medioambiental del territorio.
ENT – 8	Integrante de Ecologistas en Acción de la Región de Murcia y activista por la restauración del territorio, con participación permanente en mesas de trabajo.
ENT – 9	Catedrático de Ecología en la Universidad de Alicante y activo representante de la Sociedad Ecológica de Restauración (SER).
ENT – 10	Doctora en Derecho (UM), con Máster en Política y Gestión Ambiental (Universidad Carlos III), especialista en temáticas ambientales.
ENT – 11	Doctora en Biología (UM) y activa investigadora de la Fundación Nueva Cultura del Agua y miembro de Ecologistas en Acción, con amplia experiencia en el Mar Menor.
ENT – 12	Secretaria de la Asociación de Vecinos del Llano del Beal, con amplia experiencia y vinculada a la Plataforma de Afectados por Metales Pesados.
ENT – 13	Ejecutiva de la Oficina Técnica del Mar Menor, con responsabilidades en las acciones acometidas para resolver los problemas en la laguna y sus áreas de influencia.
ENT – 14	Profesora titular de Filosofía del Derecho de la Universidad de Murcia. Lideró la ILP para otorgar personalidad jurídica al Mar Menor.
ENT – 15	Presidenta de la Junta Municipal de la Diputación del Beal. Secretaria de la Plataforma de Afectados por Metales Pesados, con una amplia experiencia respecto a la contaminación en la zona.

A cada uno de los entrevistados se les aplicó la misma batería de consultas, validada por Hanson *et al.* (2015) en la guía metodológica, adaptándose su énfasis y contextos a las condiciones locales y con el horizonte temporal 2024 – 2025.

El análisis complementario se realiza mediante la comparación con la información disponible del proyecto de restauración hidrológico – forestal de las cuencas vertientes al Mar Menor ubicadas en la Sierra Minera, TM de Cartagena (MITERD, 2023). Además, se tienen en cuenta los aspectos contenidos en la declaración de impacto ambiental del proyecto “Remediación ambiental de residuos mineros y emplazamientos afectados por la minería en Cartagena – La Unión” (BOE 291/2023) y las consideraciones contenidas en el bloque 3 del documento del Marco de Actuaciones Prioritarias referido a las actuaciones planteadas para la recuperación integral de la Sierra Minera (VV.AA, 2024).

3. RESULTADOS

Los antecedentes recopilados en las entrevistas permitieron la realización del diagnóstico y la detección de brechas entre el desempeño deseable y el percibido por los entrevistados, lo que ha permitido proponer estrategias, comparar tales estrategias con las actuaciones previstas en el Plan de Actuaciones Prioritarias para la Recuperación del Mar Menor, en ejecución y finalmente, generar un set de indicadores de seguimiento.

3.1. Evaluación de factores claves

Los tres criterios analizados son: a) motivaciones, b) condiciones de actuación o factibilidad y c) condiciones críticas para la implementación.

3.1.1. Análisis de las motivaciones

Respecto a los ocho factores de éxito referidos a la motivación, se observó que las respuestas asociadas a la característica “beneficio” reflejaron acuerdos relevantes sobre los beneficios explícitos que se visualizan de las restauraciones. Existe también una valoración positiva del aprovechamiento que se puede realizar a partir de los eventos de crisis (Tabla 5), considerando particularmente el fenómeno de la crisis de

COVID 19, que permitió la inyección de recursos económicos importantes, sumado a un diagnóstico más estructural, referido al daño ambiental en la laguna del Mar Menor y las obligaciones vinculantes a su restauración (BOE 291/2023; VV.AA, 2024).

Respecto a la característica “conciencia”, en general, los entrevistados revelan algún grado de preocupación sobre la forma de comunicación de los beneficios de la restauración, lo cual sugiera la necesidad de considerar algunas estrategias de intervención en ese ámbito en específico (Tabla 5). En cuanto a la característica “requisitos legales”, también se observó una percepción como deficiente, siendo esta aún más marcada al analizar el nivel de cumplimiento de las normativas existentes. Se reconoce la existencia de legislaciones aplicables, pero claramente su aplicación se estima deficiente. En este tema específico relacionado con la motivación se abre la oportunidad de realizar 3 propuestas estratégicas (numerales 1, 2 y 3), que responderán a las valoraciones relacionadas con la comunicación pública de los beneficios de restaurar (estrategia 1) y con las enfocadas en los requerimientos legales y su cumplimiento (estrategias 2 y 3, Tabla 6).

En general, en esta dimensión se observó que, de los 8 aspectos analizados, un 62,5% no requieren de estrategias de intervención (5/8).

3.1.2. Análisis de condiciones de actuación o factibilidad

Al observar las respuestas conjuntas vinculadas a los trece factores de éxito estudiados en esta temática, se observó inicialmente que la presencia de material biológico valioso se entiende como un aspecto relevante de la condición ecológica, reconociéndose como una condición óptima (Tabla 5). Respecto a las condiciones políticas imperantes, se valora positivamente que tanto la existencia de normas de tala de arbolado, como la aplicación de restricciones, a través de

esta normativa, principalmente en zonas de alto valor ecológico, contribuye a generar circunstancias más adecuadas para la implementación de planes de restauración. Evidentemente se estima, además, que la realidad social mejoraría sustantivamente si se aplicaran correctamente las políticas de restauración.

Al analizar las restantes condiciones ecológicas, se estima que, tanto el filtro ambiental que constituye el suelo contaminado, como la presencia de especies exóticas invasoras, requieren de estrategias específicas (estrategias 4 y 5, Tabla 6), aun cuando el problema de la presencia de especies exóticas invasoras es considerado más urgente.

Al analizar la característica “condiciones de mercado”, se estableció que los dos factores de éxito asociados requieren aplicar alguna estrategia, estimándose como crítico revertir la disminución de la demanda de productos originados en zonas degradadas (estrategia 6, Tabla 6) como también analizar la que se asocia a la creación de cadenas de valor de las áreas restauradas (estrategia 7, Tabla 6). Ambos aspectos son considerados como críticos por los entrevistados.

En el ámbito de las condiciones políticas, el análisis integrado de los expertos sugiere aplicar acciones concretas relativas a la tenencia de las tierras, que, aunque no se considera crítico, si es deseable (estrategia 8, Tabla 6). La percepción del alineamiento de las políticas asociadas a restauración se percibe como una condición crítica, entendiéndose que estas no se encuentran alineadas ni menos aún coordinadas y que requieren procesos de simplificación y socialización (estrategia 9, Tabla 6).

Respecto a las condiciones sociales los expertos estimaron que existen deficiencias a la hora de tomar en consideración las poblaciones locales en la toma de decisiones sobre las restauraciones. Aunque no se percibe

globalmente como crítica, se sugiere que debería ser abordada para mejorar ese aspecto comunitario (estrategia 10, Tabla 6).

Por último, al analizar las condiciones institucionales, los expertos estimaron que ambos factores de éxito requieren intervención, observándose inicialmente que la definición de roles se podía calificar con una valoración intermedia, requiriendo al menos un reenfoque (estrategia 11, Tabla 6), mientras que la comprensión y aplicación de la legislación aplicable en restauración se entiende como un factor crítico (estrategia 12, Tabla 6).

El análisis agregado de esta dimensión indicó que solo un 31% de los aspectos analizados no requiere estrategias de intervención (4/13).

3.1.3. Factores críticos para la implementación

Al analizar las diez claves del éxito en esta dimensión que valora los factores críticos para la implementación, los expertos concordaron en que la presencia de liderazgos locales y el nivel de conocimiento dentro del territorio reúne las condiciones para una calificación óptima (Tabla 5).

Valoraciones intermedias se observaron al analizar el “compromiso político sostenido” (estrategia 13, Tabla 6), el “diseño técnico” con enfoque en el nuevo escenario climático y su capacidad de resistir a estos cambios proyectados (estrategia 15, Tabla 6) y la forma de comunicación de los éxitos tempranos asociados a las intervenciones (estrategia 20, Tabla 6).

Los aspectos considerados en condición crítica en la dimensión de conocimiento se vincularon a la transferencia de estos conocimientos a usuarios y beneficiarios potenciales (estrategia 14, Tabla 6).

En el ámbito del diseño técnico se calificó como crítica la oportunidad de limitar las fugas a otras zonas de la región y el país, a través de la implementación de medidas de restauración, dado que las condiciones actuales de deterioro promueven esfuerzos productivos en otras zonas geográficas, que pueden tener impactos ambientales relevantes (estrategia 16, Tabla 6).

Un ejemplo concreto en la Sierra Minera de Cartagena - La Unión dice relación con que, al limitarse el acceso para el cultivo de hortalizas, en zonas calificadas como suelos potencialmente contaminados alrededor de balsas mineras no restauradas, puede generar un desvío productivo en otras zonas de la región o el país, con potenciales efectos negativos tanto para esos territorios, como para la economía local de la región de Murcia, debido a la fuga de inversiones.

Respecto al financiamiento y los incentivos, tanto la pertinencia (estrategia 17, Tabla 6) como la accesibilidad requieren acciones específicas, pero principalmente este último factor de éxito debe ser abordado, por considerarse de alta criticidad (estrategia 18, Tabla 6).

Se evidenció además una carencia importante, al constatar la ausencia de un sistema de monitoreo adecuado para este tipo de intervenciones (estrategia 19, Tabla 6).

El análisis conjunto de los 8 factores críticos para la implementación reflejó que solo el 20% de los aspectos analizados no requieren de estrategias de intervención (2/10), lo cual implica que 8 de los factores asociados deben ser abordados y, de ellos, 5 son de criticidad extrema.

Tabla 5. Resultado consolidado del diagnóstico de los expertos, en función del tema, las características, factores claves de éxito, respuesta y estrategia propuesta.

Tema	Característica	Factor clave de éxito	Respuesta	Estrategia
Motivar	Beneficio	La restauración genera beneficios económicos.		

Tema	Característica	Factor clave de éxito	Respuesta	Estrategia
		La restauración genera beneficios sociales.		
		La restauración genera beneficios ambientales.		
	Conciencia	Los beneficios se comunican públicamente.		(1)
		Se identifican oportunidades de restauración.		
	Evento de crisis	Los eventos de crisis se aprovechan eficientemente.		
	Requisito legal	Existe una ley vigente que exige restauración.		(2)
		Ley de restauración se entiende y se hace cumplir.		(3)
Permitir	Condiciones ecológicas	Condiciones de suelo, agua, clima y fuego adecuadas.		(4)
		Plantas y animales que impiden la restauración están ausentes.		(5)
		Semillas nativas, plántulas o poblaciones están disponibles.		
	Condiciones de mercado	Demanda de tierras degradadas disminuyendo.		(6)
		Existe cadena de valor para productos del área restaurada.		(7)
	Condiciones políticas	La tenencia de la tierra y los recursos naturales está segura.		(8)
		Políticas de restauración están alineadas y simplificadas.		(9)
		Restricciones para la tala de bosques naturales remanentes.		
		Se aplican restricciones de tala de bosques.		
	Condiciones sociales	Población local facultada para tomar decisiones del tema.		(10)
		Población local puede beneficiarse de la restauración.		
	Condiciones institucionales	Roles y responsabilidades para restauración bien definidos.		(11)
		Existe una coordinación institucional eficaz.		(12)
Implementar	Liderazgo	Existen líderes de restauración nacionales y/o locales.		
		Existe un compromiso político sostenido.		(13)
	Conocimiento	Existe "know-how" de restauración relevante.		
		"Know-how" de restauración es transferido a usuarios.		(14)
	Diseño técnico	Diseño técnico fundamentado y resistente al clima.		(15)
		La restauración limita la fuga de iniciativas a otras zonas.		(16)

Tema	Característica	Factor clave de éxito	Respuesta	Estrategia
	Financiamiento e incentivos	Incentivos positivos para restaurar superan los negativos.		(17)
		Los incentivos y los fondos son fácilmente accesibles.		(18)
	Seguimiento y evaluación	Se cuenta con sistema efectivo de monitoreo y evaluación.		(19)
		Éxitos iniciales se comunican permanentemente.		(20)

(Respuestas: color verde: condiciones idóneas; amarillo: condición intermedia; rojo: condición crítica. Adaptado de Hanson *et al.* (2015).

3.2. Brechas identificadas y estrategias iniciales

El análisis de los resultados generales asociados a las respuestas del conjunto de expertos consultados respecto a la existencia de condiciones propicias para la aplicación de medidas de restauración, dentro del contexto territorial de la Sierra Minera Cartagena–La Unión, reflejó inicialmente que, de los 31 factores de éxito analizados para el conjunto de temas, 11 se evaluaron en una condición idóneas. Es decir, un 35,5% de los factores de éxito (Tabla 5) no requieren estrategias de intervención, según el conjunto de los entrevistados. Se estimó además que 9 factores de éxito se valoraron en una condición intermedia (25,0%) y 11 factores de éxito se estimaron en condición crítica (35,5%).

La propuesta de estrategias iniciales se generó a partir de la articulación de las respuestas de los entrevistados, considerando sus coincidencias y la complementariedad de estas.

Al abordar la temática de la motivación se observó que las brechas más importantes estuvieron asociadas, dentro del rango de la conciencia, a una marcada falta de comunicación de los potenciales beneficios asociados a los procesos de restauración de los entornos, con categoría de condición crítica, lo que implica un desafío inmediato y relevante para conectar con las propuestas en curso y empoderar a la ciudadanía (estrategia 1, Tabla 6).

La otra brecha relevante asociada a la motivación está vinculada a la existencia de un marco normativo y su aplicación práctica en el territorio. De hecho, los entrevistados declararon que, aunque existe un marco normativo, como puede ser la Ley de responsabilidad medioambiental¹³, estas normativas no se aplican con la consistencia debida. De hecho, una de las respuestas explícitas de un experto en legislación sostenía, respecto de la citada Ley de responsabilidad ambiental, que *“sigue siendo una de las leyes más inaplicadas que hay”* (cita textual). Esta valoración es reflejada con un estado intermedio de cumplimiento, lo cual obliga a una estrategia de remediación (estrategia 2, Tabla 6).

Respecto al cumplimiento de estos marcos normativos, las respuestas obtenidas evidenciaron una condición crítica. En este contexto, una respuesta entregada por un entrevistado sostenía respecto de la Ley de responsabilidad ambiental que: *“no se cumple porque se ha omitido, no se ha profundizado jurídicamente. No han atendido a la normativa. Camino a prevaricación y al cohecho”*. En síntesis, la percepción sobre este factor de éxito implica que debe ser atendido mediante una estrategia específica de forma inmediata (estrategia 3, Tabla 6).

El análisis de las condiciones habilitantes para implementar procesos de restauración reflejó que, respecto al estado ecológico, los expertos coincidieron en que está en un estado intermedio por los altos niveles de metales pesados en los suelos afectados por la minería, aunque sugieren que se deben contemplar también otros aspectos para tener una perspectiva más amplia. Una de las respuestas más integradoras planteaba lo siguiente: *“el deterioro del sustrato, siendo esta variable el punto más débil, combinado con la lejanía de los propágulos de especies*

¹³ Ley 26/2007 modificada por la Ley 11/2014, con carácter de legislación básica de protección del medio ambiente.

naturales y la eventual ocurrencia de fuego, establece una dificultad manifiesta, a la hora de planificar restauraciones en esta zona". Esta circunstancia establece la necesidad de considerar herramientas técnicas y científicas, que integren la información de manera coherente, para analizar posibles proyectos y valorar las restauraciones ya realizadas (estrategia 4, Tabla 6).

Otro factor ecológico, valorado en condición intermedia, es la presencia de especies exóticas invasoras; es decir, se estima que su abundancia y cobertura produce cierto nivel de desequilibrio, respecto de las especies de mayor valoración ambiental. La estrategia aplicable (estrategia 5, Tabla 6) implica el refuerzo de las investigaciones en esta materia y la promoción del uso de especies propias del territorio. Un aspecto positivo, y, por lo tanto, un factor clave que sí se ha logrado, es la disponibilidad de material endémico, de alto valor ecológico.

Al analizar los factores de éxito relativos a las condiciones de mercado, se observó que ambos se estimaron en condición crítica. Por un lado, se percibe un deterioro importante en la competitividad y productividad de los suelos contaminados, con un marcado deterioro en la valoración de estas superficies y de los sectores aledaños, lo cual sugiere la necesidad de establecer estrategias específicas para abordar esta situación de degradación económica (estrategia 6, Tabla 6). Se estima también que existe un débil desarrollo de cadenas de valor dentro del territorio, requiriéndose análisis más profundos, dada la criticidad de la valoración de los expertos (estrategia 7, Tabla 6).

De acuerdo con las percepciones de los entrevistados, se aprecia una devaluación importante del territorio aledaño a las zonas contaminadas, lo que se combina con escasas actividades económicas intensivas, profundizada por una baja demanda de bienes y servicios y con ello, pocas oportunidades para la población local, que podrían modificarse si

las actuaciones se orientaran a solventar las múltiples dimensiones involucradas, a través de una instancia coordinada de gobernanza.

Otro aspecto relevante es el permanente riesgo de desarrollo de proyectos inmobiliarios que claramente no consideran la restauración ambiental, sino que, por el contrario, el carácter degradado de las superficies afectadas por la minería da lugar a precios más bajos y por tanto a una mayor rentabilidad potencial de los posibles proyectos urbanísticos en estas zonas. De hecho, varios de los lugares que deben ser restaurados o que generan contaminación pertenecen a empresas que, con el fin de no restaurar, mantienen sus permisos de explotación minera vigentes. Se trata de una estrategia que simula una actividad industrial para, de esta forma, no resolver la problemática socioambiental.

La estrategia más viable que se podría poner en marcha para cumplir este factor de éxito consiste en crear una opción de desarrollo a través de una entidad coordinada, capaz de recoger y conducir los múltiples aspectos vinculados al desarrollo del territorio, articulada mediante una mesa social de fomento y restauración, cuya gobernanza implique socializar que la restauración otorgará beneficios a la comunidad en su conjunto, pero a su vez explicitando que estos potenciales beneficiarios podrían ser subsidiariamente responsables de la condición ambiental de deterioro latente, si no se actúa de forma coordinada sobre las superficies contaminadas.

En lo relativo con las condiciones políticas, se valoró en condición intermedia el factor clave asociado a la tenencia de las tierras (estrategia 8, Tabla 6). El factor relativo a si las políticas de restauración se encuentran alineadas y simplificadas fue valorado en condición crítica, lo cual implica una consideración estratégica inmediata (estrategia 9, Tabla 6). Al respecto, es importante considerar la apreciación experta de uno de

los entrevistados, quién afirmó lo siguiente respecto a las políticas de restauración: *“los instrumentos están, pero la voluntad es discutible”*.

Dentro de los factores de éxito contemplados dentro de las condiciones de actuación o factibilidad, el correspondiente a la tenencia de tierras involucra una de las situaciones más complejas de resolver, que corresponde al hecho de que una superficie importante que requiere ser restaurada es propiedad privada, a cargo de empresarios que no tienen intenciones de hacerse cargo de dichas restauraciones. De hecho, el proyecto presentado por el MITERD, que busca abordar este tema, dedica una parte importante de los recursos económicos a adquirir vía expropiación, áreas seleccionadas para ser intervenidas. Estas expropiaciones son una evidencia sustancial¹⁴ de que el problema de la tendencia de tierras tiene repercusiones financieras importantes para la restauración.

El análisis de las condiciones sociales, en relación con el factor de éxito relativo a entender que la población local está facultada para tomar decisiones sobre restauración, recibió una valoración intermedia (estrategia 10, Tabla 6), principalmente por estimarse que estas participaciones se han focalizado demasiado a través de organizaciones.

De acuerdo con los expertos, la claridad en la definición de los roles y el factor relativo a si las responsabilidades para la restauración están bien definidas dentro de las instituciones involucradas, recibieron una valoración de una condición intermedia, principalmente porque la coordinación entre instituciones depende de las relaciones entre el gobierno central y el gobierno autonómico, cuestión en la que influye

¹⁴ Estimadas en 2.000.457,15 €, que corresponde a un 2,7% del presupuesto global informado en la propuesta de Proyecto de remediación ambiental de residuos mineros y emplazamientos afectados por la minería en los TT. MM. de Cartagena - La Unión.

que exista o no coincidencia de partidos y convergencia programática entre tales gobiernos central y autonómico. Se estima que los aspectos asociados a la restauración deberían ser abordados como políticas de Estado, debido a las múltiples implicancias sociales, ambientales y legales que se encuentran vinculadas (estrategia 11, Tabla 6).

Al analizar el último aspecto asociado a las condiciones institucionales, se percibe escasa coordinación entre actores con responsabilidad administrativa, valorándose en condición crítica (estrategia 12, Tabla 6). A este respecto, una de las respuestas obtenidas reflejaba la profundidad del diagnóstico, a través de la siguiente afirmación: *"Ya he denunciado esta razón porque no hay coordinaciones. Se vulneran permanentemente las leyes vigentes, en vez de coordinar"*.

Respecto a los factores críticos para la implementación, de las iniciativas de restauración, se verificó que, en el ítem del liderazgo, al valorar si existe un compromiso político sostenido, se estimó en una condición intermedia, principalmente porque no se puede evidenciar, tanto en las acciones directas, como en los resultados (estrategia 13, Tabla 6). Uno de los expertos, respecto a este punto, realizó la siguiente afirmación: *"existe una declaración de intenciones desde el 1995, pero no se ejecuta"¹⁵. Todo se asocia a hitos políticos y elecciones. Los momentos políticos activan y desactivan iniciativas"*.

En la característica de conocimiento, el factor de éxito "know-how" y el factor de si este es transferido a los usuarios, la valoración fue crítica, principalmente porque los resultados evidencian deficiencias y su enfoque está alejado de los objetivos de restauración ambiental deseable. Uno de los expertos entrevistados manifestó, a propósito de

¹⁵ Mención vinculada a la Ley 1/1995, de protección del Medio Ambiente de la Región de Murcia, que buscaba establecer un sistema de normas adicionales de protección del medio ambiente en la Región de Murcia.

este enfoque, que: *"las transferencias de conocimiento son ajenas a la restauración, con una visión productivista, en el mejor de los casos, direccionada a la agricultura ecológica y sin un enfoque más amplio que eso"*. Respecto a la forma de abordarlo (estrategia 14, Tabla 6), es fundamental acometer acciones directas para resolver los problemas detectados, desde la perspectiva de la restauración y no hacerlo en base a otros criterios accesorios.

En los aspectos relativos al diseño técnico, los expertos han considerado una valoración intermedia, principalmente por no tener en consideración las condiciones meteorológicas imperantes y aquellas vinculadas al cambio climático (estrategia 15, Tabla 6). De acuerdo con la experiencia de algunos de los entrevistados, lo más frecuente de aplicar es una simple revegetación, sin profundizar en los aspectos que garanticen duración y auto sustentabilidad.

En cuanto al factor de si la restauración limita la fuga de iniciativas a otras zonas, se estimó con valoración crítica, toda vez que actualmente la productividad del territorio tiene rendimiento nulo o muy bajo (estrategia 16, Tabla 6), de forma que los habitantes de la zona con capacidades financieras para desarrollar actividades productivas, las pueden ejecutar en zonas diferentes, generando presiones ambientales en sectores probablemente ya sobreexplotados. De hecho, algunos expertos plantearon que el uso alternativo más probable en la zona de estudio, a pesar del tiempo y los daños, seguirá siendo la minería.

El análisis de los factores claves del éxito vinculados a la financiación e incentivos se perciben en condición crítica. Al analizar si los incentivos positivos para restaurar superan los incentivos negativos, se estimó que existe una brecha profunda relacionada en la focalización de los incentivos de una forma clara y consistente (estrategia 17, Tabla 6). En relación con la accesibilidad a los recursos, se estimó que este acceso a

incentivos es extremadamente complejo y es además insuficiente, considerando la magnitud de los problemas ambientales que deben ser abordados (estrategia 18, Tabla 6).

Finalmente, el análisis del factor clave del éxito asociado al monitoreo y evaluación de actuaciones, se percibe en condición crítica (estrategia 19, Tabla 6). La comunicación de éxitos tempranos, factor conectado con el anterior, está valorada en una condición intermedia (estrategia 20, Tabla 6).

Tabla 6. Planteamiento de estrategias de base para la corrección de brechas.

Estrategia	Definición estratégica
(1)	Desconectar las actuaciones de restauración de la política partidista y aumentar la comunicación, en todos los medios posibles, sobre los beneficios de implementar acciones, enfatizando su impacto potencial en la salud y bienestar de la población. Desarrollar un plan de medios.
(2)	Estudiar los métodos más apropiados para hacer cumplir las leyes aplicables y revisar aquellos resquicios que permiten la no resolución del estado actual de la cuestión. Buscar los mecanismos para aplicar la legislación o identificar las razones que propician su inaplicabilidad. Aplicar la ley o reenfocar su aplicabilidad, en torno a una mesa social de fomento y restauración.
(3)	Incrementar los esfuerzos para comprender la legislación aplicable en restauración ambiental e incrementar los esfuerzos en propiciar que estas leyes se cumplan, ya sean estas autonómicas, nacionales o de carácter europeo.
(4)	La existencia de filtros ambientales asociados a suelos contaminados establece circunstancias desafiantes. La estrategia más conveniente es explorar herramientas que permitan caracterizar los sustratos y estudiar la viabilidad de la restauración, en conjunto con analizar fuentes de propágulos en las áreas circundantes y a partir de esta información, establecer especies vegetales y sitios apropiados para restauraciones.
(5)	El diagnóstico sugiere que existe un área significativa con presencia de especies altamente colonizadoras, de manera espontánea, que tienen el carácter de invasoras; por lo tanto, la estrategia más adecuada es la promoción de especies autóctonas en las restauraciones.
(6)	Entendiendo que el territorio ha estado en permanente depreciación, producto de la contaminación imperante, esta estrategia se centra en poner en marcha una mesa social de fomento a la restauración (ídem a 2).
(7)	Reconstruir un entorno de habitabilidad, que permita desarrollar actividades con potencial productivo. Para ello es fundamental descontaminar y eliminar las fuentes latentes de elementos potencialmente tóxicos, para promover modelos de producción adecuados a las condiciones territoriales. Deseable sería que esta estratégica, al ser de carácter económico, pudiera incorporarse a la

Estrategia	Definición estratégica
	mesa social de fomento y restauración (siguiendo la recomendación de los puntos 2 y 6).
(8)	Si los sitios que deben ser restaurados pertenecen a empresas o particulares que de forma subsidiaria deberían abordar la restauración de esos suelos, debería resolverse el estatus de esos suelos y calificarlos de manera adecuada, para que cada propietario se haga responsable de resolver la contaminación presente en sus tierras. Se podría también poner en marcha un subsidio estándar, que fuera concursable, porque no es aceptable que la totalidad del gasto de restauración sea a cuenta de los impuestos generales, más aún si su origen está en actividades económicas privadas.
(9)	Se sugiere realizar una evaluación que permita valorar diferentes propuestas de restauración y sus resultados comparativos, para establecer algún parámetro de coste – efectividad (temas abordados en los capítulos sucesivos de este documento). Adicionalmente se sugiere una campaña de comunicación de los valores estratégicos asociados a la restauración (alineado con la estrategia 1 de plan de medios).
(10)	Debido a las múltiples fuentes de conflictos territoriales, es necesario abrir los espacios de participación y democratizar de forma importante las instancias de acuerdo, fortaleciendo y diversificando las representaciones territoriales. Es fundamental favorecer la emergencia de nuevos liderazgos y de organizaciones con financiamientos basales, sin comprometer su autonomía (es deseable su articulación con la mesa social de fomento y restauración, al igual que en las estrategias 2, 6 y 7).
(11)	Establecer criterios vinculantes respecto a una consideración estratégica y de carácter de Estado, de los temas que tengan asociados conflictos socioambientales, principalmente cuando estos tengan evidencias concretas de afecciones a la salud de las personas y todos los seres vivos, clarificando los roles y las responsabilidades administrativas y legales.
(12)	Dado el diagnóstico de descoordinación entre actores territoriales clave es fundamental fortalecer la colaboración y la interacción entre agentes institucionales. Esta capa de participación debería conectarse con la mesa social de fomento y restauración, aun cuando inicialmente se requiere un proceso claro de coordinación interinstitucional o una delegación explícita de ese rol a una institución específica, que articule el proceso.
(13)	En función de las evidencias actuales, que se verifican en el terreno, respecto a la presencia de pasivos ambientales mineros (PAM) se constata que las acciones políticas no han estado a la altura de los desafíos del territorio y se requiere un fortalecimiento de su gestión, principalmente para hacer cumplir las normativas y fortalecer las herramientas de fiscalización.
(14)	Promover la articulación de expertos y promotores de la restauración ecológica, incorporando los mejores criterios de implementación y seguimiento de resultados, para que puedan ser transferidos y aprovechados por la comunidad en su conjunto. Este conocimiento debe estar articulado con la mesa social de fomento y restauración, porque disponer de conocimiento actualizado y pertinente es fundamental para la toma de decisiones informadas (se acopla a las estrategias 2, 6, 7 y 10).
(15)	Desarrollar investigaciones avanzadas que persigan acoplar las condiciones de degradación ambiental con las mejores opciones

Estrategia	Definición estratégica
	posibles de intervención, considerando factores abordables y de menor costeo de implementación, con foco específico en el cambio climático.
(16)	En función de la condición crítica vinculada a este factor clave del éxito, la estrategia sería la puesta en marcha de una mesa social de fomento y restauración (ídem a 2, 6, 7, 10 y 14).
(17)	En la misma lógica de la constitución de una mesa social de fomento y restauración, se considera importante establecer los incentivos adecuados para que puedan ser aplicados a través de políticas institucionalizadas (ídem a 2, 6, 7, 10, 14 y 16).
(18)	Definir montos y criterios de acceso a subsidios u otras herramientas administrativas. Se debe acoplar a políticas sostenidas de fomento de la restauración. Se sugiere asociar esta estrategia a la constitución de una mesa social de fomento y restauración (ídem a 2, 6, 7, 10, 14, 16 y 17).
(19)	Se debe implementar un enfoque de evaluación que permita establecer el grado de éxito de las actuaciones y su replicabilidad (se sugiere acoplar esta estrategia con las estrategias 1 y 9).
(20)	Establecer los objetivos estratégicos relacionados con la información que se requiere comunicar y elaborar en coherencia con tales objetivos un plan de medios (esta estrategia es clave a en lo comunicacional, por lo que también se debería acoplar a las recomendaciones de las estrategias 1, 9 y 19).

3.2.1. Definición de ejes estratégicos

En un escenario optimista, y considerando que las estrategias definidas en la Tabla 6 se pueden articular de forma coordinada, un modelo de gestión idóneo, al menos debería considerar los ejes conceptuales recurrentes siguientes: a) la creación de una mesa social de fomento y restauración, b) un eje que permita el fortalecimiento de la participación y coordinación territorial, c) un eje específico que promueva la restauración ecológica y el valor de la ciencia, como estrategia de resolución de los conflictos, d) una consolidación de procesos para evaluar la transferencia de información y lograr una comunicación estratégica de las acciones acometidas y e) un modelo que permita asegurar el cumplimiento y revisar las normativas aplicables, con sentido precautorio.

Se estima que el conjunto de acciones asociadas a los ejes a), b) y e) deben tener comunicación directa, dado que son estrategias que pueden tener incidencias relevantes en el funcionamiento y coordinación de la mesa social de fomento y restauración (Figura 5).

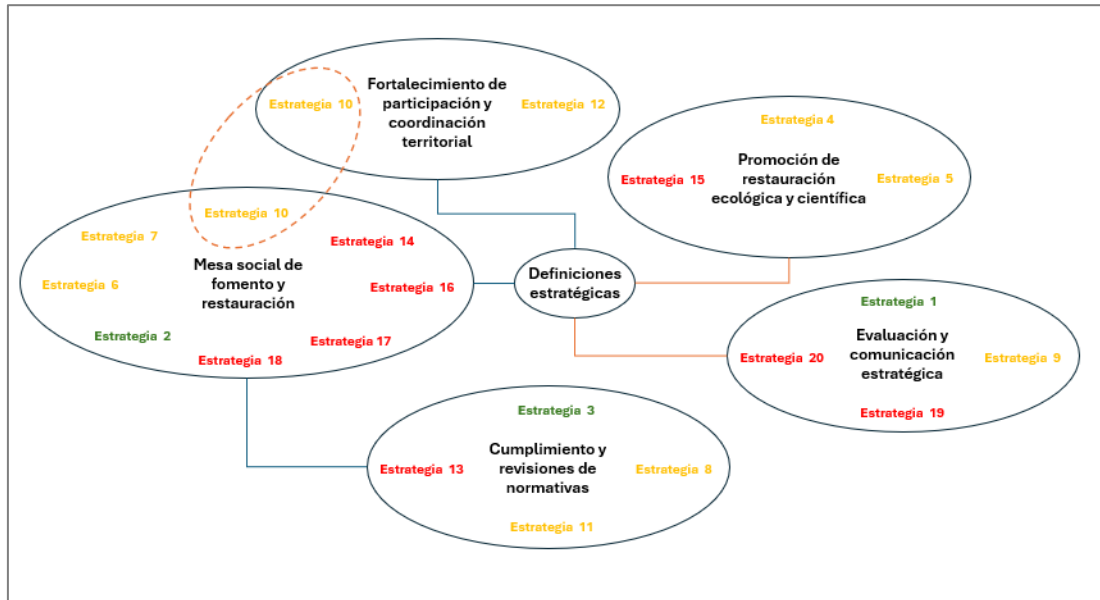


Figura 5. Propuesta de articulación de las 20 estrategias planteadas, agrupadas en un conjunto de ejes estratégicos. Fuente: elaboración propia en base a las brechas detectadas.

3.3. Comparación de las estrategias propuestas con el proyecto actual de restauración hidrológico-forestal

Al contrastar la información de las estrategias propuestas respecto a la información oficial asociada a los procesos restaurativos en la zona de estudio se observaron los siguientes elementos relevantes.

3.3.1. Criterios de motivación

Al interpretar los resultados promedio de los entrevistados respecto a los 8 criterios de motivación y, llevándolo a un análisis más exhaustivo de los proyectos presentados por el MITERD, se constata que la percepción de los beneficios económicos, sociales y ambientales para los entrevistados, son evidentes, más aún si se considera el largo período temporal en el que el territorio viene sufriendo los daños (Tabla 7).

Respecto a la característica “conciencia”, la situación actual, más condicionada por los aspectos políticos que por los técnicos, influye en las acciones que se puedan proponer y realizar. El análisis de la estrategia (1) (Tabla 7), respecto a la articulación interinstitucional, se observa que las actuaciones de restauración previstas, al situarse en el Marco de Actuaciones Prioritarias para la Recuperación del Mar Menor, se limitan esencialmente a las cuencas vertientes al Mar Menor, en respuesta al diagnóstico de que “en las cuencas mineras de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión, en los términos municipales de Cartagena y La Unión, existen instalaciones abandonadas y suelos contaminados que provocan arrastres de metales pesados hacia el Mar Menor” (MITERD, 2023). Las actividades de comunicación de las acciones y sus alcances han sido informadas de manera focalizada en cada uno de los territorios seleccionados para ser intervenidos y se han verificado tensiones entre las administraciones autonómica y central.

Respecto a si se identifican oportunidades de restauración (2) (Tabla 7), el plan de restauración plantea opciones diversas de intervenciones, con enfoques basados en la naturaleza, pero para el caso concreto de las balsas mineras, más bien es una respuesta a un problema histórico que incide directamente en la laguna del Mar Menor, que a una gestión de planificación específica relacionada con la contaminación minera.

Al ser este proceso una respuesta a un evento crítico de deterioro de las condiciones socioambientales del Mar Menor no cabe duda de que es una oportunidad de crisis que está siendo aprovechada, lo que puede entenderse como un factor que fortalece el proceso que se ha desencadenado.

El análisis respecto a los aspectos legales (3) (Tabla 7) y su papel en la motivación o facilitación de procesos de restauración, dado que el plan de restauración forma parte de una respuesta frente a la degradación

del entorno del Mar Menor, se entiende que no es una respuesta a una ley de restauración específica, sino más bien una respuesta coyuntural a un proceso de deterioro ambiental complejo.

Finalmente, en relación con la exigibilidad de mecanismos de restauración (4) (Tabla 7), este caso específico, más que cumplir con procesos asociados a la restauración propiamente dicha debe cumplir con la normativa sobre evaluación de impacto ambiental. No responde a una exigencia de restauración, sino que más bien se debe ajustar a los requerimientos legales de cualquier proyecto a realizar en el territorio de acuerdo con las normativas estatal y autonómica.

Tabla 7. Análisis de estrategias asociadas a brechas detectadas en relación con el proyecto de restauración actual.

Estrategia	Propuesta	Análisis
(1)	Promover una articulación interinstitucional que garantice la independencia de las acciones de restauración respecto de la política partidista. Diseñar y ejecutar un plan de medios estratégico enfocado en comunicar los beneficios en salud y bienestar derivados de las acciones de restauración.	El proyecto de restauración forma parte del Plan de "Marco de Actuaciones Prioritarias para Recuperar el Mar Menor" (MAPMM), en su línea 2.- <i>Restauración y mejora ambiental en el ámbito de la cuenca del Mar Menor. Soluciones basadas en la naturaleza, para abordar e intervenir en las causas principales que han generado y motivado el estado de eutrofización y la crisis ecosistémica que padece el Mar Menor.</i> , En su punto 2.3.- puntualiza las actuaciones de restauración de emplazamientos mineros peligrosos abandonados y restauración de zonas afectadas por la minería en la zona de influencia del Mar Menor. Este proceso ha sido promovido desde el gobierno central y su estrategia comunicacional ha sido intensa y preocupada por lograr transmitir el alcance y las limitaciones relacionadas con el marco de actuación e integrando a los ministerios con pertinencia en todas las acciones (MITERD, 2023, p 7).
(2)	Estudiar los métodos más efectivos para garantizar el cumplimiento de las leyes relacionadas con restauración ambiental, identificando y resolviendo resquicios legales. Reenfocar la aplicabilidad	La propuesta incorpora toda la normativa aplicable, contemplando la legislación vigente y, por cierto, aquellos ámbitos relacionados con las normas ambientales que deben ser incorporadas en este tipo de estudios (MITERD, 2023 p 9).

Estrategia	Propuesta	Análisis
	de la legislación a través de una mesa social de fomento y restauración que propicie consensos y facilite su implementación.	
(3)	Incrementar los esfuerzos para difundir y garantizar la comprensión de la legislación aplicable en restauración ambiental, reforzando las medidas para su cumplimiento a nivel autonómico, nacional y europeo.	Dado que esta propuesta de restauración debe cumplir con la normativa de evaluación ambiental, se alinea en esos términos (MITERD, 2023, p 9 y Anejo 4. Legislación).
(4)	Desarrollar herramientas para caracterizar los sustratos contaminados y analizar fuentes de propágulos en áreas circundantes, definiendo estrategias específicas para seleccionar los filtros ambientales, especies vegetales y sitios óptimos para restauraciones.	De acuerdo con el informe del proyecto, se incorporan alternativas referentes a la restauración de las propiedades edáficas del suelo, a la remodelación topográfica y corrección hidrológica, para la restauración del paisaje forestal y su integración paisajística, además de incorporarse obras auxiliares y complementarias (MITERD, 2023, p 32).
(5)	Promover el uso de especies autóctonas en las restauraciones, implementando medidas para el control de especies invasoras, basadas en un diagnóstico previo que evalúe las condiciones específicas de cada área.	En el Anejo 1, ficha resumen del proyecto en la tabla 4.3, página 5 se indican 37 especies, entre arbustivas, herbáceas y arbóreas (MITERD, 2023, Anejo 1, p 5 - 6), destinadas a ser utilizadas en las diversas actuaciones proyectadas.
(6)	Implementar un enfoque territorial que integre la planificación de fomento a la restauración, articulando acciones a través de la mesa social de fomento para garantizar una coordinación efectiva.	El proyecto forma parte del Plan de “Marco de Actuaciones Prioritarias para Recuperar el Mar Menor” (MAPMM), en el contexto específico de la contaminación provocada por la minería, lo cual implica fraccionamiento territorial, dividida en 6 zonas priorizadas, con un área total a intervenir de 421,03 ha. (MITERD, Anejo 1 p 3), si se incluyen las áreas contempladas de restauración pasiva.
(7)	Promover la descontaminación y eliminación de fuentes de elementos tóxicos, estableciendo tipos de producción compatibles con las condiciones territoriales, en coordinación con la mesa	Las actuaciones serán focalizadas, atendiendo a las condiciones locales de actuación, al haber sido caracterizadas de manera independiente (MITERD, 2023, Anejo 2. Antecedentes, Anejo 3, Cartografía y Topografía).

Estrategia	Propuesta	Análisis
	social de fomento y restauración.	
(8)	Establecer criterios de financiamiento para la restauración, priorizando la responsabilidad subsidiaria de empresas o particulares. Diseñar subsidios concursables para complementar la inversión, reduciendo la carga al gasto público.	En el Anejo 15 (MITERD, 2023) se establecen los criterios aplicados a la definición y aplicación correcta de precios relacionados con el proyecto y se precisan las áreas y metodologías propuestas para la restauración hidrológico – forestal de las cuencas vertientes al Mar Menor, ubicadas en la Sierra Minera, TM de Cartagena, sin embargo, no se cruza con la responsabilidad empresarial ni tampoco con fondos de carácter concursable.
(9)	Implementar una evaluación exhaustiva de coste-efectividad para valorar propuestas de restauración, complementada con una campaña de comunicación estratégica que difunda los valores y beneficios asociados a estas acciones.	El análisis de coste efectividad puede obtenerse una vez ejecutadas las acciones de restauración. El proyecto detalla los elementos asociados a la vigilancia ambiental y de correcciones de impactos (MITERD, Anejo 16. Justificación de precios, p 42). En general, los valores unitarios por actividad son detallados.
(10)	Abrir espacios de participación inclusivos que favorezcan la emergencia de nuevos liderazgos y organizaciones territoriales con financiamientos basales, asegurando su autonomía y articulación con la mesa de fomento y restauración.	Este proyecto analizado no promueve la aparición de este tipo de liderazgos.
(11)	Definir criterios vinculantes que establezcan una consideración estratégica y de carácter de Estado para conflictos socioambientales, clarificando roles y responsabilidades legales, especialmente ante evidencias de afecciones a la salud.	La propuesta es presentada por iniciativa del gobierno central, a través de una acción concreta del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD).
(12)	Fortalecer la colaboración entre agentes institucionales mediante procesos claros de coordinación y, en su caso, delegar la articulación en una	Dentro del proyecto, y como parte integral del estudio de impacto ambiental, se incorpora el Anejo 12, que contempla la coordinación interinstitucional con otros organismos (MITERD, 2023), para atenuar los posibles efectos sobre servicios afectados en el ámbito de las actuaciones.

Estrategia	Propuesta	Análisis
	institución específica que conecte las acciones con la mesa de fomento y restauración.	En general, no es fortalecimiento sino más bien coordinación obligada para ejecución.
(13)	Fortalecer la gestión interinstitucional para abordar los pasivos ambientales mineros, enfocándose en el cumplimiento de normativas vigentes, la mejora de las herramientas de fiscalización y la implementación de acciones políticas acordes a los desafíos del territorio.	Se aplica el mismo enfoque del apartado anterior, en el sentido de que las coordinaciones están descritas y son requeridas para minimizar los efectos de la implementación y puesta en marcha de las actuaciones (MITERD, 2023, Anexo 12), pero no es una política específica de fortalecimiento interinstitucional, sino más bien un requerimiento normativo.
(14)	Promover la articulación de expertos y promotores de la restauración ecológica, asegurando la incorporación de criterios de implementación y seguimiento de resultados. Facilitar la transferencia de este conocimiento a la comunidad mediante su integración con la mesa social de fomento y restauración.	La propuesta fue elaborada por el equipo de ingeniería de <i>la mercantil</i> Tragsatec, liderados por un ingeniero de montes y un ingeniero técnico agrícola, bajo la dirección del jefe de servicios de la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación, con el soporte del Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Se entiende que los aspectos técnicos fueron discutidos con múltiples expertos para la planificación y la preparación de los aspectos técnicos.
(15)	Fomentar el desarrollo de investigaciones avanzadas que relacionen las condiciones de degradación ambiental con opciones de intervención viables, priorizando parámetros de bajo coste y un enfoque específico en los impactos del cambio climático.	El proyecto, en su fase inicial, utilizó informaciones generadas por diferentes fuentes, tendentes a precisar el ámbito de actuación más adecuado y, además, aplicar los criterios técnicos más coherentes con la realidad diagnosticada.
(16)	Diseñar mecanismos dentro de la mesa de fomento y restauración que disminuyan las fugas de iniciativas a otros territorios, priorizando la retención de proyectos mediante incentivos locales y coordinación interinstitucional.	Dada la focalización de este proyecto, no es esperable que esta perspectiva de análisis pueda ser aplicable, principalmente porque el uso alternativo de los recursos en otros territorios no es factible y además porque el enfoque territorial contempla un área más amplia que la referencia a las seis zonas priorizadas para ser intervenidas, lo cual excluye zonas de la Sierra Minera que son vertientes al Mar Mediterráneo.
(17)	Establecer incentivos adecuados, diseñados en	El incentivo fundamental asociado al proyecto analizado está en referencia a la

Estrategia	Propuesta	Análisis
	el marco de la mesa de fomento y restauración, para ser implementados mediante políticas institucionalizadas que aseguren su eficacia y sostenibilidad.	recuperación del estado ambiental del Mar Menor y todos los esfuerzos han sido articulados en esa dirección, enmarcado en la medida 2.3.- actuaciones de restauración de emplazamientos mineros peligrosos abandonados y restauración de zonas afectadas por la minería en la zona de influencia del Mar Menor (MITERD, 2023, p 7 - 11).
(18)	Definir montos y criterios de acceso a subsidios, alineados con políticas sostenidas de fomento a la restauración, y coordinarlos a través de la mesa social de fomento para asegurar su sostenibilidad y equidad.	En un proceso paralelo a la presentación del proyecto de restauración de las zonas a intervenir y en el contexto general del Plan de Actuaciones para Recuperar el Mar Menor, se han planteado baterías de incentivos disponibles para proyectos que requieran ser validados a escala de territorio, para promover nuevas iniciativas enfocadas en la naturaleza. En este paquete de ayudas no hay contempladas acciones relacionadas con la minería y solo se abordan iniciativas de carácter agropecuario (ayudas de la Fundación Biodiversidad para la restauración y mejora ambiental en el ámbito agrícola, para contribuir a la recuperación de la funcionalidad ecológica del Mar Menor ¹⁶).
(19)	Diseñar e implementar indicadores específicos para evaluar el grado de éxito de las actuaciones y su replicabilidad, alineándolos con los enfoques de coste-efectividad y comunicación estratégica planteados en las estrategias 1 y 9.	Se han planteado indicadores de seguimiento y de mitigación, pero en la lógica de los estudios de impacto ambiental, no bajo los criterios necesarios para establecer intervenciones de restauración bien planificadas y ejecutadas.
(20)	Definir objetivos de comunicación, integrándolos en un plan de medios articulado con las estrategias de coste-	Atendiendo a la declaración de Bien de interés cultural y su categoría de Sitio Histórico a la Sierra Minera de Cartagena y La Unión ¹⁷ , y la relevancia de la recuperación de las condiciones de habitabilidad de las zonas a intervenir, se

¹⁶ https://fundacion-biodiversidad.es/otras_convocatorias/convocatoria-de-ayudas-para-la-mejora-ambiental-del-mar-menor/

¹⁷ "Las zonas delimitadas como Bien de Interés Cultural, con categoría de Sitio Histórico, comprenden e incluyen las parcelas, bienes muebles e inmuebles, y elementos definitorios de los conjuntos, tanto públicos como privados" (MITERD, 2023, p 23), Decreto n.º 280/2015, de 7 de octubre, del Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por el que se declara bien de interés cultural, con categoría de sitio histórico, la Sierra Minera de Cartagena y La Unión (Murcia). BORM Número 235, sábado, 10 de octubre de 2015 Página 35041.

Estrategia	Propuesta	Análisis
	efectividad y evaluación de resultados planteadas en las estrategias 1, 9 y 19.	requiere un plan de comunicación de resultados potente y adecuado a la dimensión de los resultados esperados y a los obtenidos.

3.3.2. Criterios asociados a condiciones de actuación o factibilidad

De los 13 criterios revisados respecto de la factibilidad de implementación real de acciones de restauración en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, se valora positivamente la presencia de material vegetal que permitiría propagaciones de especies de valor ecológico. A ello se suma la existencia de normativas de protección y también el respeto de estas, por parte de los habitantes del territorio, entendida esta última como una condición sociopolítica. Desde la perspectiva social, también se valoraba de manera favorable que las intervenciones de restauración tendrían beneficios directos para la población, ya sea a través de la recuperación de condiciones de habitabilidad, como también porque favorecería la apertura de iniciativas de desarrollo, vinculados a una condición ambiental más adecuada (Tabla 7).

Respecto a la condición ecológica, tanto el suelo como la presencia de plantas invasoras propician una condición que no es óptima, según apreciación de los entrevistados (Tabla 7), estableciendo desafíos importantes a la restauración por la condición de partida de los suelos que están altamente contaminados.

En relación con posibles condiciones de mercado, el proyecto no contempla en su redacción basal dar valor agregado a los territorios, sino que, inicialmente, para las seis zonas seleccionadas, busca mejorar sus condiciones, en términos de reducir los contaminantes que potencialmente pudieran ser exportados en el futuro (Tabla 7).

Respecto a propiciar condiciones para la creación de cadenas de valor para esos territorios, los expertos las califican de manera pesimista,

por la situación actual y las proyecciones de corto y mediano plazo, más aún si se considera que las actuaciones que contemplan los proyectos de restauración previstos son focalizadas y fraccionadas (Tabla 7).

Al evidenciar las condiciones sociales y la factibilidad real de que la población local pueda tomar decisiones, bajo el criterio del empoderamiento (Tabla 7), se revela que sigue delegada a organizaciones más estructuradas, que representan a la población en procesos deliberativos. Las observaciones a los proyectos son canalizadas a través de instituciones formales del tipo fundaciones o asociaciones de vecinos, que funcionan y operan, pero sin representar necesariamente las apreciaciones de otros sectores y componentes poblacionales.

Por último, el análisis de las condiciones institucionales, entendiendo el modelo de Administración Pública en España, establece desafíos importantes en materia de coordinación y que la misma se mantenga ajena a la coyuntura político partidista. Se trata de un reto importante porque los problemas que requieren restauraciones ambientales cruzan períodos políticos amplios, que requieren enfoques de Estado. En el caso de este proyecto, es una iniciativa del gobierno central (Tabla 7) que requiere coordinaciones importantes con el gobierno autonómico de la Región de Murcia, pero donde las fricciones de carácter político generan situaciones de desconexión que redundan en retrasos e indefiniciones que perjudican al proyecto y a las poblaciones afectadas. En la redacción del proyecto de restauración se establecen aquellas coordinaciones obligatorias para que este proceso administrativo ambiental pueda ser aprobado (Tabla 7), lo cual no es garantía de que las instituciones implicadas logren acoplar sus gestiones en el territorio.

3.3.3. Criterios asociados a la implementación

De los 10 criterios analizados por los expertos respecto a la factibilidad real de implementación y considerando el análisis pormenorizado del

proyecto de restauración presentado, la valoración más optimista se observa en el ámbito del liderazgo y del conocimiento respecto a restauración (Tabla 7). Para el caso del proyecto analizado, se percibe que el conocimiento de los proponentes es suficiente para los objetivos planteados.

En relación con las brechas, y en particular en la dimensión asociada al liderazgo, se observa que el compromiso de largo plazo con los procesos de restauración (14) (Tabla 7), relacionados con la contaminación de la minería no han sido consistentes en el tiempo y más bien se entiende esta opción presentada como una coyuntura en el contexto de la implementación de medidas para resolver la crisis del Mar Menor. Esta situación ha sido descrita en otros procesos de restauración regional, como, por ejemplo, el caso de la Bahía de Portmán, donde se observa que ese compromiso de largo plazo es insuficiente para conseguir los objetivos buscados de restaurar las condiciones mínimas de habitabilidad del sitio dañado (Banos-González *et al.* 2017; Pérez-Sirvent *et al.* 2018; Cerdà-Domènech *et al.* 2020; Perni y Martínez-Paz, 2023). En general, el análisis sugiere que se requiere fortalecer la coordinación interinstitucional (Estrategia 14, Tabla 6).

En relación con el conocimiento, se estableció que la transferencia de conocimientos es deficiente (Tabla 7). Respecto a esto, el proyecto de restauración evaluado está en manos de expertos de la empresa proponente y con la orientación directa del MITERD, lo cual ha permitido que, al menos la transferencia de información preliminar a las poblaciones afectadas haya sido difundida de forma cercana y adecuada a los alcances del mismo proyecto (Tabla 7).

En términos del diseño técnico, la brecha más concreta se dio respecto a la evaluación de los expertos sobre el diseño y su acoplamiento a las condiciones locales, con particular énfasis en la

desconexión entre los criterios de diseño y los potenciales eventos ligados a cambio climático y a eventos extremos (Tabla 7). Esto se ha solventado en el proyecto atendiendo a las características topográficas y de contaminación y proponiendo las intervenciones y las especies vegetales para revegetar de la forma más conveniente (Tabla 7), pero con deficiencias relevantes en el análisis estructural, no estableciéndose medidas preventivas avanzadas, del tipo refuerzos de taludes o sistemas de drenajes específicos. El estudio, en su anejo 6, detalla los fundamentos de las soluciones parciales adoptadas (MITERD, 2023).

Respecto a la fuga en términos de iniciativas que puedan migrar a otros sectores del territorio, los expertos reflejaron una muy baja valoración (Tabla 7), principalmente porque esta variable es inmanejable, considerando que el uso alternativo de las tierras contaminadas es casi nulo y el desarrollo de actividades productivas, en un territorio con muy baja vocación agraria, está limitado por los niveles de contaminación, lo cual genera incentivos para trasladar esfuerzos productivos a otras zonas en mejores condiciones ambientales. Esta variable, desde el punto de vista de las brechas a resolver (Tabla 7), es compleja de abordar, primero, por la fragmentación de las restauraciones planteadas y, en segundo término, porque requiere un catastro más acabado respecto a actividades económicas relevantes que aún se mantienen vigentes en el territorio o que tienen potencial de desarrollo.

En términos de la financiación de acuerdo con el análisis de los expertos no está tan claro que los aspectos positivos superen a los negativos, básicamente porque la mayor parte de las superficies a restaurar se encuentran en terrenos privados, que manifiestamente no han realizado acciones para recuperar las condiciones socioambientales de tales zonas (Tabla 7). Todos los esfuerzos están asociados a la

recuperación del estado ambiental del Mar Menor y han sido articulados para cumplir con la medida 2.3. (MITERD, 2023) de actuaciones de restauración de emplazamientos mineros peligrosos abandonados y restauración de zonas afectadas por la minería en la zona de influencia del Mar Menor (Tabla 7).

Sobre el acceso a los recursos financieros (Tabla 7), se estima que es una brecha difícil de resolver y que la contingencia de cumplir con la medida 2.3 del Marco de Actuaciones Prioritarias ha propiciado una ventana de financiación que, aunque entendida como necesaria, no está garantizada en el largo plazo, porque según se establece en el Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia, este será financiado por una batería de instrumentos comunitarios agrupados en los fondos Next Generation UE, cuyo horizonte de ejecución es el año 2026¹⁸.

Sobre las herramientas de monitoreo, evaluadas con valoración deficiente por los expertos (Tabla 7), se entiende que aunque los indicadores son adecuados al objetivo del proyecto, no alcanzan estándares suficientes para conseguir un nivel avanzado que garantice resultados vinculados a la restauración que se puedan considerar precautorios de problemas futuros (Tabla 7), y que tengan una conexión más profunda con la forma de comunicar los resultados a la comunidad (Tabla 7), más aún si se tiene en consideración las condiciones de fragilidad de la población expuesta a estos niveles de contaminación latente. Además, la valoración de sentimiento profundo y de arraigo histórico de las actividades mineras, se debe manejar de forma adecuada, considerando las expectativas generadas y el impacto potencial positivo que puede desencadenar una intervención bien ejecutada y valorada, para la ciudadanía en su conjunto.

¹⁸ https://www.lamoncloa.gob.es/temas/fondos-recuperacion/Documents/160621-Plan_Recuperacion_Transformacion_Resiliencia.pdf

Existen motivaciones fundadas para intervenir, pero tanto los diagnósticos de factibilidad como de implementación muestran la necesidad de ajustes que van más allá de la iniciativa planteada a través de proyecto de restauración hidrológico – forestal de las cuencas vertientes al Mar Menor ubicadas en la Sierra Minera, TM de Cartagena (MITERD, 2023), más aún si se analiza en detalle el alcance de la declaración de impacto ambiental del proyecto Remediación ambiental de residuos mineros y emplazamientos afectados por la minería en Cartagena – La Unión (BOE 291/2023).

3.4. Propuesta base de indicadores, por criticidad

A partir de la información diagnóstica recopilada y teniendo en consideración las diferentes priorizaciones realizadas (Tabla 5), en función de la valoración de los entrevistados para cada tema y por cada factor de éxito analizado y su definición estratégica (Tabla 6) se proponen los siguientes indicadores (Tabla 8), con sus medios de verificación.

Tabla 8. Indicadores base propuestos y sus medios de verificación, por categoría, en función a su nivel de prioridad.

Estrategia	Categoría	Prioridad	Indicador propuesto	Verificador
Estrategia 1	Motivación	Alta	Número de personas u organizaciones cubiertas según segmento objetivo y canal.	Listado de participantes, informes de difusión, métricas digitales.
Estrategia 2	Motivación	Alta	Porcentaje de normativas de buenas prácticas aplicadas en organizaciones objetivo.	Registros de aplicación, auditorías, actas de implementación.
Estrategia 6	Factibilidad	Alta	Hectáreas descontaminadas certificadas bajo estándar.	Informes técnicos certificados, fotografías georreferenciadas, informes de autoridad ambiental.
Estrategia 7	Factibilidad	Alta	Relación costo-beneficio establecida según	Informes económicos, fichas de proyectos,

Estrategia	Categoría	Prioridad	Indicador propuesto	Verificador
			metodología propuesta.	reportes de análisis financiero-social.
Estrategia 9	Factibilidad	Alta	Relación costo-beneficio establecida según metodología propuesta.	Informes económicos, fichas de proyectos, reportes de análisis financiero-social.
Estrategia 10	Factibilidad	Alta	Número de organizaciones involucradas en gestión ambiental territorial.	Convenios firmados, actas de reuniones, registros de proyectos.
Estrategia 14	Implementación	Alta	Número de prácticas exitosas documentadas, validadas y difundidas.	Documentos de sistematización, publicaciones, enlaces a plataformas de difusión.
Estrategia 15	Implementación	Alta	Número de investigaciones aplicadas al territorio objetivo.	Informes finales de investigación, publicaciones, base de datos de proyectos.
Estrategia 19	Implementación	Alta	Porcentaje de iniciativas replicadas, respecto del total de exitosas.	Listado de iniciativas replicadas, convenios de réplica, informes de seguimiento.
Estrategia 4	Factibilidad	Media	Porcentaje de superficie restaurada con especies endémicas, sobre el total.	Informes técnicos, registros fotográficos georreferenciados, validación por autoridad ambiental.
Estrategia 8	Factibilidad	Media	Porcentaje de proyectos financiados, respecto a los postulados.	Bases de datos de postulaciones, certificados de adjudicación.
Estrategia 11	Factibilidad	Media	Porcentaje de conflictos socioambientales resueltos formalmente.	Actas de resolución, documentos de mediación, fallos administrativos
Estrategia 17	Implementación	Media	Número y monto total de incentivos económicos otorgados.	Resoluciones de entrega, comprobantes de pago, informes de gestión financiera.
Estrategia 18	Implementación	Media	Porcentaje de subsidios otorgados	Listado de subsidios, resoluciones de

Estrategia	Categoría	Prioridad	Indicador propuesto	Verificador
			respecto a los solicitados.	adjudicación, actas de comité.
Estrategia 3	Motivación	Baja	Número de fallos judiciales ambientales relativos a política pública.	Sentencias judiciales, base de datos de causas ambientales.
Estrategia 5	Factibilidad	Baja	Hectáreas descontaminadas certificadas bajo estándar.	Informes técnicos certificados, fotografías georreferenciadas, informes de autoridad ambiental.
Estrategia 12	Factibilidad	Baja	Número de instituciones articuladas para proyectos conjuntos.	Convenios de colaboración, actas de articulación, registros de actividades conjuntas.
Estrategia 13	Implementación	Baja	Porcentaje de normativas ambientales aplicadas en PAM vigentes.	Informes de cumplimiento, revisiones municipales, actas de aprobación.
Estrategia 16	Implementación	Baja	Porcentaje de proyectos activos en zona de interés a 2 años.	Informes de seguimiento, actas de funcionamiento, visitas en terreno.
Estrategia 20	Implementación	Baja	Porcentaje de objetivos comunicacionales cumplidos por período acordado.	Plan de comunicación, informes de cumplimiento, métricas digitales y encuestas.

(Fuente: Elaboración propia a partir del diagnóstico realizado).

4. DISCUSIÓN

La contaminación provocada por la minería es un problema de amplia distribución y con características complejas dentro del territorio español (Pérez-Cebada, 2008; 2014, Coumans, 2009; Pérez-Cebada y Guimarães; Uriol *et al.* 2021; Fernández-Caliani *et al.* 2008; 2022; Navas *et al.* 2022), estableciéndose que los daños ambientales provocados por esta actividad y sus efectos son de muy larga duración y con características multidimensionales.

En el caso particular de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión, y en particular aquella que tiene que ver con los efectos de la contaminación minera, incide directamente en las condiciones ambientales de la cuenca vertiente del Mar Menor (UPCT-FSM, 2005; Martínez-Sánchez *et al.* 2017; PRASAM, 2018; Navarro-Cano, 2021; González-Alcaraz *et al.* 2024; VV.AA, 2024) por lo que se establecen requerimientos inmediatos de actuaciones de restauración.

La restauración del medio ambiente es un deber en el ordenamiento jurídico español, recogido explícitamente en el artículo 45 de la Constitución Española de 1978, apoyado en el principio de solidaridad colectiva (Rodríguez de Sancho, 2024). Este marco regulatorio y las derivaciones que emergen de este mandato constitucional, operan como elementos esenciales para legitimar las acciones planificadas y acometidas en el entorno y área de influencia de la laguna del Mar Menor, respecto del Plan de Actuaciones Prioritarias para la Recuperación del Mar Menor, Plan que se encuentra en ejecución.

La realización del diagnóstico permitió vincular el contexto territorial con juicios expertos provenientes de informantes clave, independientemente del perfil específico de cada uno de los entrevistados. Esta diversidad de actores, insertos en distintos roles en dentro del entramado social, aportó enfoques diferenciados, aunque complementarios, que permitieron enriquecer el análisis a través de la incorporación de múltiples dimensiones organizacionales representadas por ellos, en el contexto del territorio estudiado. A pesar de la heterogeneidad de enfoques, se verificaron consensos transversales en torno a una idea central: los actuales efectos de la degradación ambiental son la expresión acumulada de conflictos históricos interrelacionados. Estos han desencadenado crisis de carácter territorial, socioambiental, político administrativo y, sin duda alguna, de salud

pública. Dichas crisis se han perpetuado en amplias zonas de la Sierra Minera y, hasta esta fecha, no han sido atendidas debidamente (Cid y Pedreño-Cánovas, 1998; Banos-González *et al.* 2017; Pérez-Sirvent *et al.* 2018; Cerdà-Domènech *et al.* 2020; Perni y Martínez-Paz, 2023; Levasseur *et al.* 2022; Martínez-Barainca, 2023; González-Alcaraz *et al.* 2024).

Un diagnóstico riguroso y bien estructurado constituye una herramienta fundamental para la orientación de políticas públicas y acciones relevantes y de impacto territorial. Su adecuada planificación y ejecución aumenta la probabilidad de éxito en intervenciones multidimensionales. En el plano económico, puede orientar estrategias que fomenten la diversificación productiva, la reducción de daños ambientales, la generación de bienes forestales y agrícolas comercializables, y el impulso de sectores emergentes como el turismo, la recreación y el desarrollo inmobiliario. En el ámbito social, este tipo de diagnóstico contribuye a mejorar la calidad de vida y la salud de la población, generar empleo, y preservar el patrimonio cultural, reforzando así el sentido de identidad y pertenencia a nivel local, regional y nacional. En el ámbito ambiental, un enfoque diagnóstico robusto permite orientar acciones para la mejora de la calidad del suelo y del agua, la conservación de la biodiversidad y el diseño de estrategias de adaptación y mitigación frente a los procesos asociados al cambio climático. Asimismo, la restauración de paisajes degradados derivada de estos procesos puede respaldar el cumplimiento de compromisos nacionales e internacionales en materia ambiental (Hanson *et al.* 2015).

El análisis integrado de las respuestas aportadas por parte de los entrevistados sugiere que a medida que se avanza en las temáticas abordadas, los porcentajes de cumplimiento de los factores de éxito presentaron una tendencia decreciente de cumplimiento. Al analizar los factores relativos a la motivación, se observó que un 62,5% de los factores

discutidos se encontraban en una condición deseable, desde el punto de vista de la percepción de los entrevistados. Por su parte, al avanzar al análisis de las condiciones de actuación o factibilidad, se observó un descenso, llegando a un 31% de los factores claves de éxito percibidos en condición óptima. Finalmente, al analizar los aspectos relacionados con los factores críticos para la implementación, solo se registró que un 20% de los factores claves de éxitos fueron percibidos en una condición deseable. En síntesis, a medida que se avanzaba en el análisis se observó un incremento sustantivo en las brechas de cumplimiento deseables.

Al estudiar de forma detallada las brechas detectadas, para cada tema tratado en el diagnóstico, a través del análisis profundo de estas percepciones se pueden generar importantes espacios de oportunidad vinculados a los diferentes enfoques abordados. Esta situación permitiría entonces que los análisis y deliberaciones de brechas pudieran ser utilizados como insumos relevantes en la construcción de políticas públicas con pertinencia directa en el territorio asociado a la Sierra Minera de Cartagena – La Unión.

En el ámbito de la motivación las brechas más profundas están asociadas a la conciencia y principalmente a los requisitos legales. Respecto a la dimensión comunicacional del análisis, se estima relevante desconectar los objetivos y necesidades de la restauración de los enfoques político-partidistas, dada la naturaleza del problema socioambiental y la magnitud de los recursos que deben ser dispuestos para estas actuaciones, entendiendo además que las obligaciones de actuación son derivadas de compromisos de orden constitucional (Rodríguez de Sancho, 2024).

Otro aspecto central del análisis de brechas es la necesidad de fomentar tanto la comprensión de los aspectos legales involucrados, como el fortalecimiento de estrategias y métodos que garanticen el

cumplimiento de la legislación vigente, dejando en evidencia las opacidades en aquellos casos donde estas sean visibles. A modo de ejemplo, algunos entrevistados sostuvieron que es frecuente observar que empresas mineras manejan permisos de explotación vigentes, con el único objetivo de especular, simulando actividades industriales, lo cual por un lado les abre la posibilidad de volver a operar en el futuro y adicionalmente les permite no hacerse cargo de la problemática socioambiental.

Esta opacidad administrativa posiblemente pueda tener algún grado de relación con la emergencia de múltiples investigaciones destinadas a detectar potenciales de negocio de la explotación de relaves no tratados, donde las estimaciones permiten proyectar altos rendimientos para algunos elementos de interés, siendo muy importantes aquellos que se encuentran en la categoría de elementos críticos, o de interés estratégico, vinculado con la política europea de transición energética, que está plenamente vigente (Macías, Nieto y Ayora, 2017; Rosario-Beltré *et al.* 2023).

Múltiples investigaciones han dejado en evidencia las condiciones de deterioro ambiental en la Sierra Minera y las complejidades que significan para la recuperación ambiental (García-García, 2004; Belmonte *et al.* 2010; Gonzalez-Fernandez *et al.* 2011; Zorzano *et al.* 2012; Bes *et al.* 2014; Alcolea *et al.* 2015; Martínez-Sánchez *et al.* 2017; Sánchez-Bisquert *et al.* 2017; Arranz-González *et al.* 2019; Fernández-Naranjo *et al.* 2020; Fernández-Antolinos y Martos-Miralles, 2023; Navarro-Cano *et al.* 2024), estableciendo además efectos directos sobre la laguna del Mar Menor (Muñoz-Vera y García, 2016; Alcolea *et al.* 2019; Romero *et al.* 2020; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023; Fernández-Antolinos *et al.* 2024), lo cual implica un desafío relevante al momento de analizar las percepciones respecto a las condiciones habilitantes que permitirían abordar procesos de

restauración ambiental en la Sierra Minera de Cartagena – La Unión. En concreto, respecto a las condiciones ecológicas se valoró en un estado intermedio de lo deseable, y, por tanto, con requerimientos de estrategias de mejora, las vinculadas a la contaminación estricta de los suelos, que opera como filtro ambiental fundamental, así como la presencia de especies exóticas. Ambos factores demandan estrategias específicas, a través de planes de manejo para resolver tales problemas. Por el contrario, se valoró de forma positiva la presencia de zonas protegidas y sitios con potencial de generación de propágulos de especies de valor ecológico (Carrillo-López y Miras-Pérez, 2022; Moya-Pérez, 2023).

En lo relacionado con las condiciones de mercado, la percepción de oportunidades reales de desarrollo económico se valoró negativamente, en concordancia con el estado de degradación del territorio y las escasas actividades económicas que se pueden realizar, sin riesgos de contaminación. Los entrevistados en general coincidieron en que las únicas actividades que tienen potencial de crecimiento serían las empresas inmobiliarias y, eventualmente si las condiciones de mercado lo permiten, un retorno a desarrollar actividades mineras.

Tanto las condiciones políticas, como las asociadas a las condiciones institucionales fueron percibidas con ciertos rasgos de debilidad por los entrevistados. Esto se asocia con la percepción de una incapacidad evidente de los colectivos sociales para incidir efectivamente en los procesos de toma de decisiones en cuestiones que tienen efectos directos sobre el territorio. Más bien, se considera que estas participaciones han estado excesivamente centralizadas en organizaciones, con baja apertura hacia el resto de la comunidad.

Finalmente, respecto a las opciones de implementación, de los diez factores de éxito analizados, solo la existencia de liderazgos locales recibió una valoración óptima. Respecto a estos mismos ámbitos se

valoró de forma deficiente el compromiso político sostenido y la transferencia efectiva de los conocimientos, situaciones que requieren atención.

Tanto en los criterios del diseño técnico de las intervenciones como también en la financiación e incentivos se percibieron brechas importantes y sugieren un análisis en profundidad para formular estrategias dirigidas expresamente a mitigar estas deficiencias.

La propuesta de las veinte estrategias agrupadas en los cinco ejes estratégicos invita a configurar un modelo capaz de nutrirse de diferentes fuentes de información, dirigido al fortalecimiento de la participación y coordinación territorial, articulado a través de una mesa social de fomento y restauración, cuyas orientaciones fundamentales estén ligadas a la promoción de modelos de restauración fuertemente ecológicos, con base científica, donde las bases del quehacer se sustenten en el cumplimiento de las normativas de forma actualizada, esencialidad de tener una evaluación permanente de las acciones y con una comunicación estratégica.

Al analizar de forma simultánea las estrategias generadas a partir de los diagnósticos realizados para cada dimensión y las acciones concretas que se han estado desarrollando en virtud del MAPMM, se estima que la concordancia es parcial y se sugieren indicadores complementarios a los planeados en los proyectos en ejecución, con el objeto de lograr una mayor coherencia en la articulación interinstitucional.

Se percibe por parte de los entrevistados que los beneficios sociales y ambientales de actuar sobre las balsas contaminadas son evidentes, pero que la magnitud del problema no puede ser abordado de forma íntegra con los recursos financieros disponibles. No obstante, el proyecto previsto genera una oportunidad para el establecimiento de una

estrategia de seguimiento que promueva la continuidad de los procesos impulsados en la actualidad por el MITERD a través de la Oficina Técnica del Mar Menor y poniendo en valor herramientas de gestión elaboradas anteriormente, como es el caso específico de las Directrices y Plan de Ordenación Territorial del Litoral de la Región de Murcia (OT 1/2002). En la redacción de tales Directrices se incorporaron antecedentes relevantes que pueden ser tenidos en cuenta de cara a un modelo operativo de la mesa social de fomento y restauración.

Finalmente se propone incorporar indicadores que cumplan con los criterios de rigor técnico y que, a la vez, no requieran recursos económicos excesivamente elevados.

5. CONCLUSIONES PARTE I

- La evaluación de las percepciones de los factores de éxito puso de manifiesto que la única dimensión que mostró concordancia absoluta entre los entrevistados fue que la restauración tiene la potencialidad de generar beneficios económicos, sociales y ambientales, identificándose oportunidades concretas de restauración y se valoró positivamente que la crisis que afecta a la laguna del Mar Menor haya facilitado la disponibilidad de recursos económicos provenientes de fondos europeos y acometer acciones de restauración de sitios contaminados aledaños a la laguna, que sin estos recursos financieros no habrían podido atenderse.
- El análisis de percepción de la dimensión asociada a la motivación estableció que un 62,5% de los factores claves de éxito no requieren de estrategias de intervención. La dimensión asociada a la factibilidad reveló que un 31% de los aspectos analizados no requiere estrategias de intervención. La dimensión de implementación presentó un panorama más crítico, donde solo el 20% de los aspectos analizados fueron

percibidos como adecuados, con criticidades extremas en lo relativo a la transferencia de conocimientos, los incentivos y el financiamiento.

- El análisis de brechas respecto a condiciones deseables en la dimensión de motivaciones estableció que la comunicación de beneficios es deficiente, y que los requerimientos legales son escasamente exigidos, entendidos y cumplidos.
- Para el análisis de la dimensión de factibilidad, los aspectos vinculados a condiciones ecológicas, de mercado e institucionales, además de aspectos territoriales ligados al alineamiento y simplificación de las normativas y a las coordinaciones interinstitucionales presentan las mayores brechas.
- En el análisis de implementación el soporte en terreno, diseño técnico y el financiamiento fueron calificados como deficientes y requieren estrategias de intervención. Adicionalmente, se sugiere la construcción de un sistema de monitoreo, así como una comunicación eficiente de los resultados y una adecuada realimentación, entendido como factor clave para consolidar un proceso de seguimiento y mejora continua. En esta dimensión se evaluó positivamente la presencia de líderes locales y de conocimiento regional en temas de restauración, constituyendo aquello una fortaleza para procesos futuros.
- Las estrategias basales deben ser articuladas y coordinadas a través de un modelo de gestión que considere los siguientes ejes conceptuales: a) la creación de una mesa social de fomento y restauración, b) un eje de fortalecimiento de la participación y coordinación territorial, c) un eje que promueva la restauración ecológica y el valor de la aplicación de la ciencia, como estrategia de resolución de los conflictos, d) una consolidación de procesos para

evaluar la transferencia de información y lograr una comunicación estratégica y e) un modelo que permita asegurar el cumplimiento y revisar las normativas aplicables, con sentido precautorio, como sugiere la legislación ambiental, adaptado a las particularidades de cada caso a intervenir. Se sugiere que los ejes a), b) y e) mantengan una comunicación directa entre sí, dado que son estrategias que pueden tener incidencias relevantes en el funcionamiento y coordinación de la mesa social de fomento y restauración.

- El análisis comparado de estrategias respecto a MAPMM reportó una concordancia parcial en lo referido al cumplimiento de la normativa ambiental y en la incorporación efectiva de procesos de participación ciudadana efectiva durante la evaluación de las acciones a ejecutar. Se estima, a partir de estos hallazgos, la necesidad de incorporar de indicadores complementarios para lograr una mayor coherencia en la articulación interinstitucional.
- Nueve factores propuestos fueron calificados en categoría de criticidad alta, lo que sugiere valoración e implementación inmediata de los indicadores asociados, considerando las acciones en curso y la relevancia de los resultados asociados al MAPMM. Los indicadores relativos al resto de factores que demandan alguna acción pueden ir incorporándose en coherencia con la implementación de tales acciones a más largo plazo.

PARTE II: EVALUACIÓN DE BALSAS DE RELAVES Y PROPUESTA DE UN ÍNDICE DE CALIDAD INTEGRADO

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (II): Evaluación de restauraciones de balsas de relaves: Propuesta de un índice de calidad integrado

CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN (II): Evaluación de las restauraciones de balsas de relaves: Propuesta de un índice de calidad integrado

6. INTRODUCCIÓN

Evaluaciones ambientales en zonas mineras pueden estar sustentadas en la teoría ecológica, entendida como una herramienta clave para comprender y explicar el funcionamiento de sistemas naturales y, a partir de ellos, promover una relación más equilibrada entre las sociedades humanas y el entorno natural, en post de lograr sociedades más equitativas y sustentables (Cumming y Peterson, 2017; Bozinovic *et al.* 2018). Por lo tanto, resulta valioso realizar análisis de la calidad ambiental y ecológica en áreas perturbadas, utilizando enfoques cualitativos, cuantitativos o mixtos, mediante métodos de evaluación que sean representativos, comparables y operativos (Sawut *et al.* 2018; Chang *et al.* 2019; Song *et al.* 2023). Así es posible estimar las condiciones ecológicas de una zona de estudio a partir de la evaluación de sus características biofísicas, considerando los distintos elementos que componen y permiten la funcionalidad del entorno, ya sea este natural o con algún nivel de degradación.

Si bien es cierto en la actualidad la minería incorpora, desde su planificación, estándares de sostenibilidad, que involucran criterios geométricos, geotécnicos, operativos y ambientales, buscando proyectar resultados fiables de largo plazo (Uriol *et al.* 2021), es evidente que esta lógica precautoria no fue la aplicada en la minería histórica desarrollada en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. Los impactos visibles en el territorio reflejan la falta de rigurosidad en los procesos de explotación y abandono por parte de las empresas mineras que operaron en la región murciana hasta mediados de la década de los 90

del siglo pasado, dejando efectos ambientales persistentes en múltiples sectores (Reis *et al.* 2015). Esta situación adquiere particular relevancia al analizar los servicios ecosistémicos deteriorados y los impactos sobre la salud de las personas que habitan las poblaciones aledañas a las zonas degradadas (Fernández-Caliani, 2008; Belmonte *et al.* 2010; Gonzalez-Fernandez *et al.* 2011; Zornoza *et al.* 2012; Bes *et al.* 2014; Alcolea *et al.* 2015; Martínez-Sánchez *et al.* 2017; Sánchez-Bisquert *et al.* 2017; Ruíz-Cánovas *et al.* 2021; Álvarez-Rogel *et al.* 2022; Moreno-González *et al.* 2022). En el caso específico de la zona de estudio, existen evidencias concretas del impacto ambiental sobre la laguna del Mar Menor (Muñoz-Vera y García, 2016; Alcolea *et al.* 2019; Pérez-Ruzafa *et al.* 2023).

Desde el cese de la minería en la región, se han desarrollado algunas iniciativa coordinadas que han buscado mitigar el problema de contaminación en la Sierra Minera, destacando en este ámbito la propuesta del Plan de Recuperación Ambiental de Suelos Afectados por la Minería (en adelante PRASAM) propuesto durante el año 2018, que se planteaba en su origen como una herramienta relevante para aportar a mejorar la calidad ambiental y reducir el riesgo de contaminación derivado de la industria extractiva en la Región de Murcia (Navarro-Cano, 2021), asumiendo así la relevancia de los procesos restaurativos y los potenciales impactos positivos asociados a estas actuaciones proyectadas en el entorno de las zonas afectadas (Uriol *et al.* 2021). El problema es que el PRASAM y sus iniciativas planificadas no se han consolidado y han derivado en un proceso fragmentado, sin un plan de trabajo unificado, lo que implica análisis y evaluaciones separadas de cualquier actuación realizada para mitigar procesos de degradación ambiental. De hecho, encontrar evidencias de intervenciones integradas en la Región de Murcia es difícil, y el proceso actual en torno a la laguna del Mar Menor es inédito.

Las actuaciones previas de restauración desarrolladas en diferentes puntos de la región de Murcia son asimilables a acciones espontáneas, sin criterios acabados de restauración, sino más bien intuitivas y con carácter colectivo. Estas intervenciones preliminares han pasado de meras cubriciones con suelo superficial hasta procesos más sofisticados, como el aislamiento con suelos impermeables o la inertización, combinándose estas metodologías con fitoestabilización de las zonas intervenidas (Muñoz *et al.* 2024).

Estas plantaciones han incorporado, además, en algunos casos modificaciones topográficas y remodelaciones de algunos perfiles, intentando reducir los ángulos y alturas asociados a los taludes y las bermas (Uriol *et al.* 2021), estableciendo, en muy escasas ocasiones, obras mayores de ingeniería, como, por ejemplo, las existentes en la restauración realizada en Mazarrón.

Esta condición de degradación ambiental permanente diagnosticada sobre la Sierra Minera de Cartagena - La Unión ha obligado a las autoridades, representadas a través del MITERD, a evaluar y ejecutar medidas concretas en sectores con residuos contaminantes y emplazamientos afectados por la minería, especialmente en zonas cercanas a áreas habitadas. Estas intervenciones buscan evitar, o al menos disminuir la dispersión por arrastre de contaminantes a la laguna del Mar Menor. Simultáneamente se contemplan actuaciones de revegetación orientadas a garantizar la estabilidad estructural de las instalaciones, con la finalidad de proteger tanto a la fauna como a las personas. Con ellos se pretende disminuir la dispersión eólica de contaminantes y avanzar hacia una restauración del paisaje forestal y su integración ecológica (BOE 291, 2023).

6.1. Uso de herramientas de teledetección

Evaluar la idoneidad de procesos de recuperación ambiental resulta fundamental para orientar adecuadamente la reutilización de terrenos degradados (Cheng y Sun, 2019). En este sentido, el uso de tecnologías de evaluación remota se presenta como una alternativa objetiva, detallada y eficiente (DeWitt *et al.* 2017), además de ser de bajo costo, permitiendo el análisis de variables ambientales a lo largo del tiempo y facilitando la toma de decisiones estratégicas en territorios de gran extensión (Song *et al.* 2023; Yu *et al.* 2023). Asimismo, se reconoce que el objetivo deseado de estos procesos de restauración es lograr respuestas ambientales eficaces, dentro de plazos coherentes con las características geológicas de los suelos tratados, particularmente en relación con su respuesta frente a tensiones erosivas (Martín-Duque *et al.* 2015).

La integración de estas tecnologías con métodos de muestreo estándar y evaluaciones en terreno contribuye a reforzar la validez de los datos obtenidos por métodos remotos (Iwatsuki *et al.* 2018), ofreciendo un enfoque sólido para el análisis de variables económicas y socioambientales, donde la complejidad de los procesos interconectados dificulta su análisis de forma independiente. En este contexto, la aplicación de teledetección en la evaluación de aspectos biofísicos y biológicos ha demostrado ser clave, tanto para el análisis de la actividad minera, como para el monitoreo de procesos naturales (Martín-Duque *et al.* 2015), de explotación y expansión de actividades mineras (Li *et al.* 2015; Zhang *et al.* 2019), así como de intervenciones orientadas a la restauración y recuperación ambiental (Karan *et al.* 2016; Moudrý *et al.* 2019; Padró *et al.* 2019). En estos últimos casos, el seguimiento de la cobertura vegetal es esencial, no solo por razones de seguridad y estabilidad frente a la erosión, sino también como indicador del éxito de los procesos de restauración ecológica.

Además, al reducir la dependencia de extensos estudios de campo, estas herramientas optimizan el uso del tiempo y los recursos invertidos en investigación (Yu *et al.* 2023), permitiendo el cruce y análisis de información histórica proveniente de diversas fuentes, lo que favorece la identificación de tendencias y patrones a largo plazo (Pôças *et al.* 2011) y contribuye a superar limitaciones espaciales y temporales que presentan los métodos tradicionales *in situ* (Moudrý *et al.* 2019).

6.2. La contaminación y su efecto sobre la vegetación

Como se ha mencionado, la Sierra Minera de Cartagena - La Unión constituye un espacio geográfico de elevado interés ecológico y ambiental, caracterizado por la presencia de formaciones vegetales xerofíticas arbustivas, además de bosques de *Pinus halepensis*, promovidos principalmente por programas de reforestación, y ejemplares de la especie *Tetraclinis articulata*, cuya única población silvestre en Europa, se encuentra precisamente en esta zona (Moya-Pérez, 2023; González-Alcaraz *et al.* 2024).

Debido a los niveles de contaminación presente, estas especies han estado expuestas a altas concentraciones de elementos contaminantes, motivo por el cual han sido objeto de múltiples estudios orientados a evaluar su respuesta y nivel de afectación (Conesa *et al.* 2007a; Gomez-Ros *et al.* 2013; Parra *et al.* 2014; Párraga-Aguado *et al.* 2014; Navarro-Cano *et al.* 2018; Risueño *et al.* 2020; Oná *et al.* 2021; Conesa *et al.* 2024).

La bioacumulación de metales pesados en especies vegetales constituye un proceso clave en este contexto de contaminación persistente, debido a la integración de contaminantes a las estructuras celulares de los organismos expuestos. Este fenómeno, influenciado por factores como la vía de exposición o por condiciones geoquímicas que determinan su biodisponibilidad, resulta especialmente relevante, dada la incapacidad de los organismos de metabolizar dichos contaminantes.

Así la bioacumulación se consolida como un indicador clave de exposición ambiental a contaminantes, con implicaciones directas cuando se considera la posible transferencia hacia la cadena trófica, y, en última instancia, hacia el ser humano (Banos-González, Pérez-Cutillas y Baños-Páez, 2018; Motas *et al.* 2021; da Silva-Rêgo *et al.* 2022; Levasseur *et al.* 2022; Martínez-Barainca).

Dentro de este territorio, las denominadas balsas mineras¹⁹ representan un elemento de gran impacto (VV.AA, 2024), estimándose un porcentaje de ocupación importante de la superficie de la sierra, incluyendo áreas como cortas, pantanos de finos, terreras de estériles y antiguos lavaderos, siendo estos espacios colonizados por un escaso número de especies vegetales (Navarro-Cano, 2004; 2021; Navarro-Cano *et al.* 2024).

Diversos estudios han analizado de forma acabada el comportamiento de estas especies vegetales presentes en estos suelos contaminados y en particular, aquellas que se han presentado como dominantes. Entre ellas, destacan *Dittrichia. viscosa* (Conesa *et al.* 2007a; Pérez-Sirvent *et al.* 2008; 2011; Martínez-Sánchez *et al.* 2012; Gomez-Ros *et al.* 2013) y *P. halepensis* (Conesa *et al.* 2007a; Parra *et al.* 2014; Párraga-Aguado *et al.* 2014; Navarro-Cano *et al.* 2018; Oná *et al.* 2021; Risueño *et al.* 2020; Conesa *et al.* 2024). También se ha documentado la respuesta de especies arbóreas como *T. articulata* (Gomez-Ros *et al.* 2013; Risueño *et al.* 2020; Oná *et al.* 2021; Conesa *et al.* 2024) y *Tamarix canariensis* (Conesa *et al.* 2006; Navarro-Cano *et al.* 2018; Oreja *et al.* 2020).

En el estrato de microfanerófitos, se han estudiado especies como *Atriplex halimus* (Pardo *et al.* 2017; Navarro-Cano *et al.* 2018; Oreja *et al.*

¹⁹ Instalaciones de residuos mineros abandonados (IRMA, por sus siglas en inglés: Initiative for Responsible Mining Assurance).

2020), *Zygophyllum fabago* (Conesa et al. 2006; 2007a; 2007b; Pérez-Sirvent et al. 2008; Kabas et al. 2012; Martínez-Sánchez et al. 2012; Párraga-Aguado et al. 2016; López-Orenes et al. 2017; Pardo et al. 2017; Risueño et al. 2020), *Nerium oleander* (Parra et al. 2016; 2017) y *Pistacia lentiscus* (Parra et al. 2016; 2017; Oreja et al. 2020; Oná et al. 2021).

Por su parte, entre las nanofanerófitas se han reportado efectos de la contaminación minera en *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula dentata*, *Cistus albidus* y *Ballota hirsuta* (Parra et al. 2014; 2016; 2017; Gabarrón et al. 2018), mientras que en el grupo de los caméfitos, especies como *Helichrysum decumbens* (Conesa et al. 2006; 2007a; Pérez-Sirvent et al. 2011), *Thymus vulgaris* (Parra et al. 2014; 2017) y *Limonium carthaginense* (Pérez-Sirvent et al. 2008; Martínez-Sánchez et al. 2012; Navarro-Cano et al. 2018; Oreja et al. 2020) han sido objeto de análisis.

Finalmente, en el caso de las gramíneas perennes, se pueden destacar estudios en *Piptatherum miliaceum* (Conesa et al. 2007a; Kabas et al. 2012; Párraga-Aguado et al. 2015; Arco-Lázaro et al. 2017; Moreno-Barriga et al. 2017; Navarro-Cano et al. 2018; Oreja et al. 2020; Oná et al. 2021), *Lygeum spartum* (Conesa et al. 2006; 2007b; 2009; Navarro-Cano et al. 2018; Oreja et al. 2020), *Phragmites australis* (María-Cervantes et al. 2010; González-Alcaraz y Van Gestel, 2017; Pérez-Sirvent et al. 2017) e *Hyparrhenia hirta* (Conesa et al. 2007b; Gomez-Ros et al. 2013), por mencionar las especies más relevantes.

6.3. Aspectos integrados y sus relaciones funcionales

Se ha estudiado que las acciones de restauración vegetal en zonas degradadas, se ve favorecido por la capacidad de la naturaleza de actuar, respaldándose la importancia de los parches de vegetación espontánea, como elementos clave en las estrategias de fitomanejo, especialmente en el caso de relaves mineros abandonados con presencia de metales(loides) (Arránz-González et al. 2019). Esta

circunstancia refleja la necesidad de conservar estos parches en los programas de restauración, ya que pueden funcionar como núcleos de regeneración, favoreciendo tanto el establecimiento de nuevas plantas como la dispersión de propágulos biológicos, lo que podría acelerar la recuperación ecológica de estos ecosistemas degradados (Martínez-Sánchez *et al.* 2024).

Si se plantean opciones integrales que promuevan la efectividad de procesos de restauración, se sugiere tener en consideración como atributos esenciales de las intervenciones proyectadas y ejecutadas, la diversidad estructural de los ensambles biológicos, incluyendo la diversidad vegetal, sus posibles niveles tróficos y los tipos de mosaicos espaciales que se puedan generar, los cuales deben ir en concordancia con las funciones ecosistémicas necesarias y además teniendo presente los posibles intercambios externos que puedan influir, asociados principalmente a flujos genéticos, de energía y las correspondientes interconexiones de hábitat que pueden operar en los entornos intervenidos (Navarro-Cano *et al.* 2024b).

Para optimizar el proceso, se recomienda introducir especies con diversos hábitos y roles funcionales para favorecer la sucesión vegetal y microbiana, impulsando la restauración del entorno (Peñalver-Alcalá *et al.* 2021), teniendo presente la incorporación de herramientas de seguimiento y evaluación (Navarro-Cano *et al.* 2024b).

6.4. Resiliencia y la capacidad de respuesta dinámica de las restauraciones

Un atributo relevante para cualquier sistema es la resiliencia, que se entiende como la capacidad de un ecosistema, comunidad o individuo para resistir perturbaciones, manteniendo la estabilidad de su estructura y funciones, así como para recuperarse posteriormente y restablecer dichas condiciones (Fu *et al.* 2025; Folke *et al.* 2004). Estas definiciones

pueden ser aplicables también a sistemas socio ecológicos complejos (Folke, 2006).

Esta propiedad se puede evaluar a través del análisis de los efectos que las perturbaciones generan sobre las propiedades ecológicas del sistema (Lloret *et al.* 2011). En este contexto, se entenderá entonces que el carácter y la salud de los ecosistemas a nivel global se encuentran estrechamente vinculados a los cambios en el clima terrestre, siendo la resiliencia un componente clave para comprender y anticipar sus respuestas ante dichos cambios (Smith *et al.* 2022).

Los enfoques basados en la resiliencia son particularmente relevantes para responder de forma adaptativa a las transformaciones del entorno, así como para enfrentar eventos inesperados, ya que ofrecen múltiples alternativas de manejo ante escenarios de incertidumbre (Mori *et al.* 2017). Sin embargo, se ha señalado que las mediciones empíricas de resiliencia siguen siendo escasas, dado que muchas veces requieren experimentos controlados mediante perturbaciones artificiales o dependen de la ocurrencia natural de eventos extremos como las sequías (Smith *et al.* 2022).

Los ecosistemas forestales, en particular, cumplen un papel esencial en la conservación de la biodiversidad global y en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (Smith *et al.* 2022). Estos incluyen la regulación del ciclo hidrológico, la prevención de la erosión, la captura y almacenamiento de carbono, la provisión de hábitats y la oferta de beneficios culturales y recreativos (Mori *et al.* 2017; Moreno de las Heras *et al.* 2023). No obstante, su capacidad adaptativa está condicionada por la interacción de factores abióticos como el clima, el suelo y la topografía con variables bióticas como la competencia interespecífica y la diversidad funcional.

En este contexto, la comprensión de las respuestas fenológicas de especies propias de ecosistemas mediterráneos frente a eventos de estrés hídrico se vuelve especialmente relevante, ya que estas reflejan sus estrategias de adaptación frente al cambio climático (Moreno de las Heras *et al.* 2023; Herraiz *et al.* 2023; 2025).

Diversos estudios han documentado episodios de decaimiento y mortalidad regresiva de árboles asociados al incremento de temperaturas y a sequías prolongadas. Estos eventos, además de estar modulados por su severidad, momento de ocurrencia y duración, representan un importante desafío para la conservación de los sistemas forestales (Kang *et al.* 2025). A medida que se espera un aumento en la frecuencia e intensidad de estos fenómenos, resulta crucial comprender sus efectos acumulativos sobre la resiliencia de los bosques y su capacidad de recuperación tras la perturbación (Lloret *et al.* 2011).

En este sentido, una disminución sostenida de la resiliencia puede ser interpretada como una señal de alerta temprana ante la proximidad de un punto de inflexión ecológico, entendido como un cambio abrupto e irreversible entre estados alternativos de un ecosistema (Smith *et al.* 2022). De ahí entonces la necesidad de implementar estrategias de restauración eficaces que no solo promuevan la recuperación estructural y funcional de los ecosistemas, sino que también fortalezcan su capacidad para enfrentar futuras perturbaciones, asociadas principalmente a alteraciones de los hábitats potenciales que pueden verse alterados por las variaciones de patrones de temperaturas y precipitaciones, propias del cambio climático (Blanco-Cano *et al.* 2022), pero cuyos efectos pueden ser revertidos con la implementación de prácticas de regeneración natural, además del fortalecimiento y potencial reintroducción de especies clave y la adopción de otras medidas adecuadas a los procesos locales (Wang *et al.* 2025).

Estudios realizados en zonas del mediterráneo han reportado efectos significativos de la sequía en especies forestales analizadas, con efectos más negativos para algunas especies en condiciones climáticas semiáridas, donde se estableció que la fuerte competencia por los escasos recursos hídricos redujo la resistencia a la sequía. La vulnerabilidad observada a la sequía, para especies de hábitats semiáridos puede afectar la estabilidad a largo plazo de estos bosques (Moreno de las Heras *et al.* 2023), salvo para aquellas especies que presentaron condiciones anisohídricas, que le permitieron responder de mejor manera (Herraiz *et al.* 2025), lo cual implica tenerlas presentes al momento de planificar restauraciones forestales en zonas degradadas.

Con base en este marco conceptual, se propone evaluar los diferentes tipos de restauración aplicados en zonas perturbadas por actividades mineras, intentando determinar en qué medida estas intervenciones influyen en las métricas de resiliencia ecosistémica. Se analizarán las respuestas de los sistemas restaurados frente a eventos de sequía, considerando que la efectividad de cada tipo de actuación podría modificar sustancialmente la capacidad de los ecosistemas para resistir y recuperarse frente a este tipo de perturbaciones.

Por tanto, los objetivos específicos de este capítulo son los siguientes:

1. Determinar los elementos que componen los índices de protección física (IPF) e índice de protección biológica (IPB).
2. Evaluar la respuesta de cada una de las balsas en función de los parámetros físicos (IPF) y biológicos (IPB).
3. Analizar las interacciones relevantes entre IPF e IPB.
4. Determinar los elementos que componen el índice de protección química (IPQ) y los límites funcionales.
5. Evaluar la respuesta de cada una de las balsas en función de los parámetros asociados a índice de protección química (IPQ).

6. Valorar la integración de los índices en el Índice de Protección Integrado (IPI) y su relación con aspectos funcionales
7. Evaluar la capacidad de resistencia y resiliencia de los sitios restaurados, en un análisis dinámico.

7. METODOLOGÍA

Para el análisis de la evolución de las balsas mineras se utilizó un enfoque mixto, empleándose criterios cuantitativos y cualitativos, que permitieron la construcción de una serie de indicadores estandarizados y replicables, con los cuales se elaboró un índice de protección integrado (IPI) que incorpora información cuantitativa de parámetros físicos, químicos y biológicos de cada depósito (Figura 6i).

Mediante este índice se buscó comparar y jerarquizar las valoraciones del estado restaurativo de diez depósitos ubicados en la sierra minera.

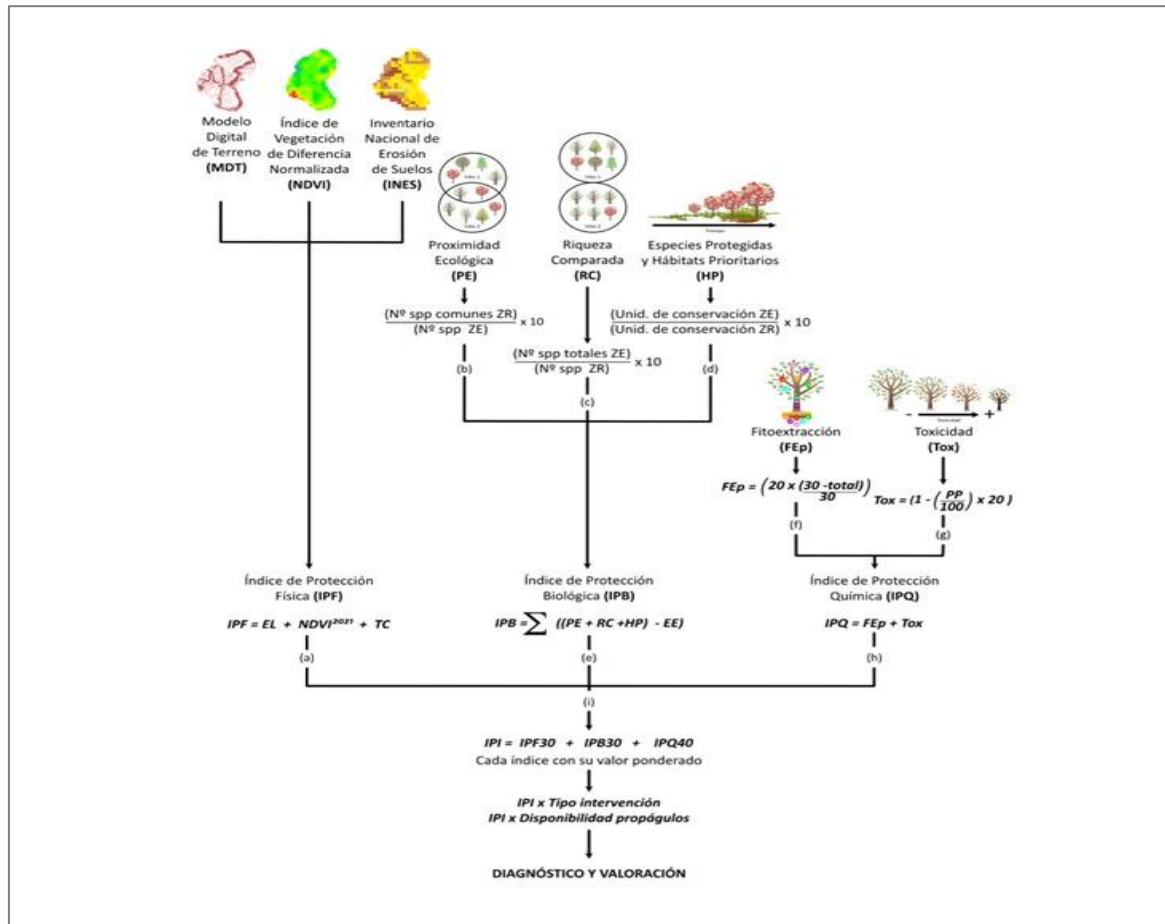


Figura 6. Resumen metodológico. Las letras representan la composición de cada índice y las fórmulas utilizadas: IPF (a); PE (b); RC (c); HP (d); IPB (e); FEp (f); Tox (g); IPQ (h); IPI (i) y modelos aplicados (j). ZR: zona de referencia; ZE: zona evaluada; SPP: especies; EE: especies exóticas; EL: erosión laminar; NDVI2021: índice de vegetación de diferencia normalizada del 2021; TC: tasa de crecimiento. (Fuente: Muñoz *et al.* 2024).

7.1. Manejo de imágenes y polígonos para elaborar IPF

Entre los meses de mayo y julio del año 2022 se elaboraron polígonos que representaron a cada uno de los sitios definidos como balsas de interés para ser estudiados en el área de la Sierra Minera, identificados como Marqués de Péjar (MP), Los Pajarillos (LP), Periferia Cabezo de Rajao (PCR), Cuesta Las Lajas (CLL), Mina Segunda Primavera (MSP), Mina Santa Antonieta (MSA), El Gorgel (EG), Peña del Águila II (PA II), Balsa Jenny (BJ), Peña del Águila III (PA III) y El Madroñal (EM), mediante la plataforma Google Earth (<https://www.google.es/intl/es/earth/index.html>), a través de la herramienta de acceso libre para agregar polígonos (Tabla 9). Estos

polígonos posteriormente fueron transformados en archivos KML, para su utilización en las plataformas de análisis (Figura 6a).

Tabla 9. Sitios de estudio, enlaces web, coordenadas UTM y tipo de actuación en escala cualitativa.

Sitio	Enlace	Coordenadas UTM	Área (m ²)
MP	https://shre.ink/bQLG	30S 690328 m E, 4166718 m N	187.000
LP	https://shre.ink/bQLM	30S 690221 m E, 4166358 m N	41.000
PCR	https://shre.ink/bQLQ	30S 685566 m E, 4165576 m N	135.000
CLL	https://shre.ink/bQ7w	30S 687831 m E, 4165030 m N	25.000
MSP	https://shre.ink/bQ7v	30S 689480 m E, 4167099 m N	1.500
MSA	https://shre.ink/bQ7i	30S 686576 m E, 4162859 m N	16.000
EG	https://shre.ink/bQ7a	30S 687126 m E, 4162240 m N	2.300
PA II	https://shre.ink/bQ7l	30S 690911 m E, 4164230 m N	6.000
BJ	https://shre.ink/bQ7c	30S 691116 m E, 4165952 m N	92.000
PA III	https://shre.ink/bQ3Y	30S 691334 m E, 4164204 m N	26.000
EM	https://shre.ink/bQ3O	30S 692243 m E, 4162560 m N	52.000

Las imágenes corresponden a las disponibles para el 23 de mayo del 2020. Los enlaces de Google Earth Web fueron procesados en el siguiente sitio de libre uso (<https://url.gratis.es/>).

Cada uno de los archivos KML de los sitios (Tabla 8) fueron procesados para generar modelos digitales del terreno (MDT), los cuales fueron obtenidos a partir de la página web del Centro Nacional de Información Geográfica (<https://centrodedescargas.cnig.es/>). Con estos antecedentes se realizaron los análisis que permitieron perfilar los sitios en términos de altitud, tipologías de las pendientes, orientación y endorreísmo. Las curvas de nivel utilizadas para los análisis tuvieron una precisión de 1,0 metro entre bandas. Los esquemas que se presentan mediante MDT (Figura 6a).

Los procesos erosivos se determinaron a partir de los mismos archivos KML, los que fueron analizados mediante el software QGIS (versión 3.22.6), utilizando como base de información la que estuvo disponible en el directorio de servicios del área de actividad de Biodiversidad y Bosques (MITERD.gob.es), correspondientes a los estados erosivos existentes en el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES), en todas las nomenclaturas disponibles para el año 2013. Las erosiones analizadas para cada polígono fueron la erosión eólica (ráster), la erosión laminar

(ráster) en toneladas métricas por hectárea por año (tm/ha/año), la erosión potencial (ráster) y los movimientos de masas.

Para lograr establecer valores numéricos que permitieran analizar cuantitativamente los modelos asociados a las tipologías de las erosiones se consideraron las siguientes adecuaciones. Las escalas de las erosiones de cauces, eólicas (ráster) y de movimientos de masas tuvieron las siguientes categorías y valores: muy bajo (1), bajo (2), medio (3), alto (4) y muy alto (5). Para cada caso la valoración total se obtenía multiplicando el valor del píxel, de acuerdo con su categoría por color y la suma de la totalidad de los píxeles del polígono establecía la valoración total.

Para el caso de la erosión laminar (tm/ha/año) y la erosión potencial se trabajó con los valores intermedios de cada uno de los rangos descritos en el modelo, multiplicándose por el número de píxeles asociados a cada polígono y color, estableciendo un valor total resultante de la sumatoria del conjunto de píxeles por su valoración correspondiente al valor tabulado establecido. En este caso la escala correspondió a los valores: 2,5, 7,5, 17,5, 37,5, 75, 150 y el valor 200 utilizado como rango superior.

La pendiente promedio se estimó para los casos MP, LP, PCR, CLL, MSP, MSA, EG, PAII y PAIII a partir de 4 valores desde la zona más alta. BJ y EM se estiman como el valor asociado a la distancia lineal y la diferencia de cota, en una única dirección.

La determinación de la dinámica interanual de la cobertura vegetal en cada estructura estudiada se realizó mediante el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NVDI²⁰) estimado a través de imágenes resultantes de sensores remotos (Figura 6a), que se emplearon para evaluar la respuesta específica de las medidas de restauración por

²⁰ Normalized Difference Vegetation Index versión en inglés.

cada polígono estudiado, considerando la característica del indicador de ser capaz de extraer la información relacionada con la vegetación, minimizando la influencia de perturbaciones como las debidas al suelo y a las condiciones atmosféricas (Gilabert *et al.* 1997; Yu *et al.* 2023; Herraiz *et al.* 2025).

El NVDI fue estimado como la relación de bandas NIR y RED en base a imágenes LANDSAT 8 del portal de datos USGS Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). El período analizado fue entre los años 2013 y 2021, en una frecuencia mensual.

La estimación de la información para los análisis fue realizada mediante el siguiente algoritmo:

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \text{ (Bannari et al. 1995; Karan et al. 2016)}$$

$$dNDVI = NDVI_{PREV} - NDVI_{POST} \text{ (Moya-Pérez, 2023)}$$

La recolección de información contempló la evaluación de 11 sectores con diferentes grados de intervención (Tabla 12), mediante metodologías de restauración diferenciadas, que son comparadas con zonas definidas como control (PAIII y EM).

Las estimaciones de las tasas de crecimiento de las poblaciones vegetales en cada uno de los sitios se elaboraron con los valores de NDVI, ajustándolos a un período estándar de 10 años, con el objetivo de establecer tendencias para cada set de datos, disminuyendo el error metodológico de la interpretación de cada serie de tiempo.

Para el tratamiento estadístico de los datos se ha usado el software R (versión 4.2.3). Los valores obtenidos de NDVI fueron recolectados en la serie de tiempo de forma mensual y analizados estadísticamente en sus valores de promedios anualizados, realizándose las comparaciones entre

los diferentes años mediante análisis de varianzas (ANOVA) para cada uno de los períodos disponibles (Salas-Eljatib, 2021).

Los esquemas de las gradientes de NDVI fueron contrastados con imágenes obtenidas de Google Earth Pro, utilizándose imágenes obtenidas en los años 2012, 2017 y 2020, empleadas como un verificador indirecto del comportamiento de la cobertura vegetal, para cada sitio, los que se detallan en Anexo.

Toda la cartografía y los mapas empleados en las figuras que responden a esta tesis doctoral se generaron mediante el software QGIS.

El Índice de Protección Física (IPF) fue calculado a partir de un análisis comparado de los valores estimados de erosión laminar (INES), el valor estimado del NDVI del año 2021, o su valor ajustado a 10 años y la relación registrada al comparar la tasa de crecimiento (Figura 8a). Todos los valores se llevaron a una escala de 1-10, donde la comparación se realizó respecto al valor estimado para el control (EM).

Los umbrales de control de la erosión laminar se obtuvieron cruzando este valor de erosión (del año 2013), respecto del valor disponible asociada al indicador NDVI, correspondiente al mismo año.

7.2. Aspectos metodológicos asociados a IPB

El análisis biológico se realizó mediante observación directa a los sitios evaluados entre los meses de julio y septiembre del año 2022, evaluándose las 11 zonas, con un total de 84 puntos, distribuidos de la siguiente manera: MP; n=10; LP; n=7; PCR; n=8; CLL; n= 9; MSP; n=5; MSA; n= 7; EG; n=5; PA II; n=7; BJ; n=8; PA III; n=8 y EM: n=10. Los puntos se determinaron en función de la superficie total de cada polígono (aproximación mediante logaritmo neperiano), realizándose una evaluación aleatoria (Matteucci y Colma, 1982) de cada una de las réplicas en las parcelas, que se configuró partiendo de un punto central

y recorriendo un radio de 5 metros desde el centro (78,6 m²), distribuyéndose los puntos de muestreo de forma aleatoria en el área analizada (las coordenadas de los puntos muestreados se entregan en Anexo).

El muestreo de la comunidad vegetal se realizó de forma sistemática a partir de un primer punto seleccionado al azar. En cada una de las parcelas se realizó un recorrido aleatorio, identificando especies y estimando de forma porcentual la cobertura y el porcentaje de suelo descubierto. Se realizó además una caracterización de los restos vegetales posibles de identificarse en cada sitio. La información se transcribió en planillas de trabajo y posteriormente la información fue traspasada a una planilla Excel para su análisis final.

En terreno se realizó una apreciación cualitativa respecto a la distancia existentes a zonas naturales que pudieran constituir fuentes de propágulos, de forma de establecer una escala asociada a la distancia a zonas conservadas (DZC). El detalle de las fechas, composición de especies y tipos biológicos para todas las zonas se detalla en Anexo.

Las especies reconocidas en terreno fueron además caracterizadas de acuerdo con una escala de tipo biológico (TB), basado en la clasificación Raunkiaer (Raunkiaer, 1934; Academia Lab, 2025) entendiendo una distinción de 5 tipos biológicos diferenciados: TB1. Fanerófitos (árboles); TB2. Microfanerófitos (arbustos de 100 a 200 cm o más); TB3. Nanofanerófitos (arbustos de 40 a 80 cm); TB4. Caméfitos y afines (arbustos de 20 a 30 cm); TB5. Gramíneas perennes y el TB6. Las especies de tipo lianoide se han asimilado a los tipos 2 y 3 según su tamaño.

7.2.1. Estimaciones biológicas por balsa

Para obtener una comprensión adecuada de los sitios de estudio se realizó una aproximación donde se combinaron indicadores cualitativos y cuantitativos de composición de especies dentro de los sitios, de manera de estimar el estado actual del establecimiento de la vegetación. Se consideró tanto el aporte de plantas nativas como exóticas, considerando efecto opuesto en el índice de calidad. También se incluyó como señal de calidad ambiental la presencia de especies protegidas que configuran hábitats prioritarios europeos. La comunidad vegetal del sitio de control no perturbado (EM) se utilizó como referencia para comparar las comunidades vegetales de los relaves restaurados.

Las aproximaciones fueron las siguientes:

a) Proximidad ecológica (PE):

El valor de PE fue estimado considerando el número de especies compartidas entre el sitio de estudio y la zona de control (EM), dividida por el número de especies reportadas en la zona analizada (Figura 6b).

$$\frac{(N^{\circ} \text{ especies comunes a zona referencia})}{(N^{\circ} \text{ especies zona evaluada})} \times 10$$

b) Riqueza comparada (RC):

La estimación se realizó considerando el número total de especies identificadas en cada sitio de estudio, dividido por el número de especies reportados en el área de referencia tenida como control (Figura 6c).

$$\frac{(N^{\circ} \text{ especies totales zona evaluada})}{(N^{\circ} \text{ especies zona referencia})} \times 10$$

c) Especies protegidas y Hábitats prioritarios (P&H):

$$\frac{(Unidades de conservación zona evaluada)}{(Unidades de conservación zona de referencia)} \times 10$$

La valoración realizada para las especies correspondió a aplicar tienen un valor 1 si estas correspondían a especies de interés especial o especies características o directrices de hábitats prioritarios, y se les puntuó con un valor de 2 si corresponden a especies vulnerables (Figura 6d).

Tanto PE, RC y P&H se multiplican por 10, para ajustar los valores a una escala única.

d) Especies exóticas e invasoras (EE):

$$(1 \times 5\% \text{ cobertura EEI} + 1 \times 10\% \text{ EE no invasora}) \times -10$$

El valor -10 se aplica porque esta estimación resta a los valores anteriores.

e) Índice de protección biológica (IPB).

Se definió como una función de la proximidad ecológica (PE), la diferencia de riqueza (RC), la calidad de las especies (P&H), descontando la presencia de especies exóticas (EE) (Figura 6e). La ecuación aplicada es la siguiente:

$$\sum ((PE + RC + P\&H) - EE)$$

f) Otros índices asociados a diversidad:

Riqueza (R): Número de especies (Matteucci y Colma, 1982)

Abundancia relativa: Proporción de la especie en función al total reportado en un área definida (Jaksic y Marone, 2007).

Índice de Jaccard

$$\frac{c}{(a + b) - c}$$

Los valores de a) son especies de zona A, Los valores de b) son especies de la zona B. Los valores de c corresponden a especies en común entre la zona A y B (Moreno, 2001).

7.3. Metodología aplicada para estimación de IPQ

El material vegetal fue identificado y recolectado de manera manual en terreno, entre los días 19 y 20 de octubre de 2022 en cada uno de los sitios definidos para el presente estudio. La identificación específica fue realizada por un especialista en botánica de la región de Murcia y la verificación final con literatura de soporte (Alcaraz – Ariza *et al.* 2022). Cada una de las muestras, con sus correspondientes réplicas, fueron etiquetadas en bolsas de papel acondicionadas para ser transportadas a la zona de preparación y secado.

Tabla 10. Listado de especies recolectadas y analizadas por cada sitio estudiado.

ESPECIE	MP	LP	PCR	CLL	MSP	MSA	EG	PA II	BJ	PA III	R ¹
A. retinoides	X	X	X								9
D. glomerata	X	X		X		X			X		15
D. viscosa			X	X	X	X	X				15
D. pentaphyllum						X		X	X	X	12
H. decumbens	X	X	X	X		X	X	X	X	X	27
H. hirta	X	X	X	X	X	X			X		21
L. spartum³			X	X		X	X			X	14
O. europea²	X	X	X					X	X		15
P. saxatile	X	X	X	X	X	X			X		21
P. halepensis	X	X	X	X					X	X	18
P. miliaceum³			X	X		X	X	X	X		17
P. lenticus				X	X	X		X		X	15
S. oppositifolia		X						X	X		9
T. articulata		X		X				X	X		12
T. hirsuta	X	X	X	X						X	15
	8	10	10	11	4	9	4	7	10	6	235

(1) Réplicas; (2). *O. europea* var *silvestris*. (3) Especies con dos réplicas en PCR.

Luego de su recolección en terreno, el material vegetal fue acondicionadas para su análisis de laboratorio, realizándose un triple lavado con agua destilada y agua corriente, siendo posteriormente

envueltas en toalla nova y ubicadas en un cuarto oscuro, en condiciones de temperatura ambiente, durante 72 horas.

El material recolectado y debidamente identificado y correctamente embalado fue transportado a Madrid, para realizar los trabajos de laboratorio. El análisis químico del contenido de As, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn se realizó en 235 muestras de plantas aéreas, considerando las principales especies representativas de cada sector (15 especies en total).

El número de muestras por especie varió según su presencia en los sitios. Para cada especie y sitio se contemplaron tres réplicas (plantas seleccionadas al azar dentro del sitio). Para el caso de *L. spartum* y *P. miliaceum* recolectadas en PCR, sólo estuvieron en condiciones de ser analizadas dos réplicas de las tres recolectadas (Tabla 10).

El contenido de metal (oide) se midió en muestras de hojas molidas y digeridas, y se analizó mediante espectroscopia de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (espectrómetro ICAP 6500 ICP-OES, Thermo Fischer Scientific, Waltham). Los datos se expresaron en base al peso seco en horno (105°C), reportándose en mg/kg.

7.3.1. Recolección de muestras de suelo

Para el caso de la información de metales y metaloides en suelo se trabajó con los valores promedios obtenidos a partir de antecedentes reportados en 6 sitios (Tabla 11), que incluyeron LP, PCR, CLL, PAII y PAIII, completándose un total de 29 submuestras muestras.

La información utilizada combinó antecedentes de muestras obtenidas por TRAGSATEC durante junio del 2022 (era parte del proceso conjunto de recolección de muestras dentro de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión), además de antecedentes disponibles para PAII y PAIII, a propósito de los proyectos de restauración desarrollados en el

sector. La ubicación exacta de los sitios y antecedentes adicionales se entregan en Anexo.

Tabla 11. Sitio, número de muestras por sitio y fechas de recolección de las muestras en terreno.

Muestra	Sitio	Submuestras	Fecha muestreo
1	MP	1	27 junio 2022
2	LP	3	16 junio y 27 junio 2022
3	CLL	4	27 junio 2022
4	PCR	11	27 junio 2022
5	PAII	5	Muestreos previos
6	PAIII	5	Muestreos previos
MUESTRAS TOTALES		29	

Las muestras fueron recolectadas en terreno por la empresa Tragsatec.

Los resultados de los análisis fueron otorgados por la empresa TRAGSATEC y utilizados íntegramente de acuerdo con la información recibida. Los análisis de las muestras fueron realizados mediante los procedimientos estándares para este tipo de estudios por el laboratorio CAASA-GAMASER TECNOLOGÍA DEL AGUA, S.A.

7.3.2. Metodologías de análisis

Los datos de las extracciones se analizaron dividiendo la concentración registrada en cada una de las especies vegetales analizadas por la concentración promedio obtenido, para cada uno de los elementos analizados.

$$\text{Extracción media} = \frac{(\text{Valor concentración promedio } (\frac{mg}{kg}) \text{ en planta})}{(\text{Valor concentración promedio } (\frac{mg}{kg}) \text{ en suelo})}$$

Los valores estimados para cada especie fueron asociadas a una escala de extracción ponderada, con el objetivo de estandarizar rangos de análisis (Tabla 12), y de esta forma uniformar los resultados, en términos de valores concretos vinculados a rangos de extracción permisibles.

El valor total del IPQ se estableció como la sumatoria del valor FE_p y Tox, ponderándose ambos valores con un 20%, en relación con la estimación final del Índice de Protección Integrado (IPI).

Tabla 12. Valores escalares del % de extracción registrado para los elementos analizados.

% Extracción	Valor escalar	Permisibilidad
0-5	1	Extracción permisible
5,1-10	2	
10,1-15	3	
15,1-20	4	
20,1-25	5	
25,1-30	6	Extracción no permisible
30,1-35	7	
35,1-40	8	
40,1-45	9	
45,1-50	10	
> 50	11	

Valores definidos de forma independiente. Se establece valor crítico=5.

7.3.3. Estimación de valor de fitoextracción FE_p

Para el cálculo se realizó una media ponderada del valor tabulado de cada una de las especies recolectadas por el valor de la abundancia específico para cada especie vegetal, por cada elemento analizado (As, Cd, Cu, Mn, Pb, Zn), dividiéndose por el valor de la cobertura total que incorporaba la suma de las especies incluidas. Sólo se trabajó con los valores asociados a las especies recolectadas en terreno y analizadas en laboratorio.

La fórmula aplicada fue la siguiente:

$$Total = \frac{\sum ((valor\ tab\ sp1 * Abundancia\ sp1) + (valor\ tab\ spn * Abundancia\ spn))}{cobertura\ total\ especies\ recolectadas}$$

Posteriormente, con el valor total de cada zona, que representa la relación entre la concentración de metal(oid)es y las coberturas de cada una de estas especies, con relación a la cobertura total de la suma de las especies recolectadas en cada zona se realizó el cálculo del FE_p (Figura 6f).

La fórmula aplicada correspondió a:

$$FEp = (20 * \frac{(30 - total)}{30})$$

La estimación final del valor tabulado de extracción química se realizó sobre la base de que el valor crítico estará ubicado en el valor tabulado 5, equivalente a un valor máximo de un 25% de extracción (Tabla 11). Considerando que se está trabajando con 6 elementos, el valor fijo estimado para la calidad del parámetro es de 30. El valor resultante fue ponderado por 20%.

7.3.4. Estimación de valor de Toxicidad por especie vegetal (Tox)

La estimación de la toxicidad específica para las especies vegetales y la variación asociada a las muestras recolectadas en terreno se determinó estimando un promedio ponderado por la cantidad de réplicas para cada sitio. Se contabilizaron las cantidades de muestras reportadas con valores reportados como tóxicos para las plantas, en función de criterios de toxicidad estandarizados. Las estimaciones de rangos de tolerancia de metaloide arsénico (As) se realizaron según Azcón-Bieto y Talón, (2000) y para el caso de los metales Cd, Cu, Mn, Pb, y Zn se utilizaron los criterios de Kabata-Pendias, (2010).

Se contabilizaron los casos donde se superaba el valor mínimo y el número de veces que se superaba el valor máximo.

Tantos los valores mínimos como los máximos son concentraciones capaces de provocar daños a las plantas. Los valores máximos fueron valorados con una ponderación de dos veces los valores.

La fórmula aplicada en cada caso es la siguiente:

Porcentaje ponderado (PP):

$$PP = (\sum \text{valores mínimos} + (\sum \text{valores máximos} * 2)) / (n^\circ \text{réplicas}) \times 100$$

Los valores del porcentaje ponderado (PP) obtenidos se multiplican por la ponderación de 20%, aplicando la siguiente fórmula matemática:

$$Tox = (1 - \left(\frac{PP}{100}\right)) * 20$$

Se considera un valor mínimo de calidad cuando hay un 100% de muestras con superación del mínimo o 50% del valor máximo, o combinaciones equivalentes. Valores más altos dan números negativos. Después se ponderan sobre 20, para la combinación lineal final mínimos (Figura 6g).

7.3.5. Estimación de Índice de Protección Química (IPQ)

La estimación final considera la integración de los resultados generados por la suma de las estimaciones de la capacidad de fitoextracción (FEp) y la fitotoxicidad (Tox) reportada para las especies desde las cuales se obtuvieron los análisis foliares y su relación con los análisis de suelo (Figura 6h).

$$IPQ = FEp + Tox$$

7.4. Aproximación de IPI y su asociación con aspectos funcionales

La estimación de IPI se elaboró integrando los resultados de IPF, IPB e IPQ, considerando un peso relativo de 30% para IPF e IPB. Por su parte el IPQ se estimó con una ponderación de un 40%, donde el análisis de la fitoextracción del metaloide As, y los metales Cd, Cu, Mn, Pb y Zn, ponderaron 20% y el restante 20% correspondió a toxicidad registrado en plantas (Figura 6i).

Estas valorizaciones permitieron elaborar un ranking final que refleja el comportamiento global de las zonas estudiadas. El cálculo final se realizó de la siguiente manera:

$$IPI=IPF30+IPB30+IPQ40$$

Para identificar posibles interacciones se realizaron correlaciones entre los diferentes índices estimados (Salas-Eljatib, 2021).

Para la última sección se trabajó considerando dos simulaciones semi cuantitativas, que relacionan el IPI con: a) el tipo de intervención realizado en terreno y b) la distancia entre la zona intervenida y potenciales fuentes naturales de propágulos (Tabla 13).

7.4.1. Caracterización de los sitios estudiados en terreno

Cada uno de los sitios fue caracterizado de acuerdo con el tipo de intervención verificada en terreno y a la distancia a zonas conservadas que pudieran operar como fuentes de propágulos (Tabla 13).

Tabla 13. Sitios de estudio, tipo de tratamiento (TT) y distancia a zona conservada (DZC).

Sitio	Tratamiento	TT ¹	DZC ²
MP	Recubrimiento + Fito	2	1
LP	Recubrimiento + Fito	2	1
PCR	Recubrimiento + Fito 1/2	1	3
CLL	Recubrimiento + Fito	2	1
MSP	Aislamiento + Recubrimiento + Fito	3	2
MSA	Química + Fito	4	1
EG	Química + Fito	4	1
PA II	Estructuras + Fito	0,5	0
BJ	Eliminación + Fito	3	1
PA III	Abandonado	0	0
EM	Sin tratamiento	0	0

- (1) + (2) Las escalas utilizadas fueron elaboradas en función de criterios cualitativos, teniendo en consideración las condiciones de cada sitio y el tipo de tratamiento recibido. Para el caso específico de las distancias (DZC), el valor cero corresponde a sitios inmersos en zonas conservadas hasta un máximo de 100 metros en distancia líneas. El valor 1 fluctúa entre 100 y 2.000 metros lineales. El valor 2 se estimó a una distancia entre 2.001 y 3.000 metros lineales. El valor 3 se consideró para distancias superiores a 5.000 metros lineales.

Tanto la valoración de cada actuación como la relativa a la distancia percibida respecto a zonas con condiciones ecológicas conservadas se representó mediante una valoración escalar:

Los casos de MP, LP y CLL se describen como Recubrimiento + Fito (Tabla 13) y correspondió a un tratamiento mediante un recubrimiento

con suelo calcáreo externo no contaminado, combinado de plantaciones de árboles; en el caso específico de PCR se denominó Recubrimiento + Fito ½ (Tabla 12), porque correspondió al mismo tratamiento antes mencionado, pero realizado a la mitad de la superficie evaluada.

Los sitios MSA y EG se describieron como Química + Fito (Tabla 13), correspondiendo a una restauración química, realizada mediante tecnosoles, combinados con desechos de mármol y purines de cerdo, combinado con una fitoestabilización mediante plantación de arbustos y pastos locales.

El caso específico de BJ correspondió a Eliminación + Fito (Tabla 13), que fue asociado a un proceso de eliminación y retiro de residuos, combinado con una fitoestabilización a través de arbustos y pastos locales.

El sitio MSP se describió como Aislamiento + Recubrimiento + Fito (Tabla 13), que reflejó un tratamiento mediante un aislamiento con capa de filita, acompañado de un recubrimiento con suelo calcáreo externo no contaminado, combinado con la plantación de arbustos y gramíneas locales.

Para el caso de PAII se describió como Estructura + Fito (Tabla 13) y correspondió a la construcción de pilotes de madera obtenidos de operaciones forestales locales, combinado con una fitoestabilización realizada mediante plantación de árboles y arbustos locales.

El sitio PAIII se designó como Abandonado (Tabla 13), correspondiendo a relaves mineros sin intervención desde el abandono y finalmente EM se designó como Sin tratamiento (Tabla 12), y corresponde

a un ecosistema natural, sin afectaciones por la minería y que se utilizó como ecosistema de referencia de control.

Los tipos de actuaciones (Tabla 13) para cada uno de los sitios de estudio fueron catalogaron de la siguiente forma:

- Sin intervención. Valor cero (zonas de control).
- Intervención convencional al 25% de la superficie. Valor 0,5.
- Intervención convencional a la mitad del territorio. Valor 1.
- Intervención convencional (reforestación con enmiendas de suelo). Valor 2.
- Intervención de tipo tradicional con intervenciones adicionales (filitas, eliminación de parte del material, etc.), sin llegar a ser tecnosuelos. Valor 3.
- Intervención con tecnosuelos y enmiendas con materia orgánica, valor 4.

Dentro de las zonas establecidas como zonas sin intervención, es decir, sin ninguna actuación dirigida, se contempló el análisis de un sitio cuyo sustrato se encuentra contaminado (PAIII) y otra zona donde no existen registros ni evidencias de contaminación (EM). Por eso ambas zonas son catalogadas con valor cero.

Respecto a la distancia a zonas conservadas, los sitios se caracterizaron cualitativamente de la siguiente forma:

- Valor 0: Balsas o localidades inmersas en la matriz del espacio protegido (máxima conservación, o complejidad en la matriz de la vegetación). PAII y PAIII y EM, que corresponde a sitio control (Tabla 12).
- Valor 1: Casi todas las localidades. Presentes en la periferia del núcleo de la Sierra Minera, a distancias cortas (hasta 2 kilómetros) de áreas de vegetación de complejidad o nivel de conservación medio.

- Valor 2: Caso MSP. Fuera de la periferia de la sierra y distancia significativa (hasta 3 kilómetros) respecto de cabezos aislados de calidad baja-media en vegetación.
- Valor 3: Caso PCR. Distancia grande al núcleo de la sierra, y proximidad a cabezos muy alterados de baja calidad en vegetación (estimado > a 5 kilómetros).

7.5. Aproximación a través del NDVI de resiliencia y resistencia

Se realizó una aproximación inferencial de la capacidad de resiliencia y resistencia de los sitios estudiados utilizando los valores mensuales de NDVI como una aproximación adimensional indirecta para evaluar la capacidad de respuesta de cada uno de los sitios estudiados a variaciones en la pluviometría, intentando establecer tendencias útiles para análisis posteriores vinculados a los ensambles biológicos estudiados (Figura 5f).

Para efectos de análisis de consideraron los siguientes criterios:

Se entenderá por resistencia (R_t) un valor adimensional que reflejará la capacidad natural del ensamble vegetal evaluado de responder a cambios importantes en las precipitaciones y que puedan ser catalogadas como sequía, como es el caso del período circunscrito entre los años 2014 y 2016. Para efectos del análisis se estimó un valor cociente generado entre los tres valores máximos observados dentro del período de sequía y el valor observado en enero del año 2016, considerado como un momento óptimo, previo a la sequía.

$$R_t = \frac{(\text{Promedio (valor Máx}_1 + \text{valor Máx}_2 + \text{valor Máx}_3))}{\text{valor enero}_{2016}}$$

La resiliencia en cambio (RI) se entenderá como la capacidad de un sistema para absorber perturbaciones y mantener sus funciones, así como

sus capacidades de renovarse y reorganizarse (Balvanera *et al.* 2017). Esta capacidad estará mediada por las condiciones naturales y por las características propias de las intervenciones realizadas en cada polígono y su cercanía con zonas de alto valor ecológico.

Para el caso de la resiliencia²¹ (RI), se estableció que la estimación se realizará mediante una ratio, donde la recuperación estará determinada por el período en meses consecutivos en el cual la zona evaluada es capaz de recuperar un valor mensual del NDVI equivalente al establecido como base (NDVI máximo observado entre noviembre del año 2015 y marzo del año 2016) y dividido por el valor máximo observado, que corresponderá valor más alto de meses registrados en el set de datos disponibles.

$$\text{Recuperación} = (N^{\circ} \text{ meses} \geq \text{valor máx}_{2015-16})$$

$$RI = \left(\frac{\text{Recuperación}}{\text{valor máximo observado}^{22}} \right)$$

La información de las precipitaciones se obtuvo mediante la plataforma SIAM de la Red Agrometeorológica del IMIDA (<http://siam.imida.es/apex/f?p=101:1:8034630662239351>). La localidad utilizada fue Santiago de la Ribera, del Municipio de San Javier, estación TP22, en el período enero 2013 – diciembre 2022.

²¹ Para efectos de este análisis se propone utilizar un criterio donde la capacidad de recuperación del sistema se asociará a un valor más bajo de la ratio estimada. Es decir, más resiliente será un sitio si su valor (RI) se aproxima a 0 y, por el contrario, si tiende a 1, su respuesta es menos resiliente.

²² El valor dispuesto para esta investigación corresponderá al sitio (o el conjunto de ellos) que más meses necesite para recuperar la condición basal. Se utiliza el número de meses consecutivos máximo registrado en cada set de datos.

8. RESULTADOS

Los resultados se entregan en 4 secciones representando los aspectos físico y biológico, para continuación con los resultados de los parámetros químicos, prosiguiendo con una tercera sección que representa el análisis del IPI y su relación con aspectos funcionales. Estos primeros tres enfoques se entienden como análisis estáticos asociados a las evaluaciones realizadas para cada una de las balsas. La cuarta sección integra el IPI con aspectos dinámicos, ligados a capacidades de resistencia y resiliencia de los sitios de estudio, en un rango de tiempo definido.

8.1. Análisis de parámetros físicos y biológicos

8.1.1. Interpretación del MDT

La interpretación inicial respecto a características físicas de las zonas estudiadas indicó, respecto a las alturas, un orden decreciente como sigue: EM>MP>PCR>LP>BJ>CLL>MSA>PAIII (Tabla 14).

Tabla 14. Zona de estudio, altitud mínima y máxima, diferencia de altura (Δ -h), pendiente promedio (%), orientación dominante y zonas endorreicas, asociados al análisis de MDT para los polígonos estudiados.

Zona	Altitud		Pendiente		Orientación	Zonas endorreicas	
	Mín.	Máx.	Δ -h	(%)		Verificador	Cantidad
MP	79,97	124,74	44,77	18,61	Oeste	Presentes	Al menos 3
LP	108,98	136,90	27,92	26,76	Norte	Presentes	Al menos 4
PCR	101,45	143,35	41,90	26,41	Este	Presentes	Al menos 4
CLL	139,22	162,52	23,30	26,88	Norte	Presentes	Al menos 4
MSP	83,57	87,01	3,44	17,75	Norte	Ausentes	0
MSA	150,37	167,17	16,8	19,19	Sureste	Ausentes	0
EG	101,22	103,65	2,43	9,03	Sur	Ausentes	0
PA II	196,09	200,48	4,39	9,45	Sur	Ausentes	0
BJ	102,50	127,17	24,64	5,41	Noreste	Ausentes	0
PA III	172,34	184,45	12,11	16,77	Suroeste	Presentes	Al menos 2
EM	157,66	231,58	73,92	18,57	Indeterminado	Ausentes	0

Fuente: valores representan análisis de MDT.

Se observó que PAII>MSP y EG presentaron valores <5 metros en las diferencias de altura, con las pendientes más pronunciadas en los sitios de LP>CLL>PCR (>20%), seguidos de MSA>MP>EM>MSP>PAIII, con pendientes superiores a 15%, viéndose que PAII>EG>BJ presentaron

pendientes que no superan el 10%. MP, LP, PCR y CLL y PAIII presentaron a lo menos un mínimo de 2 zonas endorreicas distinguibles.

Los resultados registrados al descargar los MDT de cada sitio son presentados de forma esquemática, para los polígonos MSA, MSP, CLL, EG, MP, PCR, BJ, LP, PA II, PA III y EM respectivamente (Figuras 7). En anexos se entrega una ficha más detallada para cada sitio.

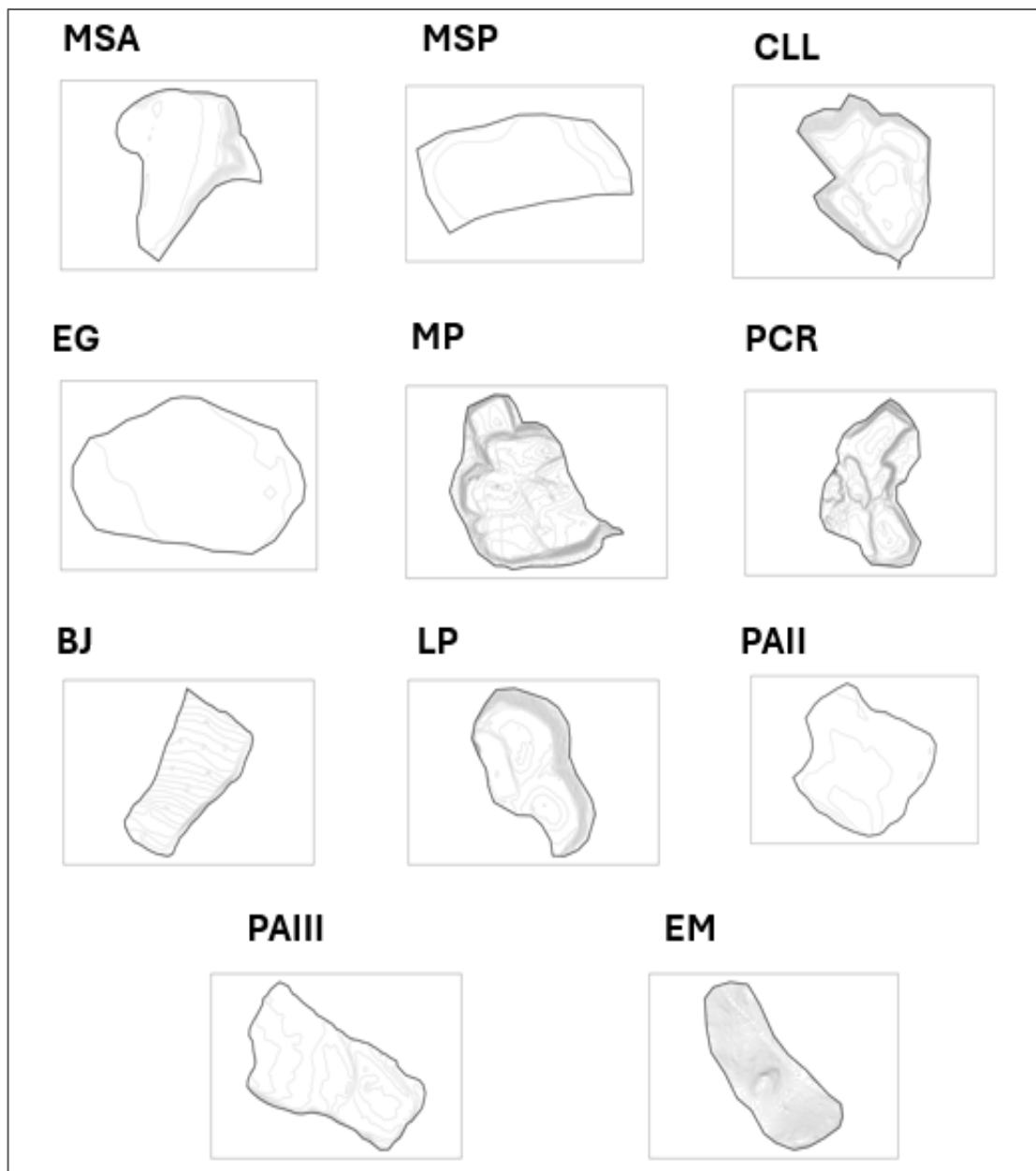


Figura 7. Modelos digitales de terreno (MDT) de las zonas de estudio, indicando las curvas de nivel generadas con resolución de 1,0 metro entre bandas. (Fuente: elaboración propia a partir de polígonos digitales).

De acuerdo con el análisis de las curvas de nivel generadas mediante los MDT y la composición estructural observada en terreno, se verificó que MP, LP, PCR, CLL y PA III (Figura 7) registraron zonas endorreicas (Tabla 13). Por su parte, los sitios BJ y EM presentaron pendientes unidireccionales (Figura 7). Las restantes zonas no presentaron zonas de encharcamiento relevantes identificables mediante el análisis de MDT (Tabla 14).

8.1.2. Análisis de procesos erosivos

La totalidad de las zonas evaluadas presentaron una valoración media, respecto a la erosión de cauce. Los valores de erosión eólica fluctuaron entre bajo y medio. La erosión laminar solo en PCR logró valores relevantes (25-100), siendo el resto inferiores a 25. La erosión potencial presentó valores relevantes (>200) en MP, PCR, CLL, MSA, EG, PAII, PAIII y EM. Solamente LP, MSP y BJ presentaron valores más moderados. El análisis del movimiento de masas presentó tres sitios con valoración alta (MSA, PAII y EM). Las restantes zonas presentaron valores medios y bajos (Tabla 15). El detalle de las imágenes por sitio y sus descriptores en Anexo.

Tabla 15. Zona de estudio, denominación y valoraciones de erosión de cauces, eólica, laminar (tm/ha/año), potencial y movimiento de masas por sitio.

Zona	Tipo de erosión analizada				
	de Cauces	Eólica	Laminar	Potencial	de Masas
MP	Medio	Bajo	0-10	>200	Baja a media
LP	Medio	Bajo	0-5	25-100	Baja
PCR	Medio	Medio	25-100	>200	Baja
CLL	Medio	Bajo	0-10	>200	Media
MSP	Medio	Medio	0-50	10-100	Baja
MSA	Medio	Bajo	10-25	>200	Alta
EG	Medio	Bajo	0-10	>200	Media
PA II	Medio	Bajo	0-25	>200	Alta
BJ	Medio	Medio	0-10	25-100	Baja
PA III	Medio	Bajo	0-10	>200	Media
EM	Medio	Bajo	0-10	>200	Alta

(Fuente: elaboración propia a partir de valoraciones medias obtenidas de imágenes de INES)

El análisis de la relación entre la erosión eólica y la erosión laminar entre los diferentes sitios (Figura 8), reflejó las mayores diferencias en PCR, respecto a los restantes sitios evaluados.

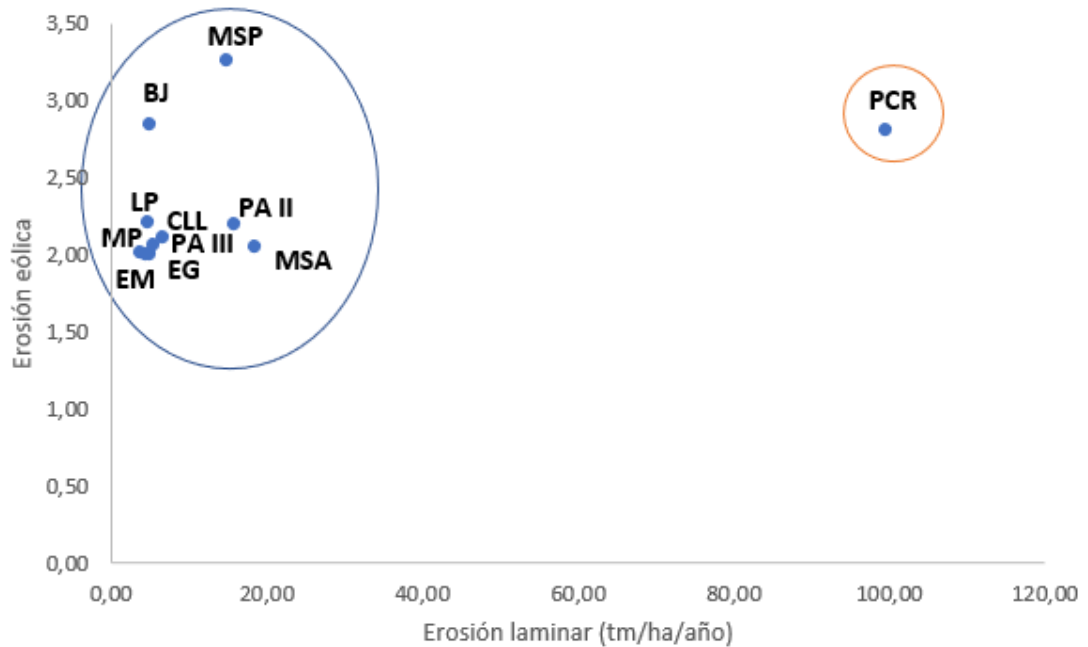


Figura 8. Relación observada entre la erosión laminar (tm/ha/año) y la erosión eólica, para las zonas de estudio.

8.1.3. Evaluación de NDVI por sitio en período 2013 - 2021

MP: Los valores promedio anuales de NDVI (Figura 9) reflejaron un incremento significativo en el periodo analizado (ANOVA, $F=2,896$; $p<0,001$), concordante con las distribuciones de frecuencias anuales del NDVI (Figura 10). La tendencia se ve verificada al contrastar dNDVI integrado 2013/2021 (Figura 11).

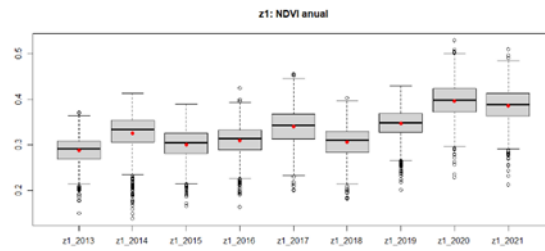


Figura 9. Valores NDVI promedio anuales de zona MP, comparando entre los años 2013 y 2021.

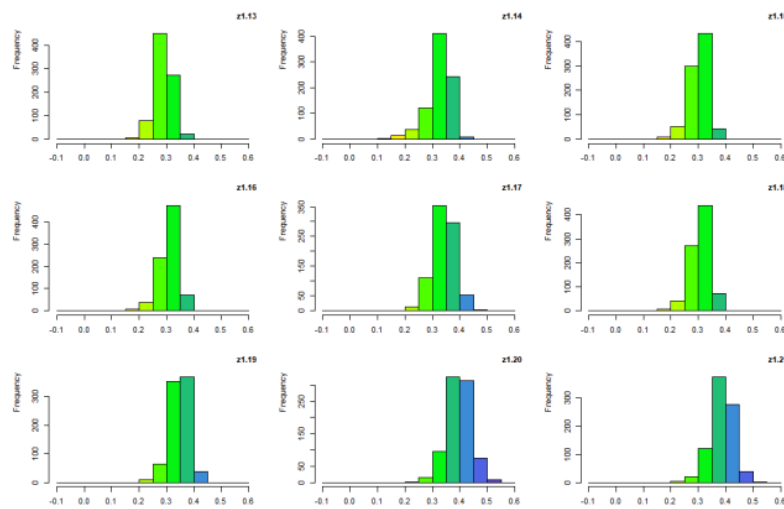


Figura 10. Distribución de frecuencias de valores NDVI para MP, entre los años 2013 y 2021.

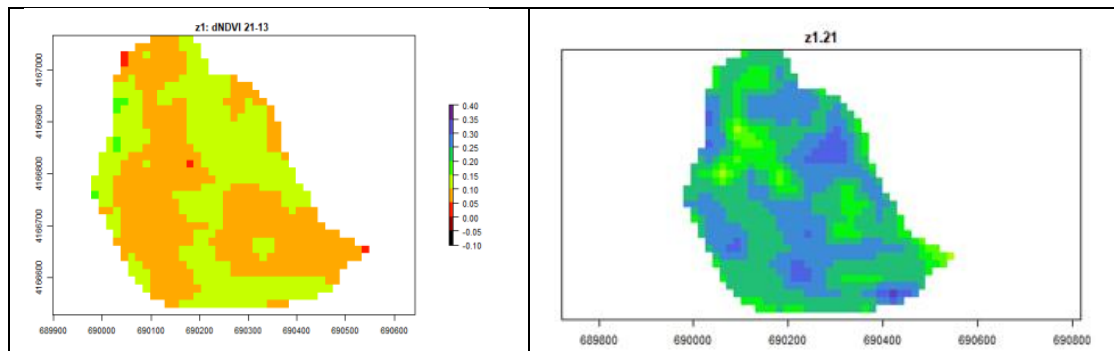


Figura 11. Valores dNDVI en zona MP, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

LP: El registro temporal de valores promedio anuales (Figura 12) reflejó un incremento en la cobertura vegetal (ANOVA, $F=2,045$; $p<0,001$). La distribución de frecuencia de los valores NDVI reflejó una evolución

positiva (Figura 13), consistente con las pruebas estadísticas y con el análisis dNDVI correspondiente (Figura 14).

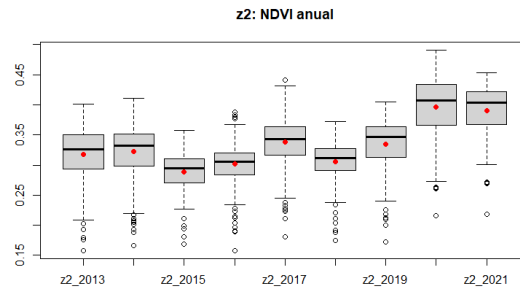


Figura 12. Valores NDVI promedio anuales de zona LP, comparando entre los años 2013 y 2021.

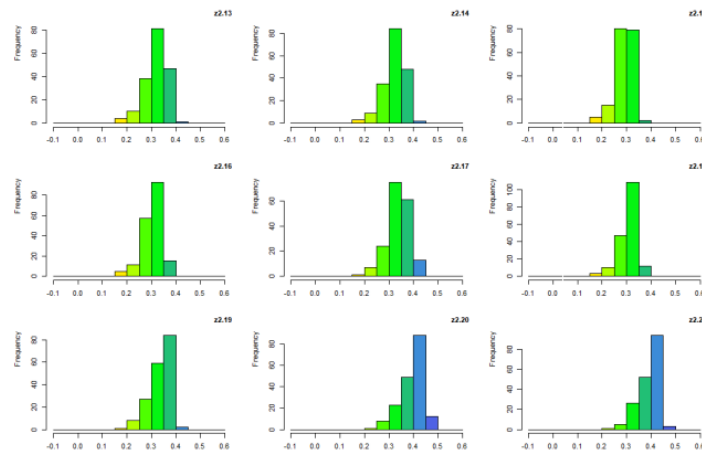


Figura 13. Distribución de frecuencias de valores NDVI para LP, entre los años 2013 y 2021.

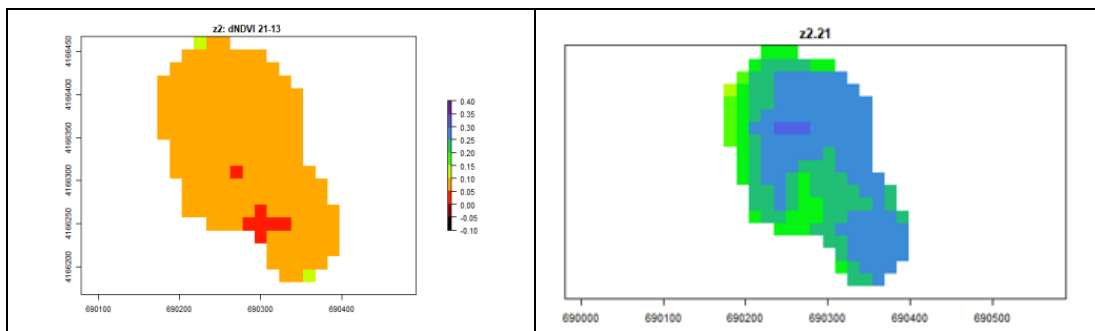


Figura 14. Valores dNDVI en zona LP, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

PCR: Los valores promedios anuales (Figura 15) reflejaron una cobertura vegetal en incremento en el periodo analizado (ANOVA, $F=7,134$; $p<0,001$), con una leve mejoría reflejada en la distribución de frecuencias anuales registradas (Figura 16), verificado al contrastar las proyecciones iniciales y finales del período (Figura 17).

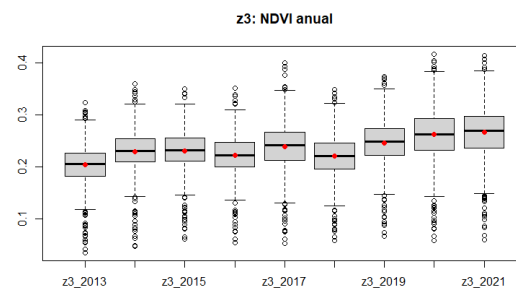


Figura 15. Valores NDVI promedio anuales de zona PCR, comparando entre los años 2013 y 2021.

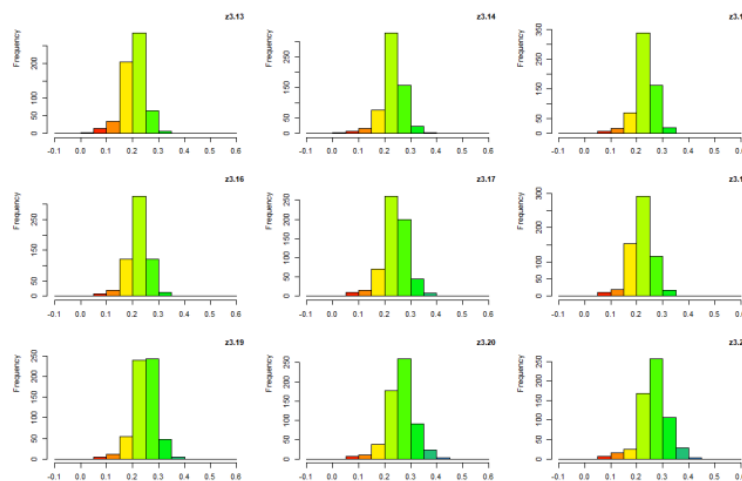


Figura 16. Distribución de frecuencias de valores NDVI para PCR, entre los años 2013 y 2021.

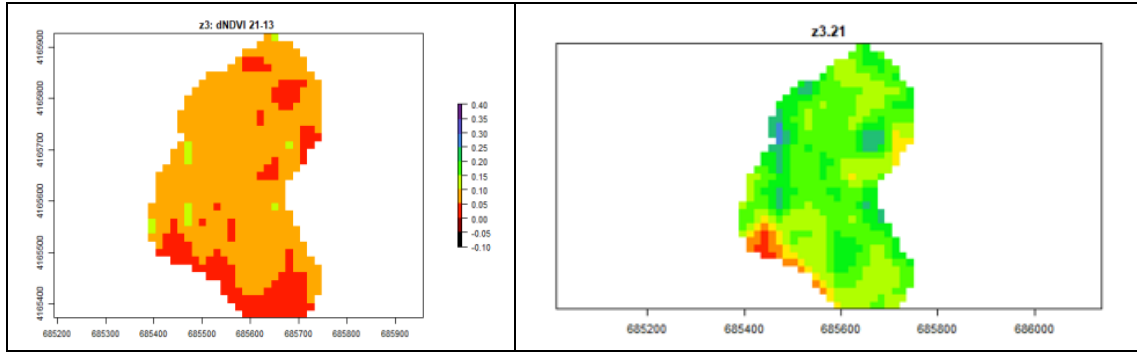


Figura 17. Valores dNDVI en zona PCR, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

CLL: Los valores promedios anuales (Figura 18) reflejaron un incremento de cobertura vegetal durante el periodo analizado (ANOVA, $F=6,59$; $p<0,001$), ratificado en la distribución de frecuencias de NDVI anualizado (Figura 19) y mediante los valores integrados (Figura 20). Los parches de mejora se ven concéntricos desde la zona central inferior hacia el exterior.

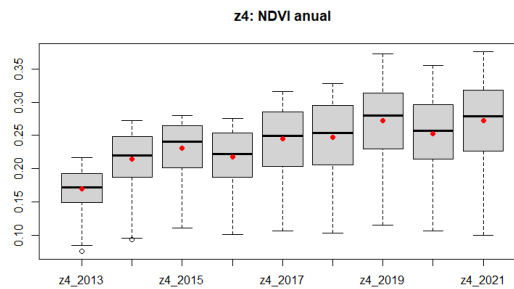


Figura 18. Valores NDVI promedio anuales de zona CLL, comparando entre los años 2013 y 2021.

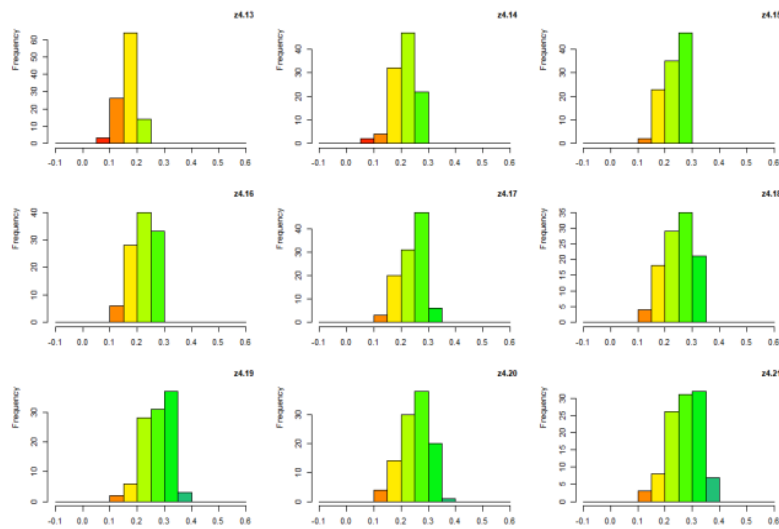


Figura 19. Distribución de frecuencias de valores NDVI para CLL, entre los años 2013 y 2021.

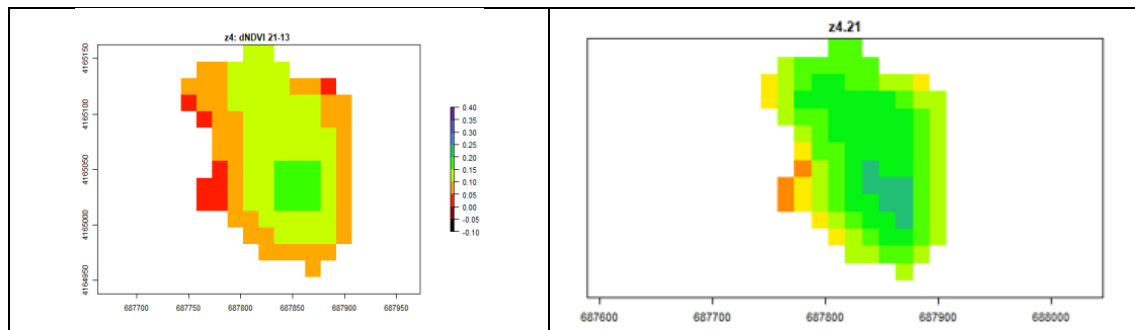


Figura 20. Valores dNDVI en zona CLL, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

MSP: Los valores promedios anuales (Figura 21) reflejaron un incremento moderado de cobertura vegetal (ANOVA, $F=33,46$; $p<0,0103$). Las distribuciones de frecuencias (Figura 22) también reflejaron esa discontinuidad. El valor dNDVI reflejó evidencias de mejoría (Figura 23).

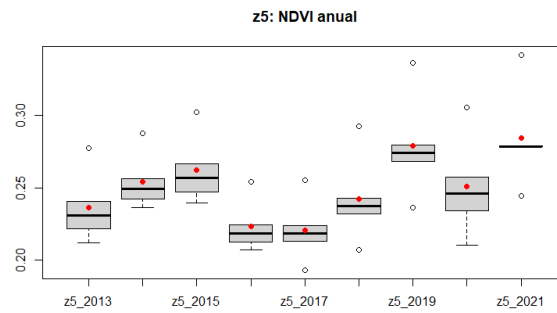


Figura 21. Valores NDVI promedio anuales de zona MSP, comparando entre los años 2013 y 2021.

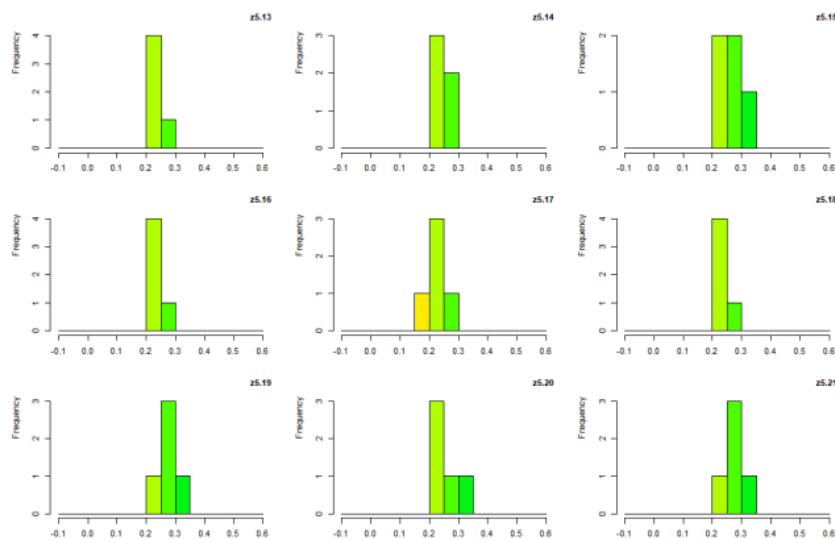


Figura 22. Distribución de frecuencias de valores NDVI para MSP, entre los años 2013 y 2021.

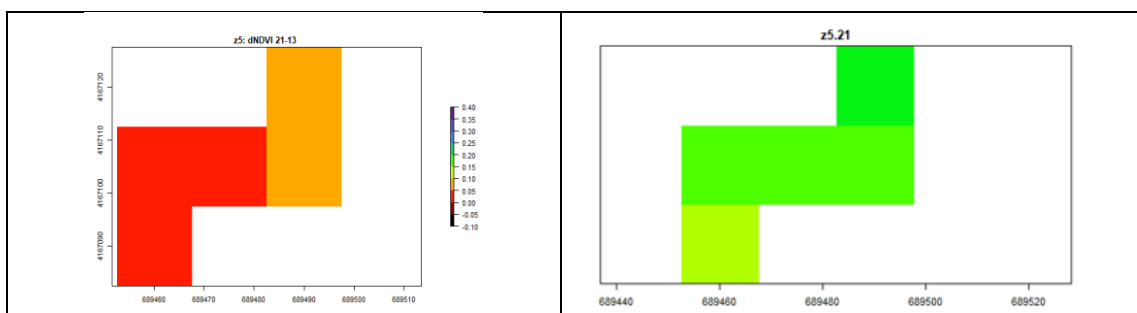


Figura 23. Valores dNDVI en zona MSP, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

MSA: Los valores promedios anuales (Figura 24) reflejaron un incremento significativo en la cobertura vegetal durante el periodo analizado (ANOVA, $F=101,2$; $p<0,001$), verificado a través de la

distribución de frecuencias (Figura 25), con un leve incremento en los valores superiores a 0,2. El dNDVI refleja una pequeña recuperación asociada al sector oeste de la restauración (Figura 26).

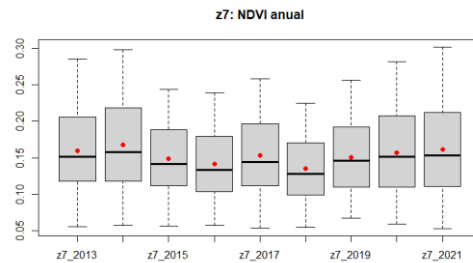


Figura 24. Valores NDVI promedio anuales de zona MSA, comparando entre los años 2013 y 2021.

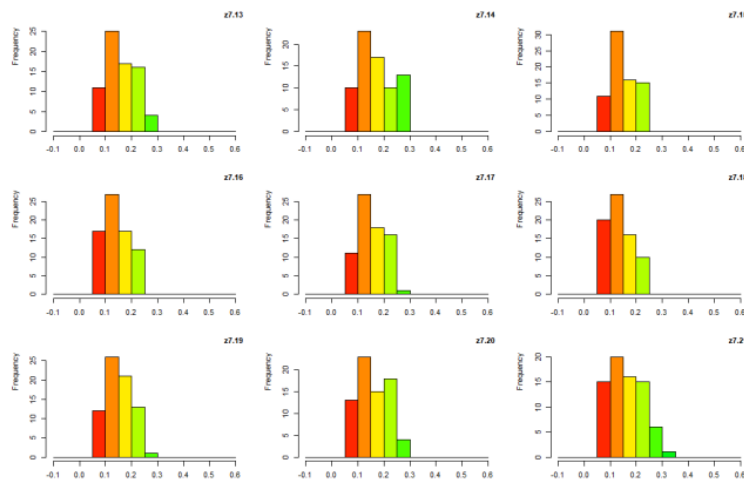


Figura 25. Distribución de frecuencias de valores NDVI para MSA, entre los años 2013 y 2021.

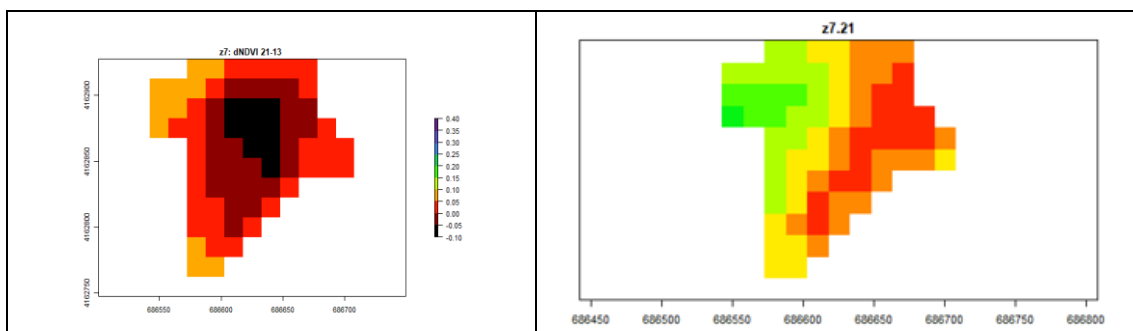


Figura 26. Valores dNDVI en zona MSA, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

EG: Los valores promedios anuales (Figura 27) reflejaron una tendencia positiva, en términos de cobertura vegetal (ANOVA, $F=21,03$; $p<0,0179$). La evolución positiva se pudo evidenciar a partir del año 2014 (Figura 28), considerando la evolución de la distribución de frecuencias. La representación de los valores integrados (2013/2021) comparada con el valor 2021 reflejó una leve degradación (Figura 29).

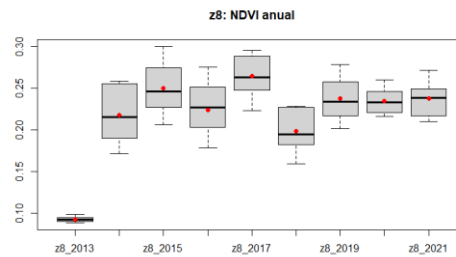


Figura 27. Valores NDVI promedio anuales de zona EG, comparando entre los años 2013 y 2021.

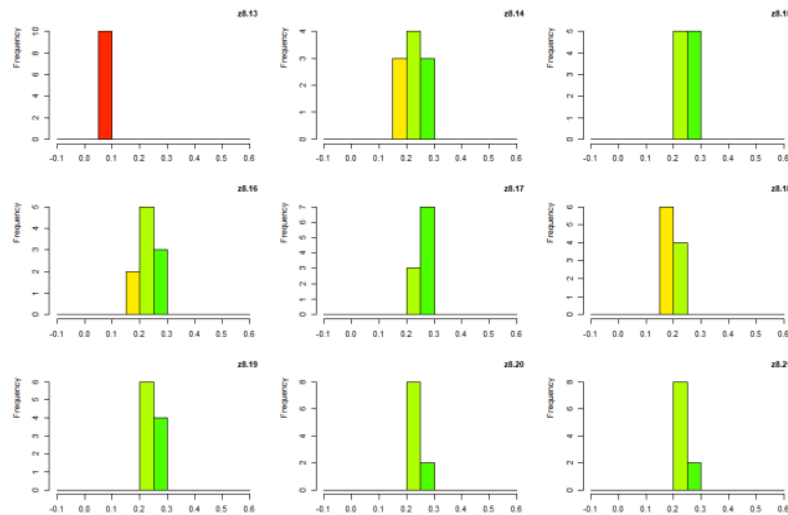


Figura 28. Distribución de frecuencias de valores NDVI para EG, entre los años 2013 y 2021.

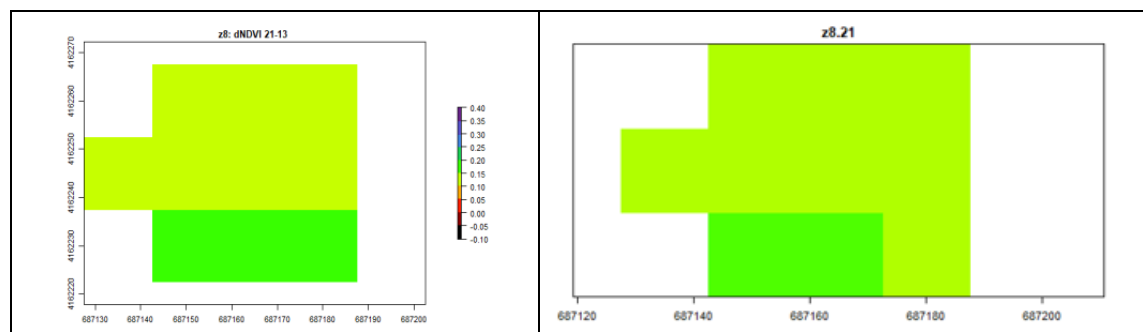


Figura 29. Valores dNDVI en zona EG, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

PA II: Los valores anuales de cobertura vegetal mostraron diferencias significativas (ANOVA, $F=224$; $p<0,001$) (Figura 30). La distribución de frecuencias indicó efectos positivos, especialmente en el último período disponible (Figura 31). La proyección para 2021 asociada al dNDVI sugiere una leve recuperación respecto a 2013 (Figura 32).

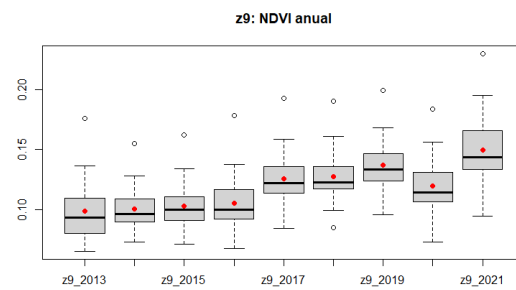


Figura 30. Valores NDVI promedio anuales de zona PA II, comparando entre los años 2013 y 2021.

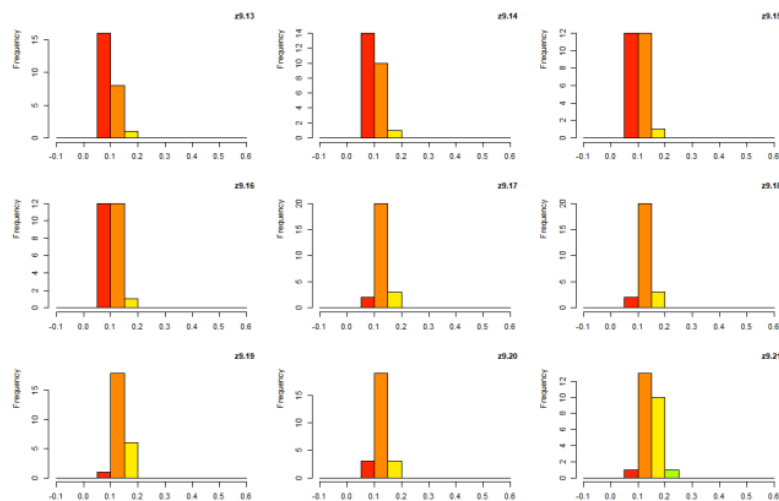


Figura 31. Distribución de frecuencias de valores NDVI para PA II, entre los años 2013 y 2021.

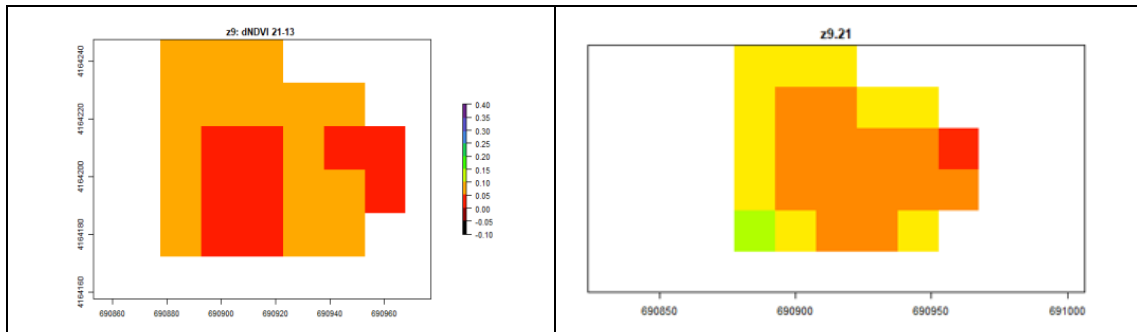


Figura 32. Valores dNDVI en zona PA II, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

BJ: Los valores promedios anuales (Figura 33) presentaron diferencias significativas en cobertura vegetal para el período analizado (ANOVA, $F=1.041$; $p<0,001$). La distribución de frecuencias de los valores NDVI mostraron una evolución positiva (Figura 34). El dNDVI 2013/2021 mostró evidencias de incremento vegetal (Figura 35).

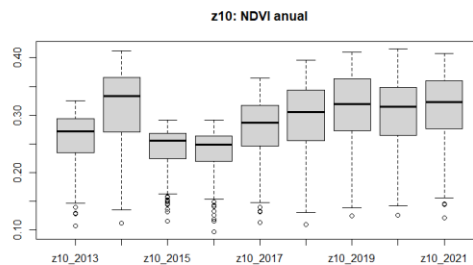


Figura 33. Valores NDVI promedio anuales de zona BJ, comparando entre los años 2013 y 2021.

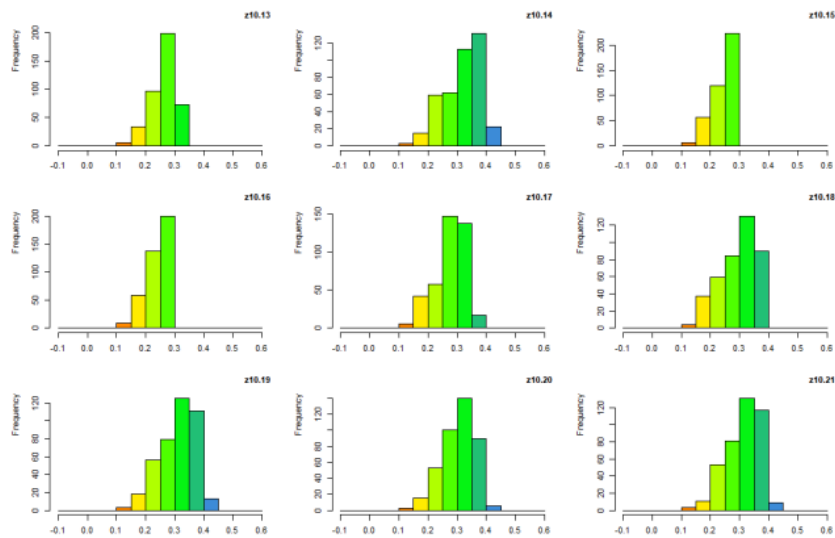


Figura 34. Distribución de frecuencias de valores NDVI para BJ, entre los años 2013 y 2021.

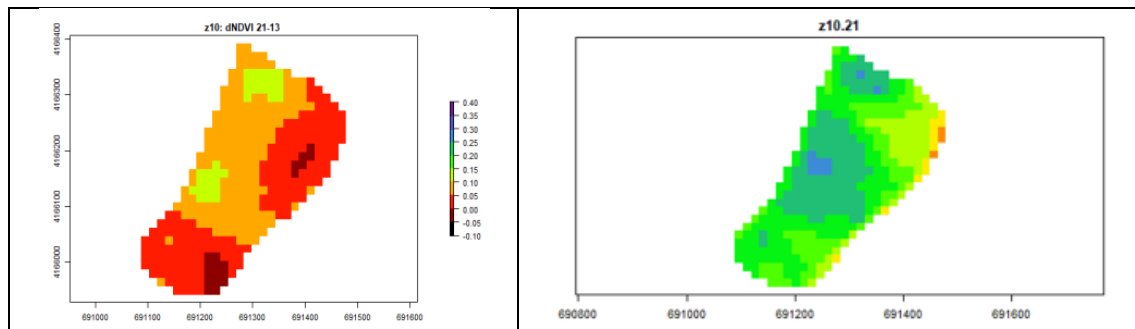


Figura 35. Valores dNDVI en zona BJ, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

PA III: La cobertura vegetal anualizada analizada mediante NDVI (Figura 36) reflejó diferencias significativas para el período analizado (ANOVA, $F=462,3$; $p<0,001$). La distribución de frecuencias también mostró una evolución positiva (Figura 37). El valor dNDVI por su parte reflejó evidencias concretas de mejoras en los valores de cobertura vegetal (Figura 38).

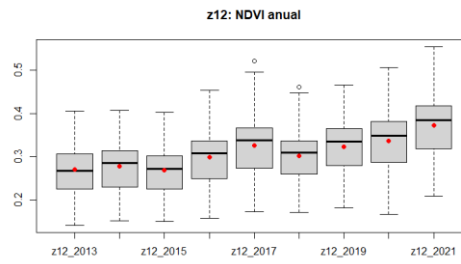


Figura 36. Valores NDVI promedio anuales de zona PA III, comparando entre los años 2013 y 2021.

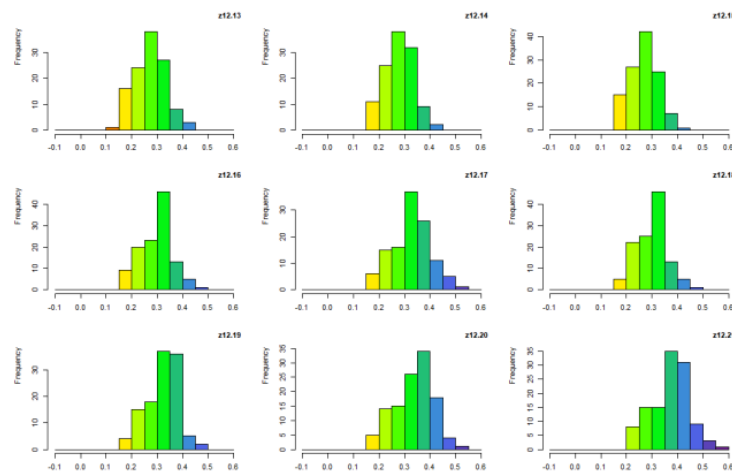


Figura 37. Distribución de frecuencias de valores NDVI para PA III, entre los años 2013 y 2021.

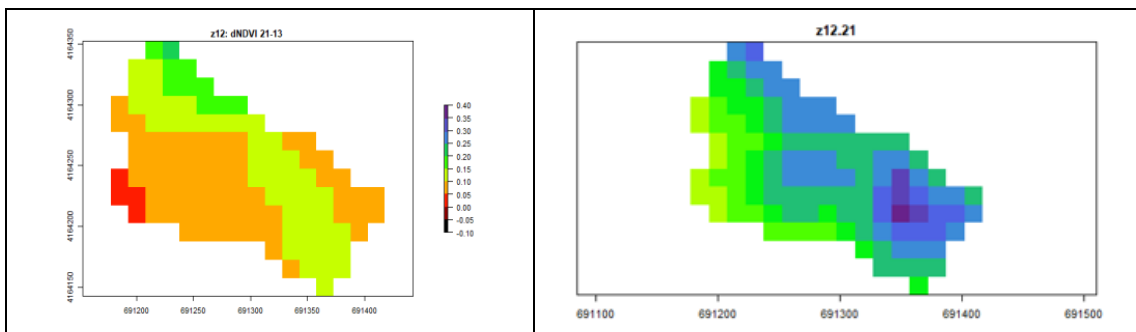


Figura 38. Valores dNDVI en zona PA III, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

EM: En el período analizado se presentaron valores promedio anuales ascendentes (Figura 39), matizados con algunos descensos, asociados a períodos de sequías del 2015 al 2016. Las distribuciones de frecuencias reflejaron una evolución positiva, superando todos los datos el valor

óptimo de 0,3 (Figura 40). La estimación agregada del dNDVI reflejó un incremento en la calidad ambiental de la cobertura vegetal (Figura 41).

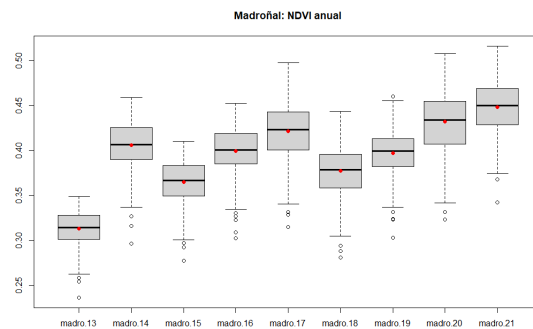


Figura 39. Valores NDVI promedio anuales de zona EM, comparando entre los años 2013 y 2021.

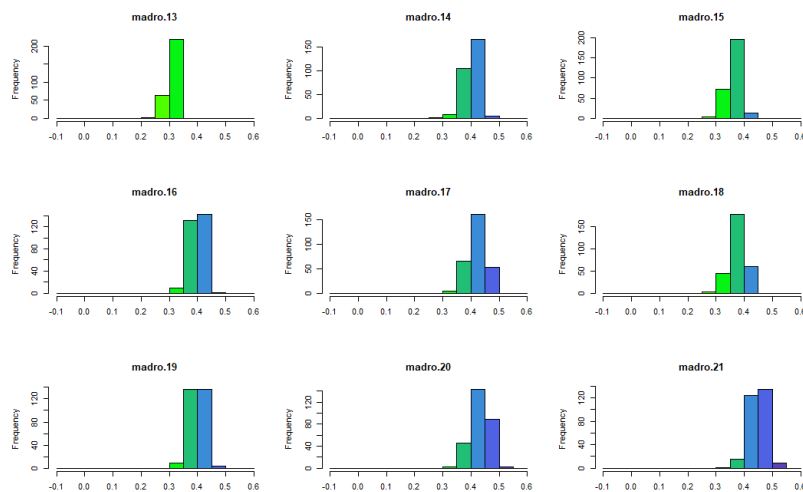


Figura 40. Distribución de frecuencias de valores NDVI para EM, entre los años 2013 y 2021.

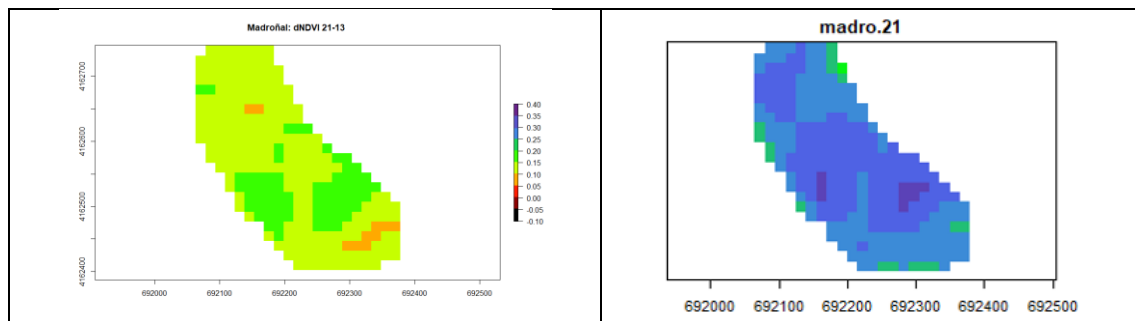


Figura 41. Valores dNDVI en zona EM, integrando el período 2013 y 2021 y su imagen del 2021.

8.2. Relaciones relevantes, tasas de crecimiento y aproximación a IPF

Los resultados consolidados (Tabla 16) indicaron que los valores promedios de NDVI por zonas se distribuyeron de manera decreciente, de la siguiente forma:

EM> MP, LP> PA III> BJ> MSP> PCR, CLL> EG> MSA> PA II.

Tabla 16. Resultados consolidados de valores promedio, mínimo, máximo y porcentuales de las áreas estimadas para cada polígono, en condición óptima (NDVI>0,3) y en fase erosiva (NDVI < 0,3).

Zona	Valores asociados a estudio NDVI				
	Valor promedio	Mínimo	Máximo	% área > 0,3 final del período (Último NDVI)	% área < 0,3 final del período (NDVI erosión)
MP	0,39	0,225	0,525	97,11	2,881
LP	0,39	0,225	0,475	96,68	3,315
PCR	0,27	0,075	0,425	22,82	77,17
CLL	0,27	0,125	0,375	36,44	63,55
MSP	0,28	0,225	0,325	20,00	80
MSA	0,16	0,075	0,325	1,36	98,63
EG	0,24	0,225	0,275	0,00	100
PA II	0,15	0,075	0,225	0,00	100
BJ	0,31	0,125	0,425	63,45	36,54
PA III	0,37	0,225	0,575	80,34	19,65
EM	0,47	0,325	0,525	100,00	0

Fuente: Representan valoraciones medias de imágenes de INES.

Las áreas estudiadas presentaron evoluciones de los valores de NDVI con tendencias positivas en general, salvo los casos de EG y PAII. El valor complementario de NDVI erosión presentó el comportamiento inverso.

8.2.1. Análisis de la tasa de crecimiento

El análisis de las tasas de crecimiento, proyectadas a 10 años, mostró un comportamiento mixto, dándose los siguientes resultados, de forma decreciente: EM, MP, PA III, CLL, LP y PCR, con valores significativos (Tabla 16). Los restantes sitios no presentan valores significativos.

Para los casos analizados de MSA (pendientes: -0,0004337) y EG (pendiente: -0,0002976), se observó que sus tasas de crecimiento se presentaron levemente decrecientes durante el período analizado de 10 años (Figura 42).

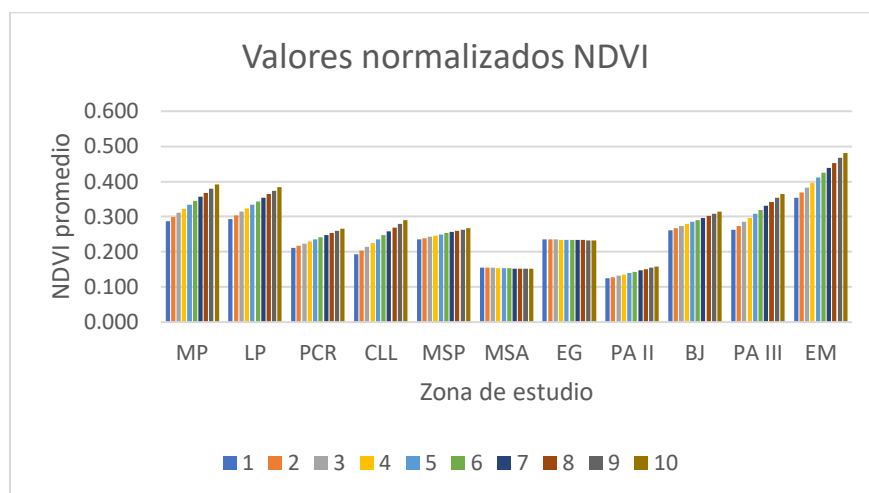


Figura 42. Representación de valores promedios anuales de NDVI a 10 años, por zona analizada. (Fuente: elaboración propia. Cada barra de colores representa un valor promedio anual).

Si se caracterizan los diferentes modelos de crecimiento, en función a los resultados descritos en la Tabla 16, se pueden agrupar como sigue:

Crecimiento sostenido: se observó un crecimiento importante asociado al área de referencia (laderas de EM), con un coeficiente de 0,014 y alta significancia ($F= 13,72$, $p< 0,05$, $R^2= 0,66$).

Crecimientos notables: conjunto de actuaciones con crecimientos anuales notables, con independencia de las fluctuaciones asociadas a las sequías severas. Se trata de un grupo heterogéneo, donde se incluyen las actuaciones históricas de MP ($F= 16,40$, $p< 0,05$, $R^2= 0,70$), LP ($F= 8,76$, $p< 0,05$, $R^2= 0,55$) y un área de actuación más reciente asociada a CLL ($F= 24,30$, $p< 0,05$, $R^2= 0,79$). Se incluye también el caso de revegetación espontánea de PAIII ($F= 35,25$, $p< 0,05$, $R^2= 0,83$), favorecida por sucesiones ecológicas de tipo secundario. Todos estos casos presentaron pendientes $>0,010$, siendo siempre sus valores estadísticamente significativos. Por último, dentro de este tipo, se encontraría el subtipo observado en PCR ($F= 16,55$, $p< 0,05$, $R^2= 0,70$), que presentó crecimiento positivo y estadísticamente significativos, pero cuya pendiente se presentó más atenuada ($m= 0,006$).

Crecimiento débil: este conjunto de actuaciones presentó valores positivos del coeficiente que fluctúan en el rango 0,0035 – 0,0059, con un desempeño de crecimiento débil, pero positivo. En este tipo encontramos la actuación BJ ($F= 2,84$, $p> 0,05$, $R^2= 0,28$). Las actuaciones de MSP ($F= 2,46$, $p> 0,05$, $R^2= 0,26$) y PAII ($F= 2,29$, $p> 0,05$, $R^2= 0,43$).

Crecimiento nulo o negativo: representado este tipo por aquellas actuaciones que han mostrados escasos cambios anuales, sin modificaciones estadísticamente significativas. Estas circunstancias se verificaron en las actuaciones de MSA ($F= 0,09$, $p> 0,05$, $R^2= 0,012$) y EG ($F= 0,008$, $p> 0,05$, $R^2= 0,0014$), cuyas pendientes se dieron con valores ligeramente negativos (Tabla 17). Estos casos fueron los situados en la cuenca del barranco de El Avenque.

Tabla 17. Valores de pendiente, intercepto, R^2 y significancia de regresiones normalizadas.

Zona	Pendiente	Intercepto	R^2	F	p-value
MP	0,0114916	0,2761321	0,7009	16,40	0,00487*
LP	0,0100368	0,2835328	0,5559	8,76	0,02111*
PCR	0,0060769	0,2052157	0,7028	16,55	0,00476*
CLL	0,0107710	0,1822040	0,7970	24,30	0,00263*
MSP	0,0035000	0,2319444	0,2604	2,46	0,16040
MSA	-0,0004337	0,1556316	0,0127	0,09	0,77240
EG	-0,0002976	0,2357142	0,0014	0,008	0,93010
PA II	0,0038000	0,1208000	0,4339	2,299	0,22670
BJ	0,0059259	0,2551783	0,2891	2,847	0,13540
PA III	0,0113817	0,2513295	0,8339	35,25	0,00058*
EM	0,0140798	0,3403370	0,6622	13,72	0,00760*

(*) Valores de los modelos de regresión estadísticamente significativos ($p< 0,05$).

8.2.2. Estimación final de IPF

De acuerdo con los resultados registrados para el escalamiento de la erosión laminar, el NDVI del año 2021 y la relación existente entre las tasas de crecimiento de los diferentes sitios, respecto al sitio EM, el ordenamiento observado para cada uno de los lugares evaluados presentó el siguiente ordenamiento decreciente (Tabla 18):

EM>MP>LP>PA III>CLL>BJ>EG>MSP>PCR>PA II>MSA

Tabla 18. Estimación de índice de protección física (IPF), para las zonas estudiadas.

ZONAS	ER (laminar)	NDVI	Relación TC	IPF
MP	12,26	8,195	8,162	28,62
LP	9,72	8,320	7,129	25,17
PCR	0,48	5,643	4,316	10,44
CLL	6,95	6,136	7,650	20,74
MSP	3,17	5,839	2,486	11,49
MSA	2,56	3,206	-0,308	5,46
EG	9,50	4,926	-0,211	14,21
PA II	2,98	3,355	2,699	9,03
BJ	9,40	6,646	4,209	20,26
PA III	8,57	7,898	8,084	24,55
EM	10,00	10,000	10,000	30,00

ER: Erosión residual laminar (ton/ha/año); NDVI: valor comparado NDVI año 2021, excepto CLL, MSA, EG y PA II proyectados a 10 años. Relación TC: Comparación de los valores de las pendientes de crecimiento de los valores ajustados a 10 años.

El índice de protección física permitió establecer 4 grandes tipos:

Zonas consolidadas: las restauraciones muy similares en protección física al área de referencia (EM), con valores entre 25-28 (respecto de 30), que comprendieron las restauraciones antiguas de MP y LP y la restauración espontánea PA III. Todas ellas con valores muy bajos en erosión laminar estimada por el INES (5 o menos toneladas por hectárea y año) por lo que su índice parcial en este factor es muy elevado, y valores altos de NDVI medio ($>0,37$) y de la tasa de crecimiento anual (un 7-8 sobre 10 de la referencia).

Zonas aceptables: restauraciones con valores de protección física del 66% del área de referencia (unos 20 puntos), con tasas erosivas bajas (5-6 ton/ha/año) y valores relativamente aceptables de los otros dos factores. Correspondería a CLL y a BJ.

Zonas de precaución: las restauraciones con valores entre el 30 y el 50% de la protección física considerada de referencia, con valores del

índice entre 9-14. Aquí estarían EG (con tasas de erosión locales llamativamente bajas, de 5) y MSP, PCR (esta última con tasa erosivas llamativamente altas) y PA II.

Zonas críticas: por último, la restauración MSA (un 5,46 de valoración global, un 18,2% respecto del área de referencia) con valores medios-altos de erosión y con el resto de los factores también bajos, incluso negativos.

8.2.3. Umbrales de control de la erosión laminar

De acuerdo con los antecedentes disponibles, el rango inferior de erosión estimado estaba entre 0 y 5 ton/ha/año. Al explorar un modelo de ajuste (Figura 43), se estableció una relación entre los valores esperables de erosión laminar y los valores deseables del NDVI, de acuerdo con el siguiente modelo:

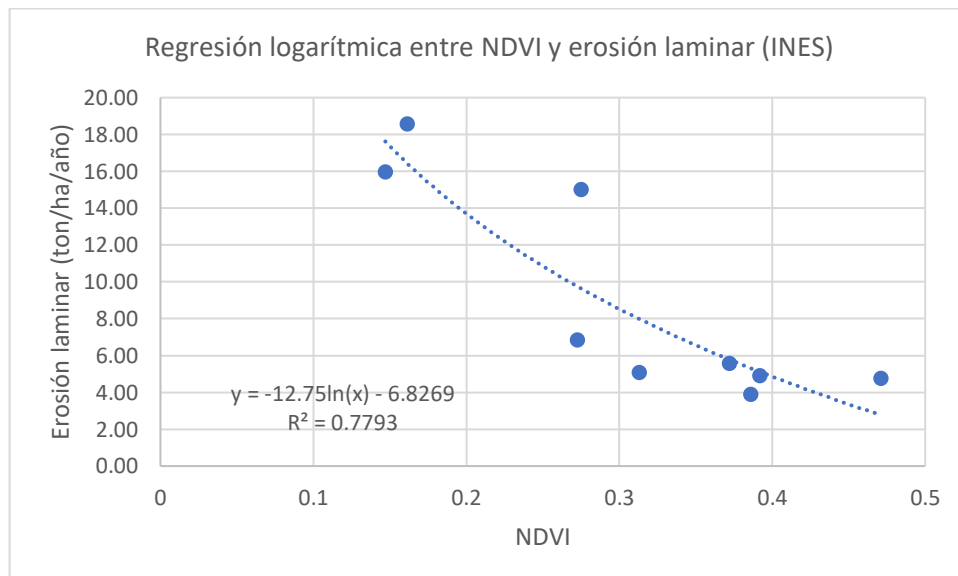


Figura 43. Curva de regresión logarítmica entre erosión laminar y NDVI año 2013 por zona.

Por lo tanto, la escala deseable de erosión laminar, de acuerdo con la información recopilada se presentó de la siguiente forma:

Tabla 19. Escala de relación entre erosión laminar y valor NDVI esperable.

Erosión (ton/ha/año)	6,5	6,9	7,3	7,7	8,1	8,5	8,9	9,4	9,9	10,4	10,8
NDVI	0,35	0,34	0,33	0,32	0,31	0,30	0,29	0,28	0,27	0,26	0,25

La información sugiere que el rango óptimo de valores de erosión (Tabla 19) asociado a una condición ambiental óptima ($NDVI > 0,3$), se encuentra en el valor ± 8 ton/ha/año.

8.3. Análisis biológico y de calidad de las restauraciones

Se identificaron 74 especies. Ninguna presente en la totalidad de las localidades analizadas (detalle en Anexo).

En términos de cobertura, las diez más representativas fueron *Pinus halepensis* (13,7%), *Phagnalon saxatile* (4,0%), *Acacia retinoides* (3,58%), *Hyparrhenia hirta* (3,29%), *Lygeum spartum* (3,18%), *Dittrichia viscosa* (2,98%), *Pistacia lentiscus* (2,72%), *Tetraclinis articulata* (2,20%), *Macrochloa tenacissima* (1,96%) y *Thymelaea hirsuta* (1,70%).

P. saxatile y *Helichrysum decumbens* fueron las especies más frecuentes registradas en el 91% de los sitios (10/11), seguida de *P. halepensis*, *H. hirta* y *D. viscosa* (67%), *Piptatherum miliaceum* y *L. spartum* (58%) y *Dorycnium pentaphyllum* y *P. lentiscus* (50%). El resto de las especies no superó este umbral.

El caso de *H. decumbens*, se destaca porque, aunque no figura entre las especies más abundantes, mostró una distribución homogénea, con presencia en el 100% de las áreas afectadas por la minería, mientras que en la zona control de EM no fue detectada. En contraste, *P. saxatile* solo estuvo ausente en PAII.

Del total de especies, el 69% se encontró en al menos una de las estructuras analizadas. 13 especies fueron únicamente reportadas en la

zona control (*Artemisia barrelieri*, *Cuscuta epithymum*, *Distichoselinum tenuifolium*, *Eryngium campestris*, *Fumana ericoides*, *Lithodora fruticosa*, *Rubia peregrina*, *Ruta angustifolia*, *Salsola genitoides*, *Salsola papillosa*, *Satureja obovata*, *Sedum album* y *Smilax aspera*).

8.3.1. Análisis por sitio

MP: Se identificaron 18 especies (Tabla 23). Las diez especies más abundantes concentraron un 68,75% de la cobertura (Figura 44a), con dominancia de *P. halepensis* y *A. retinoides*. Caméfitos fueron dominados por *P. saxatile* y *Helianthemum syriacum*. Las gramíneas fueron representadas por *H. hirta*. Se observó escasa representación de nanofanerófitos. Fuera de los puntos de muestreo se registraron ejemplares de *T. articulata*.

LP: Se contabilizaron 19 especies (Tabla 23), concentrando las diez especies dominantes un 69,36% de cobertura (Figura 44b). La especie arbórea dominante fue *A. retinoides*, seguida de *P. halepensis* y *T. articulata*. Los caméfitos concentraron 8 especies y predominó *Thymus hyemalis*. Las gramíneas fueron más representadas por *H. hirta* y *M. tenacissima*. Escasa representación de micro y nanofanerófitos.

PCR: Se reportaron 19 especies (Tabla 23), concentrando un 53,19% las diez más abundantes (Figura 44c). *L. spartum* se presentó como dominante. Los árboles fueron representados esencialmente por *A. retinoides*. El caméfito más abundante fue *H. decumbens*. En esta zona se registró *Limonium thiniense*.

CLL: Se reportaron 25 especies (Tabla 23), donde las diez más abundantes concentraron un 37,83% (Figura 44d). *T. hirsuta* fue dominante, seguida por *P. saxatile*. Cabe mencionar en el entorno no evaluado la presencia de *N. glauca*, no incluida en los análisis, pero que se menciona por ser considerada como especie exótica invasora.

MSP: De las 20 especies identificadas (Tabla 23), las diez más abundantes concentraron un 46,10% (Figura 44e). Los tipos biológicos dominantes fueron nanofanerófitos y gramíneas. Las especies dominantes reportadas fueron *Lavandula dentata* y *M. tenacissima*. La microfanerófita *Periploca angustifolia* fue la tercera especie dominante. No se registraron árboles.

MSA: Se registraron 14 especies (Tabla 23), concentrando sus diez especies más abundantes un 49,93% (Figura 44f). *D. viscosa* se presentó como dominante, seguida de *D. pentaphyllum*. Las gramíneas se representaron a través de *H. hirta* y *C. dactylon*. Este sitio tampoco registró árboles en la zona de estudio.

EG: Se reportaron 12 especies (Tabla 23), concentrando las diez más abundantes un 64,10% (Figura 44g). La especie dominante fue la gramínea *P. miliaceum* acompañado del microfanerófito *Atriplex halimus*. En esta zona también fueron registrados ejemplares de *Limonium thiniense*.

PA II: Se lograron identificar 19 especies (Tabla 23), concentrando 11,16% las diez más abundantes (Figura 44h). Cabe mencionarse que el total de especies identificadas alcanzaron un 12% de cobertura. La especie dominante es *P. halepensis*.

BJ: Se reportaron 26 especies (Tabla 23), donde las diez especies más abundantes concentran un 69,75% de cobertura identificada (Figura 44i). El tipo biológico que domina fue árboles (Tabla 20), principalmente a través de *P. halepensis*. Las especies que siguen en dominancia fueron *P. saxatile* y *Asteriscus maritimum*.

PA III: Se reportaron 12 especies (Tabla 23), concentrando un 60,56% las diez más abundantes (Figura 44j). La dominancia se estableció a

través de microfanerófitos de la especie *P. lentiscus*. Los árboles fueron representados por *P. halepensis* y *T. canariensis*. Al igual que en MP, en esta zona se reportó la presencia de *T. articulata* fuera de los puntos de muestreo, pero es un antecedente relevante en el análisis de los criterios de conservación del sector.

EM: Registró un total de 37 especies (Tabla 23), con coberturas relevantes que implicaron que las diez especies más abundantes superaran el 100% de cobertura, constatándose superposición de especies (Figura 44k). Las especies dominantes referenciadas fueron *P. halepensis* y *T. articulata*. Los restantes tipos biológicos estuvieron presentes, con predominancia de microfanerófitas y gramíneas.

8.3.2. Análisis por tipo biológico y criterios de conservación

Tabla 20. Distribución porcentual de cobertura, por tipo biológico. TB1. Fanerófitos; TB2. Microfanerófitos; TB3. Nanofanerófitos; TB4. Caméfitos; TB5. Gramíneas perennes.

TB	MP	LP	PCR	CLL	MSP	MSA	EG	PA II	BJ	PA III	EM
TB 1	32,8	36,7	10,1	1,6	0,0	0,0	0,2	4,9	46,5	18,5	66,2
TB 2	4,6	0,7	3,4	2,3	10,3	1,9	16,5	2,4	0,6	28,7	18,4
TB 3	1,6	0,7	3,4	19,0	19,6	26,9	10,4	3,3	1,5	7,0	5,1
TB 4	20,9	15,7	9,3	13,9	6,9	2,6	18,5	1,6	21,3	0,6	4,5
TB 5	10,1	18,3	30,1	4,5	17,7	20,6	18,7	0,2	2,6	5,8	15,6

Los valores estimados se encuentran aproximados a un dígito después de la coma.

En función de los resultados observados por tipo biológico, se plantean las siguientes relaciones funcionales:

Dominio de estrato arbóreo autóctono y arbustivo significativo. Serían los casos de referencia. EM, caso no alterado, tipo 1 -2 (árboles + arbustos), y PA III con recuperación natural, Tipo 2 - 1 (arbustos + árboles). Este último entendido como sucesión secundaria.

Dominio de estrato arbóreo, con baja cobertura y alta diversidad de estratos. PA II: 1-2-3 (árboles autóctonos y cobertura similar de matorrales y arbustos). Se estima que su restauración está condicionada por su

objetivo conservacionista (recuperación del hábitat de *Tetraclinis*). Ubicado además en matriz del espacio protegido (Tabla 20).

Dominio de estrato arbóreo mixto implantado (autóctono y exótico) y caméfitos de colonización espontánea, 1-4 (árboles + caméfitos). Se trata de los casos de intervención antigua MP, LP, BJ (Tabla 20). Parece haber un condicionamiento preconceptual (no hay restauración ecológica, sin estrato arbóreo) y paisajístico (entorno o escenario visual de zonas habitadas).

Implantación parcial de estrato arbóreo mixto. Se contempla autóctono y exótico y el estrato de gramíneas perennes dominante de colonización espontánea, 5-1 (albardinal espontáneo en las mesetas de las estructuras con estrato arbóreo dominantes en taludes y otros declives erosivos). Caso aplicable a PCR (Tabla 20).

Sin estrato arbóreo implantado e incorporación de un matorral complejo, con estrato de gramíneas perennes (espontáneo e implantado) o caméfitos, e incluso algún específico. Restauraciones recientes donde se excluyó el uso de especies arbóreas por los condicionantes del sustrato tóxico en términos de evitar una posible disponibilidad en plantas con sistemas radiculares profundos. Además de los matorrales (3) se utilizaron y/o colonizaron de manera variable gramíneas (5), caméfitos (4) y algunos arbustos específicos (2, ej. *Atriplex*), sería el tipo 3-5-4-2. Se trataría de CLL, MSP, MSA y EG (Tabla 20).

Al analizar la relación entre la tasa de crecimiento de los diferentes tipos biológicos y sus coberturas se observó que solo la relación entre TB1 y la cobertura tuvo ajuste significativo ($F=7,27$, $gl= 9$, $p= 0,024$, $R^2= 0,447$). Las restantes interacciones no se presentaron significativas (Tabla 21).

Capítulo 4. Resultados y discusión (II): evaluación de las restauraciones de balsas de relaves: propuesta de un índice de calidad integrado

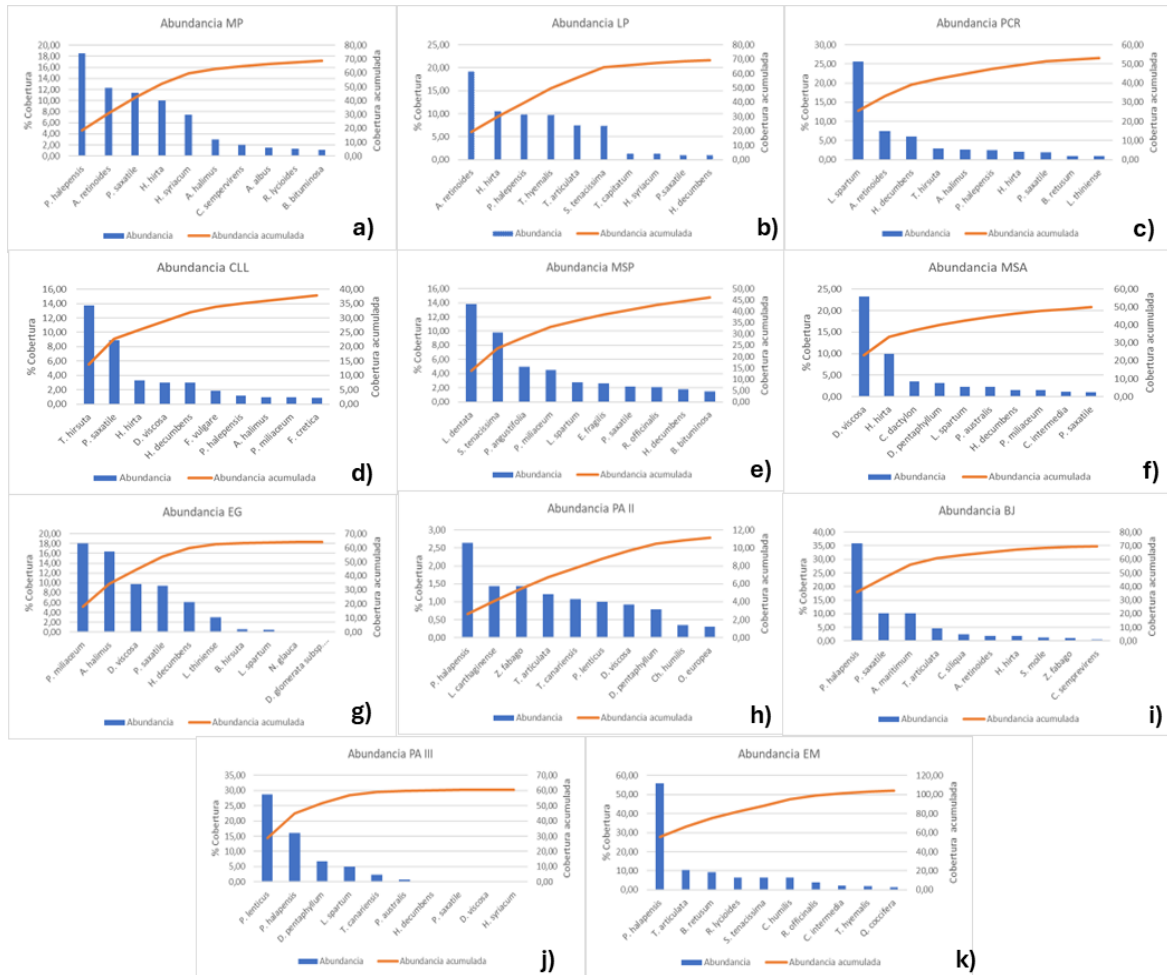


Figura 44. Relación entre cobertura por especie y cobertura acumulada de las diez principales especies identificadas en cada uno de los sitios evaluados.

Tabla 21. Análisis de regresiones por cada tipo biológico, relacionando con la tasa de crecimiento con la cobertura estimada. TB 1. Fanerófitos; TB 2. Microfanerófitos; TB 3. Nanofanerófitos; TB 4. Caméfitos; TB 5. Gramíneas perennes.

Tipo biológico	F	GI	P	R ²
TB 1	7,27	9	0,0245 *	0,447
TB 2	0,55	9	0,4739	0,058
TB 3	2,48	9	0,1493	0,216
TB 4	0,02	9	0,8784	0,002
TB 5	0,67	9	0,4329	0,069

(*) $p < 0,05$ en nivel de significancia.

El análisis de los valores NDVI promedio, para el período completo, y los correspondientes a los tipos biológicos (Tabla 22), registraron una interacción significativa para TB1 ($F=17,98$, $gl= 9$, $p= 0,0021$, $R^2= 0,667$), evidenciándose que, en el escenario de inexistencia de masa arbórea,

el valor obtenido fue $\leq 0,228$ de NDVI, lo que implicaría que sin cobertura arbórea no se lograría el valor umbral de $\text{NDVI} > 0,3$ (Figura 45). El valor límite necesario debe superar un 20% de árboles.

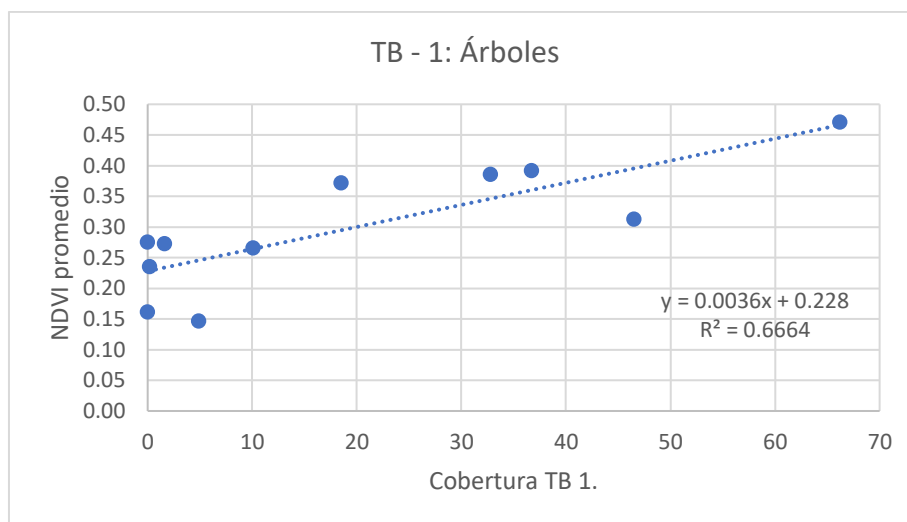


Figura 45. Curva de regresión entre valores de NDVI promedio y la cobertura de TB1, para todas las zonas analizadas.

Tabla 22. Análisis de regresiones por cada tipo biológico, relacionando el NDVI promedio con la cobertura estimada. TB 1. Fanerófitos; TB 2. Microfanerófitos; TB 3. Nanofanerófitos; TB 4. Caméfitos; TB 5. Gramíneas perennes.

Tipo biológico	F	Gl	P	R ²
TB 1	17,98	9	0,0022 *	0,667
TB 2	1,631	9	0,2336	0,153
TB 3	2,814	9	0,1278	0,238
TB 4	0,468	9	0,5112	0,049
TB 5	0,000	9	0,9760	0,000

(*) $p < 0,05$ en nivel de significancia. El valor para TB 5 de $F = 0,0009$ y $R^2 = 0,0001$.

8.3.3. Estimación IPB y aplicación de índice de similitud

8.3.3.1. Proximidad Ecológica

Al analizar los resultados disponibles (Tabla 22), se propusieron cuatro niveles de proximidad ecológica:

Rango entre 5 y 6: Este rango representa que un 50-60% de las especies presentes en la estructura son compartidas con el área de referencia. Se

aplicó a PA II, LP y PA III, que fueron casos más cercanos físicamente al espacio protegido de Peña del Águila - Calblanque.

Rango entre 4 y 5: Este rango contempló una cercanía composicional de entre el 40-50%. Se observó en restauraciones antiguas (MP) y otras diseñadas más específicamente, sin estrato arbóreo (MSA).

Rango entre 2 y 4: Suelen ser zonas de proyectos que han introducido una alta diversidad de especies (BJ, CLL, MSP) con o sin estrato arbóreo o que se sitúan en áreas muy periféricas de la Sierra Minera (PCR), con características ambientales muy distantes del área de referencia (EM).

Rango entre 0 y 1: Únicamente en el caso de EG, por haber adoptado un perfil halonitrófilo dominante en las especies utilizadas en la restauración, que le distancia de las especies presentes en el área de referencia.

8.3.3.2. Riqueza relativa (H')

El análisis de riqueza relativa de especies (Tabla 23) permitió caracterizar tres niveles.

- Las restauraciones más ricas en especies (25-26 especies), un 80% de la riqueza existente en la zona natural de referencia, fueron BJ y CLL. Estos valores se asocian a un rango de diversidades amplio respecto de las comunidades naturales desde 2,5 a algo más de 3 bits de información.
- Los casos con valores intermedios, con riquezas de especies en torno a 18-20 taxones y valores alrededor de 60 % de la riqueza del área de referencia, fueron los mayoritarios y en condiciones muy variadas (MP, LP, PCR, MSP y PA II).
- Las más bajas corresponden con las actuaciones asociadas la zona al sector El Gorguel – Avenque (MSA y EG), a la recolonizada espontáneamente (PA III), con riquezas de entre 12 y 15 especies

muestreadas, y diversidades por debajo de la zona de referencia (EM=2,75).

8.3.3.3. Especies protegidas y hábitat prioritarios

Los valores más asociados al análisis de estándares de protección de la naturaleza, como son la presencia de especies amenazadas o especies directrices de hábitats prioritarios de la directiva europea (Tabla 23), se establecieron 3 tipos generales:

PA II, con valores altos de un 65% del nivel de interés naturalístico de una zona muy bien conservada, como es EM. Se trató de restauraciones enfocadas específicamente para recuperar el hábitat prioritario de bosques de *Tetraclinis articulata* 9570, por lo que su ejecución estuvo dirigida a este objetivo dominante.

Casos de restauración con cifras entre aproximadamente 2 y 3,5, entre un 20 y un 35% del valor de conservación del área de referencia. Aquí estuvieron la mayor parte de las restauraciones históricas, algunas de las más recientes también y la única por sucesión secundaria espontánea: MP, LP y CLL, con 3,5, PA III con 2,9, MSP con 2,4 y, por último, con la mitad del valor de los primeros de este grupo, BJ con 1,8.

Las restauraciones del conjunto paisajístico del El Gorguel- Avenque (MSA y EG), fueron las que presentaron los peores valores, bajo este criterio conservacionista, con un valor nulo (0) en estos casos.

8.3.4. Valores integrados de conservación y descuento de EEI

A partir del valor integrado de conservación se establecerían cinco grupos diferenciados:

Grupo 1: La restauración de PA II, con una finalidad conservacionista muy acotada, con un valor de 17,4 sobre un máximo de 30 obtenidos por el área de referencia (EM).

Grupo 2: Con tres puntos por debajo, las restauraciones de LP y CLL, con valores cercanos a 14 puntos. Estas tres restauraciones fueron las que tendrían, al menos, la mitad de valor natural equivalente respecto de la zona de referencia.

Grupo 3: Una parte sustancial de las restauraciones con valores entre 11-13, por orden decreciente MP>BJ>MSP>PAIII>.

Grupo 4: Con valores cercanos a 9 sobre 30 posibles, estuvieron PCR y MSA.

Grupo 5: EG con un valor muy reducido, inferior a 5 sobre 30.

A esta clasificación se les descuentan los riesgos de propagación de especies exóticas invasoras priorizadas (*A. retinoides* y *N. glauca*).

La restauración con más riesgos de propagación de exóticas se estimó para LP (con -3,85), y después con un punto menos sucesivamente MP, PCR y BJ, ya con valores menores (Tabla 23). Las restantes actuaciones tuvieron riesgos cero o muy cercanos a dicho riesgo nulo.

8.3.4.1. IPB integrado

En definitiva, en función de la estructura y composición de las comunidades vegetales establecidas (Tabla 23), las distintas restauraciones recibieron los siguientes valores:

El máximo relativo, excluyendo el área de referencia, fue para la restauración de PAII (18, 4/30). CLL (15,2), con un 10% menos de valor total respecto a la anterior, estuvo en un segundo lugar, con un peso destacado de la riqueza de especies. La mitad de las restauraciones estarían entre 11 y 13 puntos, con un peso también dominante de la riqueza de especies, a excepción de LP y PAIII, donde pesa también la proximidad, en composición con el área de referencia. Aquí estuvieron

también las restauraciones con más peso en cobertura de especies exóticas invasoras.

En torno a 8-9 puntos obtuvieron PCR y MSA, con valores casi nulos en especies protegidas y hábitats. La restauración con el valor manifiestamente más bajos, desde este punto de vista conservacionista, fue EG, que obtuvo los rangos mínimos en los tres criterios básicos. A partir de la valoración de los criterios de conservación definidos, se registran los valores consolidados del IPB (Tabla 22).

Tabla 23. Resumen de criterios de conservación: proximidad ecológica (PE); riqueza comparada (RC); especies protegidas y hábitats prioritarios (P&H); especies exóticas (EE); índice de protección biológica (IPB); riqueza e índice de diversidad de Shannon (H').

CRITERIO	MP	LP	PCR	CLL	MSP	MSA	EG	PAII	BJ	PAIII	EM
PE	4,4	5,8	2,6	3,6	3,5	4,3	0,8	5,8	3,1	5,0	10
RC	4,9	5,1	5,1	6,8	5,4	3,8	3,2	5,1	7,0	3,2	10
P&H	3,5	3,5	0,6	3,5	2,4	0	0	6,5	1,8	2,9	10
SUMA	12,8	14,4	8,3	13,9	11,3	8,1	4,0	17,4	11,9	11,1	30
EE	-2,66	-3,85	-1,59	-0,01	0	0	-0,04	0	-0,55	0	0
IPB	10,14	10,55	6,71	13,89	11,3	8,1	3,96	17,4	11,35	11,1	30
R	18	19	19	25	20	14	12	19	26	12	37
H'	2,95	3,07	2,80	3,15	3,54	2,68	2,55	3,58	2,54	2,05	2,75

Tabla 24. Resultados de la aplicación del índice de similitud de Jaccard (Ij) para las diferentes zonas de estudio.

	MP	LP	PCR	CLL	MSP	MSA	EG	PAII	BJ	PAIII	EM
MP		0,54	0,42	0,34	0,23	0,19	0,20	0,15	0,33	0,20	0,17
LP	0,54		0,36	0,33	0,26	0,18	0,19	0,18	0,29	0,24	0,24
PCR	0,42	0,36		0,38	0,26	0,32	0,41	0,18	0,25	0,35	0,10
CLL	0,34	0,33	0,38		0,29	0,26	0,28	0,29	0,38	0,23	0,17
MSP	0,23	0,26	0,26	0,29		0,36	0,28	0,14	0,21	0,23	0,14
MSA	0,19	0,18	0,32	0,26	0,36		0,37	0,21	0,25	0,37	0,13
EG	0,20	0,19	0,41	0,28	0,28	0,37		0,19	0,23	0,20	0,04
PAII	0,15	0,18	0,18	0,29	0,14	0,21	0,19		0,24	0,23	0,24
BJ	0,33	0,29	0,25	0,38	0,21	0,25	0,23	0,24		0,19	0,15
PAIII	0,20	0,24	0,35	0,23	0,23	0,37	0,20	0,23	0,19		0,11
EM	0,17	0,24	0,10	0,17	0,14	0,13	0,04	0,24	0,15	0,11	

Los valores de similitud se encuentran en el rango de 0 a 1.

Los valores más destacados se presentaron para PAII, CLL, BJ, MSP, PAIII, LP y MP. Los mayores rezagos se dieron en MSA, PCR y EG.

La valoración del índice de similitud reflejó valores en el rango de 0,54 y 0,04, para los cruces de MP y LP y EM y EG respectivamente (Tabla 24), con una representación única. La mayor proporción de valores se presentó en el rango 0,20 – 0,29.

8.3.4.2. NDVI y su relación con la cobertura y efecto endorreísmo

Al complementar los valores mencionados con los parámetros de campo, relacionados a la evaluación del porcentaje de coberturas generales y suelo descubierto, para cada una de las zonas estudiadas, se evidenció que las relaciones que se generan establecieron una correlación interesante ($R^2 = 0,6859$), al vincularlas con los valores de NDVI para el último período disponible (Figura 46).

Al analizar la relación generada entre el % de cobertura y el valor promedio de NDVI para el último año disponible NDVI año 2021 ($F=19,65$, $gl=9$, $p=0,00164$), reflejó que la relación entre el NDVI determinado como aceptable, se asoció a un valor aproximado de cobertura promedio, superior al 60% (Tabla 25).

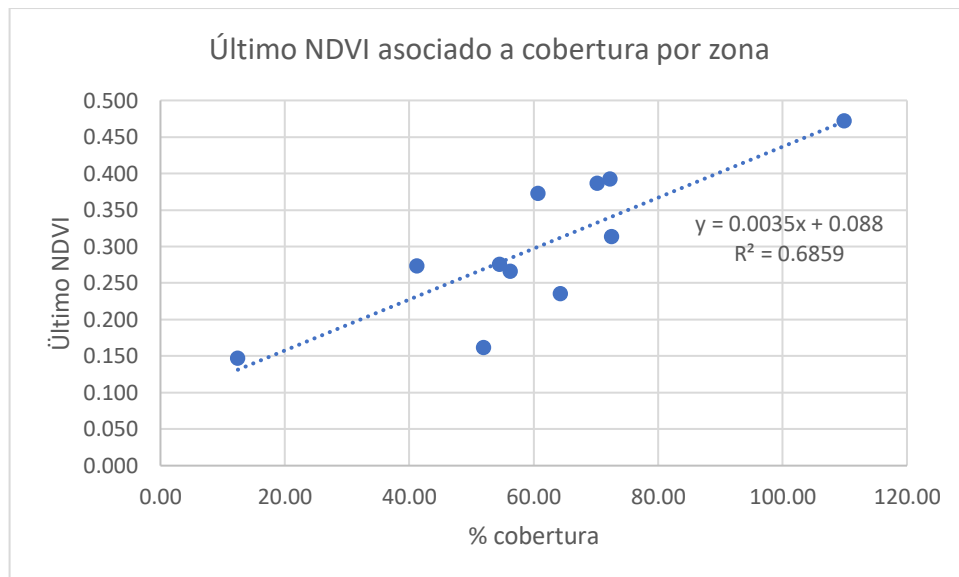


Figura 46. Curva de regresión entre valores de % cobertura promedio para las zonas evaluadas y NDVI año 2021.

Tabla 25. Escala generada entre erosión laminar y valor NDVI esperable.

Cobertura (%)	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
NDVI	0,12	0,16	0,19	0,23	0,26	0,30	0,33	0,37	0,40	0,44

La evaluación de las tasas de crecimiento, valores del indicador NDVI y valores de cobertura, al incorporar al análisis la proximidad de agua, a través de una interpretación de MDT (Figura 47), permitieron distinguir efectos significativos en lo que respecta a las tasas de crecimiento ($t=4,67$; $p=0,001804$); y a los valores promedios registrados mediante la metodología NDVI ($t=2,61$; $p=0,03139$). La cobertura no registró diferencias significativas ($t=0,77$; $p>0,05$). Las correlaciones fueron concordantes y registraron tendencias descendentes al valorar el endorreísmo con la tasa de crecimiento ($R^2= 0,73$, $F=21,8$, $p=0,0016$), con los valores de NDVI promedio ($R^2= 0,46$, $F= 6,83$, $p=0,031$), y con la cobertura total ($R^2= 0,068$, $F= 0,58$, $p=0,47$).

Para este análisis se excluyó EM porque no es una zona intervenida artificialmente.

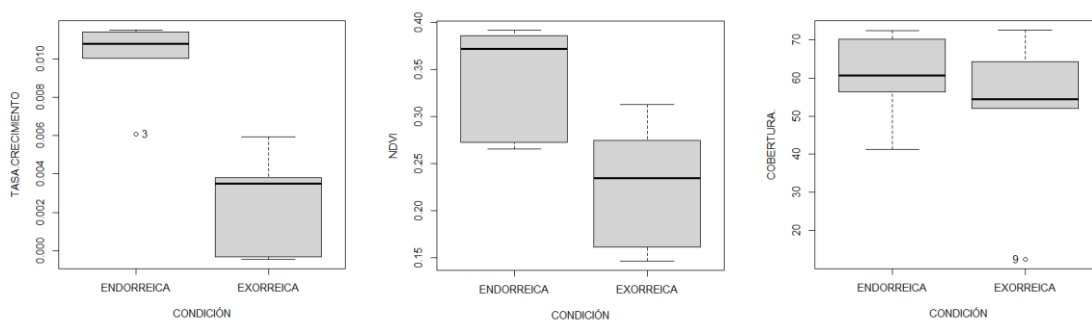


Figura 47. Diagramas de caja asociados a la comparación entre sectores con evidencias de endorreísmo y exorreísmo, de acuerdo con MDT, para las zonas de estudios y su efecto sobre las tasas de crecimiento, los valores de NDVI y la cobertura vegetal.

La influencia de la disponibilidad de agua quedó en evidencia al analizar el proceso continuo que relaciona la tasa de crecimiento de la vegetación asociada a cada uno de los sitios diferenciados como endorreicos y exorreicos, estableciéndose de manera evidente valores

de cobertura mayor en aquellas estructuras que dispondrían de sectores capaces de acumular agua (Figura 47). Este efecto a su vez se vio confirmado en los valores estimados mediante el índice NDVI. Finalmente, la cobertura no presentó diferencias significativas, probablemente atribuibles a la fecha en la cual se ha realizado dicha valoración en terreno. Se estima que esta información se podría confirmar en muestreos estacionales.

8.4. Análisis de aspectos químicos y construcción de IPQ

Los análisis se centraron en el metaloide As y los metales Cd, Cu, Mn, Pb y Zn debido a que superaron los valores de referencia establecidos para las concentraciones tolerables, de acuerdo con la información disponible (Azcón-Bieto y Talón, 2000; Kabata-Pendias 2010).

8.4.1. Análisis FEp agregados

Las concentraciones promedio del metaloide As y los metales Cd, Cu, Mn, Pb y Zn, por cada especie de planta recolectada y su estimación respecto a las concentraciones registradas en suelos (Tabla 26).

Tabla 26. Valores promedio de cada elemento analizado (mg/kg) para las muestras de suelo.

METAL(OIDE)	VALOR PROMEDIO (*) (mg/kg)
ARSÉNICO	258
CADMIO	14,6
COBRE	64,8
MANGANESO	4838,4
PLOMO	5660,4
ZINC	6339,1

(*) Valores promedios de los diferentes sitios muestreados(n=30).

El análisis de los valores promedios de extracción por especie (Tabla 27) y por elemento químico, permitió distinguir que los valores promedios más altos se registraron para las especies *D. viscosa*, con valores importantes para cadmio, cobre, manganeso y zinc. *P. saxatile*, *H. decumbens* y *T. articulata* presentaron valores importantes para cadmio y cobre. *S. oppositifolia* y *T. hirsuta*, presentaron una afinidad mayor por el

cadmio. Para las evaluaciones de arsénico y plomo, la relación entre la concentración referenciada en el suelo y los valores obtenidos en planta no superaron el 5% para ninguna de las especies analizadas, aun cuando, los valores promedios de plomo en suelo (5.660,4 mg/kg) deben analizarse más en profundidad.

Tabla 27. Concentraciones medias por elemento químico y % de extracción por especie.

Especies	Concentración media (mg/kg)						Extracción media						Media
	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn	
<i>A. retinoides</i>	0,1	0,4	6,3	208,0	5,4	283,0	0,0	2,7	9,8	4,3	0,1	4,5	3,6
<i>D. glomerata</i>	2,4	1,4	7,2	165,5	85,2	258,2	0,9	9,7	11,1	3,4	1,5	4,1	5,1
<i>D. viscosa</i>	9,5	8,4	21,6	335,0	85,2	641,8	3,7	57,4	33,4	6,9	1,5	10,1	18,8
<i>D. pentaphyllum</i>	0,1	0,4	3,9	102,2	10,8	140,4	0,0	2,6	6,0	2,1	0,2	2,2	2,2
<i>H. decumbens</i>	7,6	2,2	13,3	220,0	165,8	292,3	3,0	15,3	20,5	4,5	2,9	4,6	8,5
<i>H. hirta</i>	1,2	3,2	6,2	123,1	105,6	206,6	0,5	21,6	9,5	2,5	1,9	3,3	6,5
<i>L. spartum</i>	1,3	3,7	3,3	65,5	30,4	176,3	0,5	25,0	5,1	1,4	0,5	2,8	5,9
<i>O. europaea</i>	0,7	0,6	6,1	72,0	6,9	67,4	0,3	4,4	9,5	1,5	0,1	1,1	2,8
<i>P. saxatile</i>	2,5	5,2	24,5	165,3	61,2	333,7	1,0	35,4	37,8	3,4	1,1	5,3	14,0
<i>P. halepensis</i>	0,6	0,5	4,7	214,8	18,5	129,4	0,3	3,7	7,2	4,4	0,3	2,0	3,0
<i>P. miliaceum</i>	0,1	0,4	4,7	65,5	12,4	146,0	0,0	2,6	7,3	1,4	0,2	2,3	2,3
<i>P. lentiscus</i>	0,5	0,2	5,9	96,8	9,6	68,7	0,2	1,7	9,1	2,0	0,2	1,1	2,4
<i>S. oppositifolia</i>	0,2	4,6	5,2	231,7	44,6	323,6	0,1	31,3	8,0	4,8	0,8	5,1	8,3
<i>T. articulata</i>	1,2	2,8	14,6	164,9	13,3	175,9	0,4	19,4	22,5	3,4	0,2	2,8	8,1
<i>T. hirsuta</i>	1,0	3,0	7,7	165,7	26,1	222,9	0,4	20,8	11,9	3,4	0,5	3,5	6,8

(*) Estimado a partir de los valores promedios de concentración por elemento (n=44).

En relación con los valores más bajos, estos fueron registrados para *D. pentaphyllum*, *P. miliaceum* y *P. lentiscus*, teniendo en consideración que estas dos últimas especies presentaron una leve afinidad respecto del cobre.

En términos de valores promedios, con independencia del grupo químico analizado, las tendencias se mantuvieron, es decir, las especies con valores más importantes fueron *D. viscosa*, y *P. saxatile*.

8.4.2. Análisis FEp por sitio de estudio

Al realizar el análisis desagregado por elemento químico, para todos los sitios estudiados (Tabla 28), se observa que, para el caso del metaloide As, los valores no superan el 10%.

Para el análisis del Cd las especies con valores por sobre el límite fueron *D. viscosa* para PCR y EG, sitios donde también destacaron *P. saxatile* y *L. spartum* respectivamente por alcanzar el valor máximo de la escala (Tabla 27). Esta situación se repitió para *S. oppositifolia* y *H. decumbens* para PA II y BJ. A continuación, como valores destacados se presentó el registrado por *T. hirsuta* en LP e *H. hirta* y *P. saxatile* en BJ, con valores cercanos al 45% (Tabla 28).

El cobre se presentó particularmente importante para *P. saxatile* que presentó valores relevantes en PCR, CLL y MSA. *T. articulata* a su vez, tuvo valores límites en CLL. Las restantes especies, en todos los sitios, no superaron el 40% (Tabla 28).

Por su parte, el manganeso, plomo y zinc no presentaron valores relevantes, no superando el 20% para todas las especies, considerando la totalidad de los sitios estudiados (Tabla 28).

Tabla 28. Estimación escalar del % de extracción, por especie y elementos, por sitio de estudio.

ZONA	Especie	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
MP	<i>A. retinoides</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>D. glomerata</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>H. decumbens</i>	1	1	3	1	1	1
	<i>H. hirta</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>O. europaea</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>P. saxatile</i>	1	3	5	1	1	1
	<i>P. halepensis</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>T. hirsuta</i>	1	2	2	1	1	1
LP	<i>A. retinoides</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>D. glomerata</i>	1	2	2	1	1	1

ZONA	Especie	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	<i>H. decumbens</i>	1	3	3	1	1	1
	<i>H. hirta</i>	1	4	2	1	1	1
	<i>O. europaea</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>P. saxatile</i>	1	6	5	1	1	1
	<i>P. halepensis</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>S. oppositifolia</i>	1	6	2	2	1	1
	<i>T. articulata</i>	1	3	1	1	1	1
	<i>T. hirsuta</i>	1	9	3	1	1	1
PCR	<i>A. retinoides</i>	1	1	3	2	1	2
	<i>D. viscosa</i>	1	11	9	1	1	3
	<i>H. decumbens</i>	1	1	4	1	1	1
	<i>H. hirta</i>	1	8	3	1	1	1
	<i>L. spartum</i>	1	5	2	1	1	1
	<i>O. europaea</i>	1	1	3	1	1	1
	<i>P. saxatile</i>	1	11	11	1	1	3
	<i>P. halepensis</i>	1	2	3	1	1	1
	<i>P. miliaceum</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>T. hirsuta</i>	1	4	3	1	1	1
CLL	<i>D. glomerata</i>	1	1	3	1	1	1
	<i>D. viscosa</i>	1	4	6	1	1	1
	<i>H. decumbens</i>	1	2	6	1	1	1
	<i>H. hirta</i>	1	3	2	1	1	1
	<i>L. spartum</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>P. saxatile</i>	1	5	10	1	1	1
	<i>P. halepensis</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>P. miliaceum</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>P. lenticus</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>T. articulata</i>	1	2	11	1	1	1
	<i>T. hirsuta</i>	1	5	3	1	1	1
MSP	<i>D. viscosa</i>	1	7	6	3	1	2
	<i>H. hirta</i>	1	7	3	2	2	2
	<i>P. saxatile</i>	1	6	7	1	1	1
	<i>P. lenticus</i>	1	1	2	1	1	1
MSA	<i>D. glomerata</i>	1	2	2	1	1	1
	<i>D. viscosa</i>	2	6	7	2	1	2
	<i>D. pentaphyllum</i>	1	1	2	1	1	1

ZONA	Especie	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	<i>H. decumbens</i>	1	1	4	2	1	1
	<i>H. hirta</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>L. spartum</i>	1	3	1	1	1	1
	<i>P. saxatile</i>	1	6	10	2	1	2
	<i>P. miliaceum</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>P. lenticus</i>	1	1	2	1	1	1
EG	<i>D. viscosa</i>	2	11	8	2	1	4
	<i>H. decumbens</i>	1	3	5	2	1	2
	<i>L. spartum</i>	1	11	2	2	1	2
	<i>P. miliaceum</i>	1	1	3	1	1	1
PA II	<i>D. pentaphyllum</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>H. decumbens</i>	1	2	5	2	1	2
	<i>O. europaea</i>	1	3	2	1	1	1
	<i>P. miliaceum</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>P. lenticus</i>	1	1	3	1	1	1
	<i>S. oppositifolia</i>	1	11	2	1	1	2
	<i>T. articulata</i>	1	7	1	2	1	2
BJ	<i>D. glomerata</i>	1	6	3	2	1	2
	<i>D. pentaphyllum</i>	1	2	2	2	1	1
	<i>H. decumbens</i>	1	11	4	1	1	1
	<i>H. hirta</i>	1	9	3	1	1	1
	<i>O. europaea</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>P. saxatile</i>	1	9	7	1	1	1
	<i>P. halepensis</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>P. miliaceum</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>S. oppositifolia</i>	1	3	3	1	1	2
	<i>T. articulata</i>	1	4	2	1	1	1
	<i>D. pentaphyllum</i>	1	1	2	1	1	1
PA III	<i>H. decumbens</i>	3	3	6	2	3	2
	<i>L. spartum</i>	1	3	1	1	1	1
	<i>P. halepensis</i>	1	1	2	2	1	1
	<i>P. lenticus</i>	1	1	2	1	1	1
	<i>T. hirsuta</i>	1	3	3	2	1	1

El análisis por sitio, respecto de valores límites (Tabla 27) reflejó que los sitios con más incidentes fueron PCR> EG>CLL, PAII y BJ, con 3, 2 y un evento respectivamente.

Los valores consolidados de FE_p fluctuaron entre 11 para CLL y 15,2 en PAIII (Tabla 29), donde los valores inferiores reflejan una condición más degradada del sitio de estudio.

Tabla 29. Estimación ponderada de fitoextracción (FE_p) por elemento químico y zona.

Zona	As	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn	Total	FE_p
MP	1	2	5	1	1	1	8,08	14,6
LP	1	3	4	1	1	1	8,18	14,5
PCR	1	7	4	3	1	2	11,29	12,5
CLL	1	3	3	1	1	1	13,29	11,1
MSP	1	3	4	2	1	2	12,86	11,4
MSA	1	4	3	1	1	1	14,58	10,3
EG	1	4	4	2	1	2	14,92	11,4
PA II	1	4	2	1	1	1	10,18	13,2
BJ	1	4	3	1	1	1	10,15	13,2
PA III	1	2	2	1	1	1	7,43	15,0

(Fuente: elaboración propia)

El comportamiento general de los sitios estudiados presentó una respuesta consistente con los resultados previos, considerando que las respuestas más deficientes las reflejan los sectores de CLL, PCR y EG y MSA. Por encima se registran los valores de MSP, MP, BJ, PAII, y LP. El mejor desempeño en términos de fitoextracción se registra en PAIII.

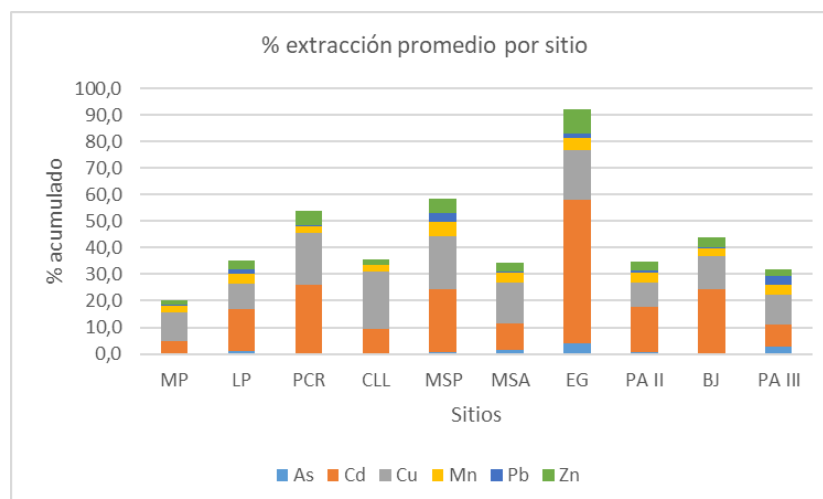


Figura 48. Porcentaje acumulado de extracción de As, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn por zona de estudio.

La estimación de los valores acumulados de extracción por cada una de las zonas estudiadas (Figura 48) reflejó que la mayor acumulación del conjunto de elementos se da en EG, seguido de MSP y PCR. El cadmio por su parte es el elemento más relevante en EG, PCR, BJ y PCR. Por su parte, el cobre es más relevante en CLL y MSA. En la totalidad de la muestra, la localidad de MP presentó el valor más bajo para el conjunto de los elementos acumulados.

8.4.3. Valores de Tox por sitio de estudio

Los resultados registrados (Tabla 30) permiten perfilar que los efectos potenciales más complejos en términos de toxicidad se registraron para EG, MSP, PCR y BJ, cerrando con MSA. En un rango intermedio se encontraron LP, PA II y PA III. Los valores más destacados fueron para MP y CLL.

Tabla 30. Estimación de porcentaje promedio ponderado de la toxicidad en plantas para cada uno de los sitios de estudio.

ZONA	RANGO	AS ²³	CD ²⁴	CU	MN	PB	ZN	Σ	N	PP	TOX	FEP	IPQ40
MP	Mín			1		4	11	16	144	11	17,8	14,6	32,4
	Máx												
LP	Mín	3	3		2	9	20	37	180	26	14,8	14,5	29,3
	Máx					3	2	5					
PCR	Mín	2	8	6		5	19	40	168	33	12,8	12,5	25,3
	Máx						8	8					
CLL	Mín			5		3	17	25	198	14	17,2	11,1	28,3
	Máx			1				1					
MSP	Mín	1	4	2	1	3	4	15	72	40	12,0	11,4	23,4
	Máx				1	2	4	7					
MSA	Mín	4	2	4	1	8	14	33	162	30	14,0	10,3	24,3
	Máx	1					7	8					
EG	Mín	4	5	1	2	6	4	22	72	58	12,1	11,4	23,4
	Máx	2					8	10					
PA II	Mín	1	2	1	3	3	13	23	126	23	15,4	13,2	28,6
	Máx						3	3					
BJ	Mín		4	2		9	1	16	180	33	13,4	13,2	26,6
	Máx		2				20	22					
PA III	Mín	1	2	1	3	3	13	23	108	27	15,3	15,0	30,3
	Máx						3	3					

Las celdas vacías representan valores por debajo del nivel de tolerancia establecido para cada caso.

La estimación final consideró la integración de los resultados generados por la suma de las estimaciones de la capacidad de fitoextracción (FEP) y la fitotoxicidad (Tox) reportada para las especies desde las cuales se obtuvieron los análisis foliares. Con estos resultados parciales entonces se estuvo en condiciones de realizar una primera estimación global, que incorpora la integración del IPQ.

El valor integrado presentó los mejores desempeños para MP y PA III (Tabla 30), seguidos de los desempeños en PA II, LP, CLL. Los valores

²³ Estimaciones de rangos de tolerancia de metaloide arsénico (As) según Azcón-Bieto y Talón, M. (2000).

²⁴ Rangos utilizados para metales Cd, Cu, Mn, Pb, y Zn de acuerdo con Kabata-Pendias, A. (2010).

intermedios se observan en BJ y MSA, presentándose por debajo del valor 25 las respuestas observadas en EG, PCR y MSP.

8.5. IPI consolidado, sus relaciones con índices temáticos y otros parámetros y con el coste de intervención

Al integrar los valores obtenidos para cada uno de los índices se puede mencionar, en general, que las actuaciones mejor valoradas resultaron ser las realizadas en MP, PAIII, LP y CLL (Tabla 31), con valores superiores que fluctúan entre 62,9 y 71,1, sobre 100 puntos posibles.

Tabla 31. Estimación de IPI y costo por hectárea para las zonas de estudio.

Zona	IPF30	IPB30	IPQ40	IPI	Costo (MM€/ha)
MP	28,6	10,1	32,4	71,1	0,032
LP	25,2	10,6	29,3	65,1	0,032
PCR	10,4	6,7	25,3	42,4	0,021
CLL	20,7	13,9	28,3	62,9	0,032
MSP	11,5	11,3	23,4	46,2	0,09
MSA	5,5	8,1	24,3	37,9	0,194
EG	14,2	4,0	23,4	41,6	0,194
PA II	9,0	17,4	28,6	55,0	0,077
BJ	20,3	11,4	26,6	58,3	0,712
PA III	24,5	11,1	30,3	65,9	0,000

Los costos por hectárea son en millones de euros y fueron obtenidos de fuentes secundarias.

El orden que se configuró para las zonas de estudio permitió establecer tres grupos diferenciados, donde el de mejor comportamiento en orden decreciente estuvo constituido, en orden decreciente por MP>PAIII>LP>CLL, con un valor superior a 60 puntos (Tabla 31). Los sectores BJ y PAII conforman un grupo intermedio, con valores en el rango entre 55 y 60 puntos. Por último, el grupo conformado por los sectores MSP>PCR>EG>MSA, que en conjunto se mantuvo por debajo del valor medio (50/100 puntos posibles).

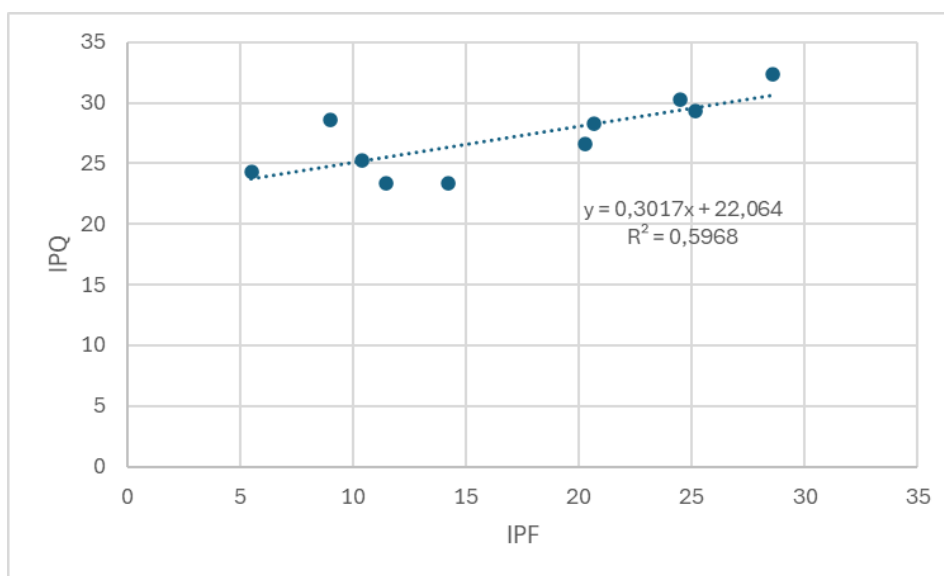


Figura 49. Modelo de regresión entre IPF e IPQ para los sitios de estudio ($R^2 = 0,5968$, $p = 0,00881$).

Al aplicar modelos de regresión a los valores obtenidos para los diferentes índices de protección reveló que solo el índice de protección física IPF se correlacionó significativamente con el IPQ (Figura 49; $F = 11,84$, $gl=8$, $R^2 = 0,5968$, R^2 ajustado= $0,5464$; $p = 0,00881$).

Las combinaciones entre IPF e IPB ($F = 0,08834$, $gl=8$, $R^2 = 0,01092$, R^2 ajustado= $-0,1127$; $p = 0,7739$) e IPB con IPQ ($F = 2,314$, $gl=8$, $R^2 = 0,2244$, R^2 ajustado= $0,1274$; $p = 0,1667$) no se mostraron significativas.

El índice integrado IPI se correlacionó significativamente con la cobertura total (IPI x Cob_t: $t=3,40$; $gl=9$; $R^2 = 0,5914$, $p = 0,0155$; Figura 50a), con la cobertura de árboles (IPI x Cob_a: $t=4,78$; $gl=9$; $R^2 = 0,7407$, $p = 0,00138$; Figura 50b), siendo este último resultado consistente con el análisis para el tipo biológico 1 (IPI x TB1: $t=4,175$; $gl=9$; $R^2 = 0,6854$, $p = 0,0031$; Figura 50c), concordando estas estimaciones con el análisis sobre

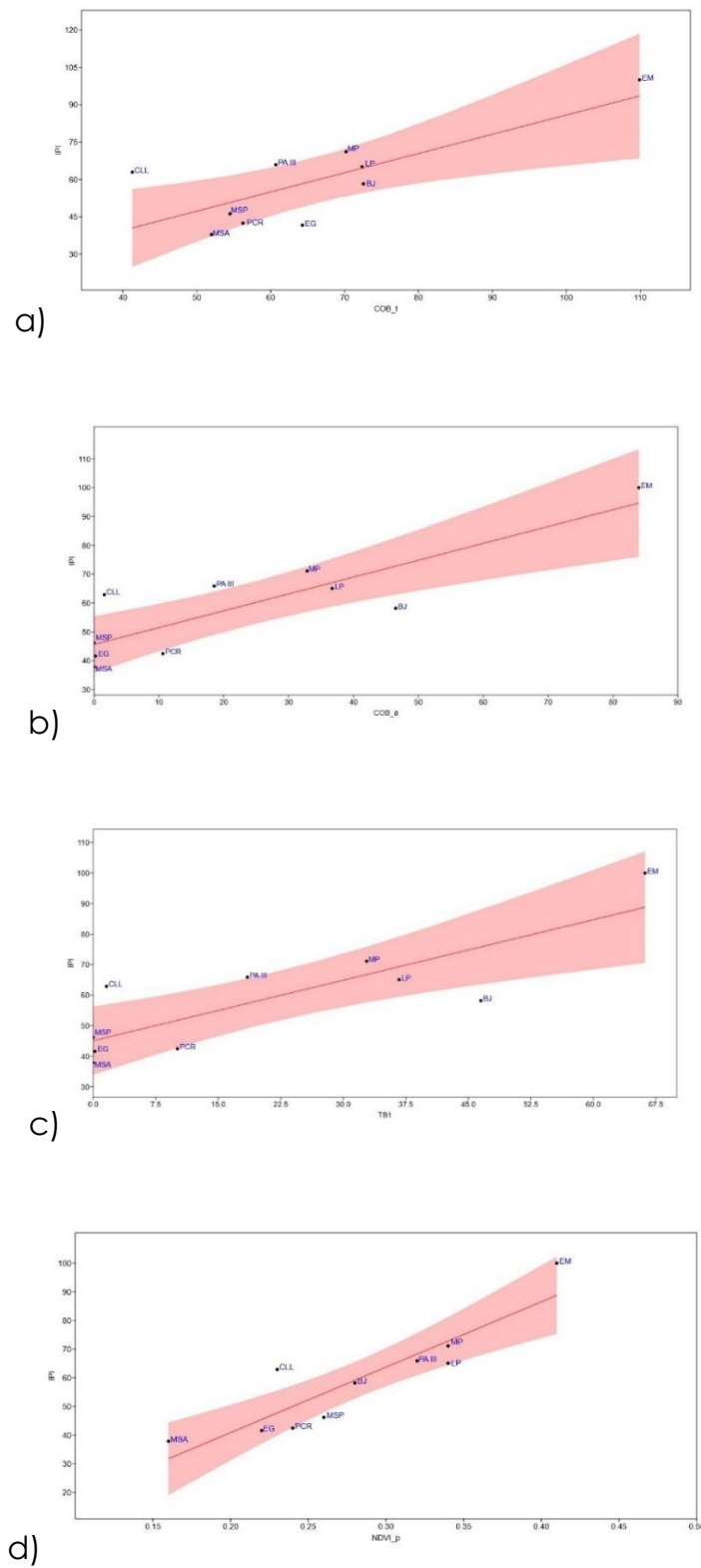


Figura 50. Diagrama de dispersión de las respuestas de IPI a cobertura total (a), cobertura arbórea (b), tipo biológico 1 (c) y NDVI promedio (d) para los diferentes sitios de estudio.

el NDVI promedio (IPI x NDVI_p: $t=5,76$; $gl=9$; $R^2= 0,8059$, $p= 0,0007$; Figura 50d). Estos resultados revelan que el índice integrado (IPI) respondió bien a la información obtenida por telemetría en las diferentes fuentes de información y concordó consistentemente con la información recolectada en terreno.

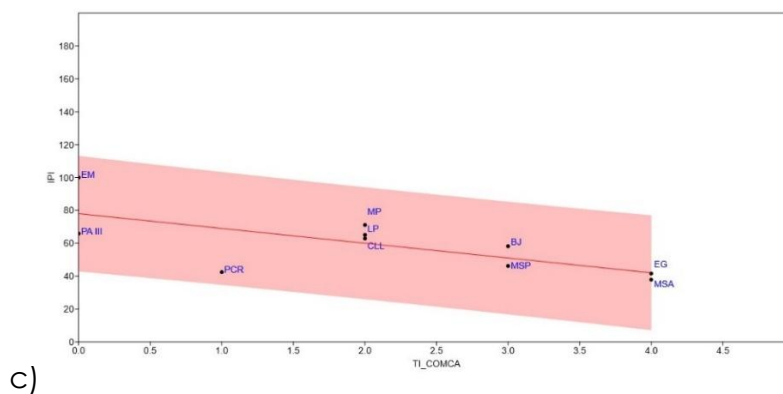
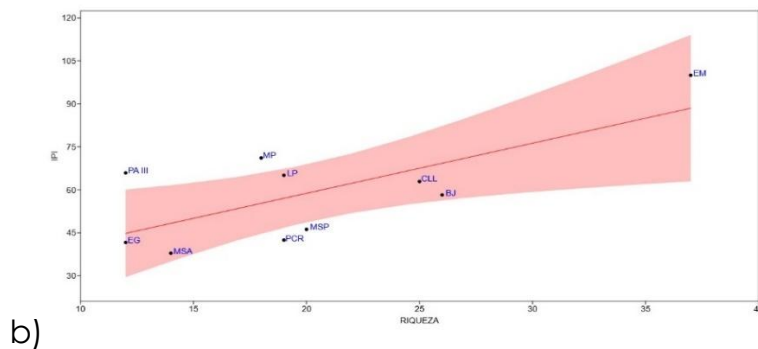
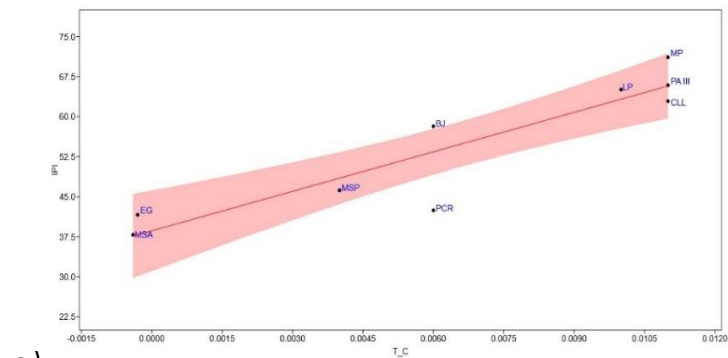


Figura 51. Representación gráfica de las respuestas de IPI a la tasa de crecimiento (a), a la riqueza de especies (b) y al tipo de tratamiento recibido por cada sitio de estudio (c), en función del 95% de ajuste de la regresión.

IPI en los modelos de regresión se mostró con resultados significativos positivos respecto de la tasa de crecimiento (IPI x T_C: $t=6,03$; $gl=9$; $R^2=0,839$, $p=0,0008$) y la riqueza de especies (IPI x RIQUEZA: $t=2,88$; $gl=9$; $R^2=0,51$; $p=0,0214$) y una relación significativa pero negativa, respecto del tipo de actuación (IPI x TI_COMCA: $t=-2,78$; $gl=9$; $R^2=0,49$; $p=0,0214$), representadas en las figuras 51, a), b) y c) respectivamente, donde los comportamientos de las restauraciones más avanzadas se consolidan (MP, LP, PAIII y CLL) y aquellas más rezagadas en su comportamiento también mantienen sus rendimientos previamente descritos (EG y MSA particularmente).

Los restantes análisis de correlaciones entre IPI y la distancia a zona conservada (DZC), el endorreísmo, los tipos biológicos restantes (TB2, TB3, TB4, TB5) y el valor de NDVI final, no fueron significativos (Pearson, $p>0,05$).

8.5.1. Análisis de componentes principales relacionadas a los sitios

Al analizar las abundancias registradas en todos los sitios de estudio, para las 74 especies identificadas, se pudo establecer que los valores obtenidos para los índices IPF, IPB e IPQ, además de la cobertura vegetal, fueron capaces de explicar el 80,6% de la varianza asociada a los resultados obtenidos (Tabla 32).

Tabla 32. Análisis de correspondencia canónica (CCA) de las dimensiones IPF, IPB, IPQ, cobertura vegetal (Cob_t), Riqueza (R), Cobertura hojarasca (Cob_hoj) y cobertura herbácea (Cob_herb).

Dimensiones	Valor propio	% Varianza	Σ varianza	Variable
1	0,634	28,6	28,6	IPF
2	0,478	21,6	50,2	IPB
3	0,391	17,7	67,9	IPQ
4	0,282	12,7	80,6	Cob_t
5	0,235	10,6	91,2	R
6	0,195	8,7	99,9	Cob_hoj
7	0,00006	0,003	100	Cob_herb

El análisis relacionado a la asociación de las dimensiones 1 y 2 (Figura 52), que en conjunto explican más del 50% de la varianza explicada (Tabla 32), reflejó una marcada asociación entre los grupos de especies

y los sitios que presentaban rendimientos equivalentes en términos de las abundancias. Se observa una marcada similitud entre EM, MP, LP y BJ, que es consistente con los resultados anteriores. PAII y PAIII por su parte también comparten un cuadrante bastante concreto, con escasas especies, pero donde se observa de manera relevante la importancia relativa de *P. lentiscus* y *D. pentaphyllum* en PA III.

Los sitios de comportamientos más rezagados presentaron un grado de asociación importante, reflejándose una alta conexión entre PCR, EG y MSA, donde se destacó la presencia de las especies compuestas *D. viscosa* y *H. decumbens*, siendo esta última una especie compartida en todos los sitios estudiados, salvo EM. En el eje central se combinaron respuestas asociadas a MSA, MSP, CLL, PCR y las especies compartidas con MP, LP y BJ (Figura 52).

El eje 1, que más varianza absorbe, delimita muy bien las áreas estudiadas en un gradiente de calidad, con el extremo negativo las más naturalizadas (EM, PA II y III) y en el extremo positivo las más distantes al caso control, restauraciones con valores de calidad en general más bajos (EG, MSA y PCR). Los restantes casos están en una situación intermedia.

En la parte negativa del eje 1 de mayor calidad (Figura 52), se acumulan los nanofanerófitos (*Q. coccofera*, *C. humilis* o *M. senegalensis*) y algo más centrados, pero aún en esa parte del eje 1, los fanerófitos principales que expresan aparentemente calidad en la comunidad o en la restauración: *T. articulata* y *P. halepensis*.

En ese parte del eje 1 (restauraciones o zonas de calidad o de referencia) el eje 2 diferencia sobre todo el área de referencia (EM) de las zonas alteradas por la minería (PA II y PAIII) asociadas a procesos de salinidad con especies características (*Limonium* spp. *T. canariensis*, etc.) y especialmente con un nanofanerófito muy relevante: *P. lentiscus*, dominante en la localidad no restaurada pero recuperada espontáneamente (PA III). *D. pentaphyllum*, un fijador de nitrógeno se asocia también a estos sectores.

En general, a excepción del área de referencia, que son muy poco variables en cuanto a composición y cobertura de las especies, el resto de los casos restaurados tienen una dispersión notable en sus muestras, respecto del eje 1. Por ejemplo, MP, LP y BJ tiene algunas muestras muy próximas al área de referencia EM y otras situadas ya en la parte central del plano factorial, que indica peor calidad restaurativa. Esto ocurre también con algunas muestras de PA III (zona de restauración espontánea).

En cualquier caso, en la parte central del plano factorial se ubican las especies arbóreas exóticas (*A. retinoides* y *C. serpenvirens*) utilizadas en restauraciones antiguas (MP y LP).

También en esta parte central se ubican algunas de las especies más frecuentes y comunes, gramíneas permanentes y caméfitos: *M. tenacissima*, *T. cartaginensis* (especie vulnerable), *H. syriacum*, *T. capitatum* y *Asparragus* sp.

En la parte positiva del eje 1, que ordena aparentemente la calidad deficiente de las restauraciones, con el valor de peor calidad en el extremo más positivo, se sitúan claramente EG, en el extremo, MSA (algo más disperso) y PCR, quedando MSP Y CLL en posiciones algo más desplazadas hacia el centro. En este extremo se sitúan *D. viscosa*, *H.*

decumbens, *D. glomerata* o *L. spartum*, entre otras, con algunas especies exóticas como *M. arbórea* (introducida expresamente en PCR) o *N. glauca* de colonización espontánea (Figura 52). En esta parte del eje se sitúan nanofarerófitos como *A. halimus*, *L. intricatum* y *P. angustifolia*, de perfil más halo-nitrófilo las dos primeras y muy distante en *Periploca* de su especie teóricamente acompañante (*M. senegalensis*) que está en el otro extremo. *P. saxatile* tiene un posicionamiento algo más central que las dos asteráceas (*D. viscosa* y *H. decumbens*) mencionadas anteriormente.

El cruce en las dimensiones IPF e IPQ reflejó un agrupamiento más intenso entre las zonas PAII, PAIII, EM, con un pequeño distanciamiento hacia un cuadrante distinto de los sitios MP y LP, que transitaban en mayores similitudes con BJ y CLL (Figura 53). MSP se distingue de forma particular, principalmente por la representatividad de *S. oppositifolia* y *P. angustifolia*, además de la importante abundancia de *L. dentata*. MSA, PCR y EG configuran un grupo compacto, al igual que en los restantes análisis, concentrando las especies más abundantes y con más relevancia en la acumulación de elementos químicos contaminantes.

El análisis consolidado del IPI a través de un clúster de afinidad, utilizando las valoraciones de cobertura vegetal y la riqueza de especies para las diferentes zonas de estudio mostró que la distancia más relevante se registró entre PAII y el resto de las balsas (Figura 54), observándose un agrupamiento consistente entre los sitios con mejor y peor comportamiento.

Entre las zonas de comportamiento más pobre se observó más similitudes entre MSA y EG, que es consistente con los resultados anteriores. Estas zonas se mostraron en asociación con MSP y PCR, siendo este último el más distanciado (Figura 54). Los sitios de mejor respuesta

reflejan que LP y MP tienen mayores similitudes, seguidos de CLL, BJ, cerrando este agrupamiento PAIII, que se presenta como el sitio más distante dentro de estos sitios de mejor comportamiento.

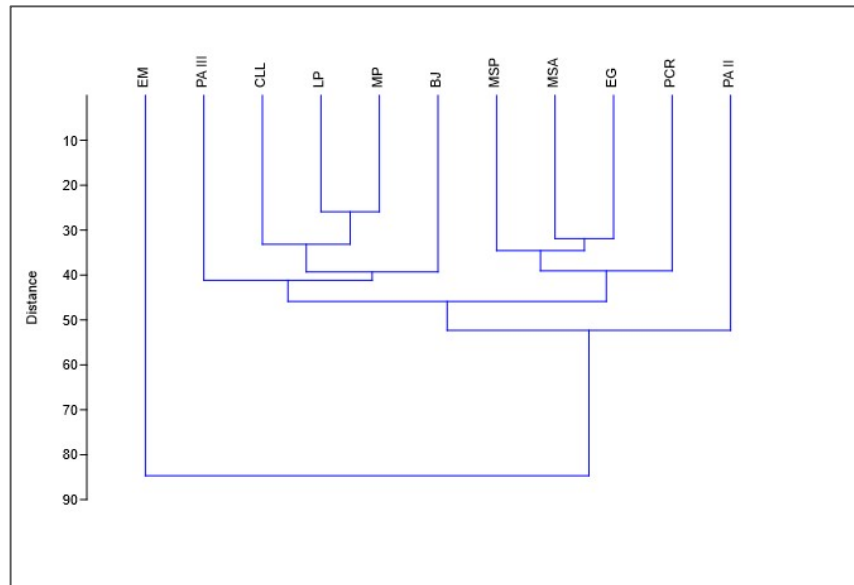


Figura 54. Clúster de proximidad respecto a IPI, cobertura vegetal y riqueza de especies por sitio.

8.5.2. Análisis de costes y el nivel de respuesta de las restauraciones a través de IPI

Los valores disponibles para el análisis del desempeño de los procesos de restauración, medidos a través del índice integrado (IPI) fueron obtenidos a partir de información secundaria correspondiente a antecedentes vinculados a los costes disponibles en los documentos técnicos de las intervenciones o a través de consultas directas a especialistas que estuvieron vinculados a los procesos de restauraciones.

El análisis que se realiza respecto a la relación entre el coste disponible en millones de euros por hectárea (MM€/ha), para cada intervención descrita en cada uno de los sitios estudiados y su relación con IPI reflejó una relación significativa ($F=8,31$; $R^2=0,54$; R^2 ajustado=0,48; $p=0,02361$), indicando de todos modos que para efectos ajustar la precisión de los análisis, se optó por no incorporar la información del valor disponible por hectárea restaurada correspondiente a BJ.

Los resultados reflejaron una relación decreciente, observándose valores incrementales en la primera sección de la curva, cambiando fuertemente la tendencia al superar los 100 mil euros por hectárea. La curva polinómica resultante y su línea de tendencia correspondiente ratifican la tendencia antes descrita (Figura 55).

Al incorporar la información correspondiente a BJ se observó el mismo comportamiento, solo que, desplazándose la curva hacia la derecha, con resultados decrecientes a partir de 0,4 millones de euros. Este análisis debe ajustarse para explorar más explicaciones que puedan ser útiles al proceso de planificación de actuaciones y un análisis más acabado de la relación entre el coste y la respuesta estimada a través de los índices integrados.

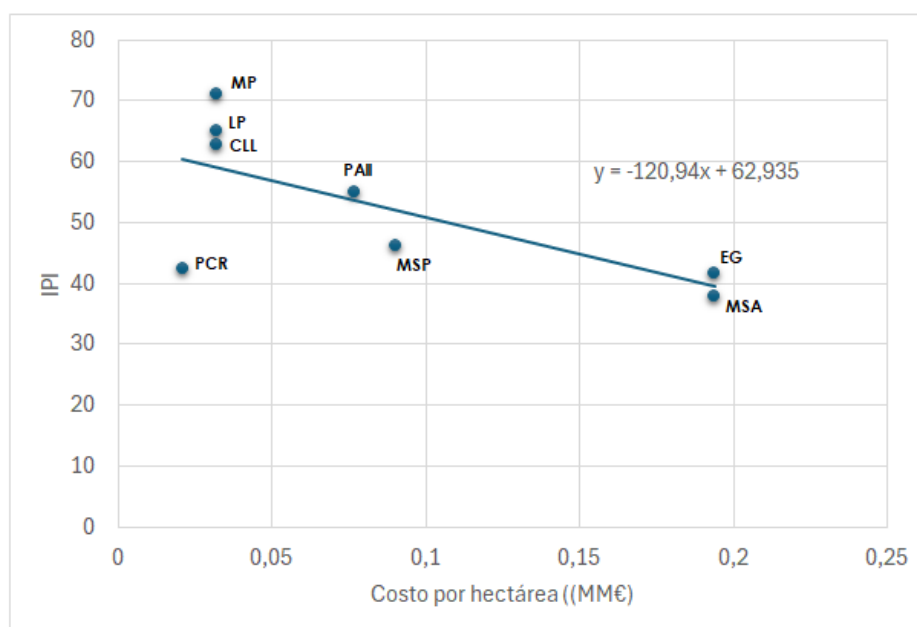


Figura 55. Relación costo (MM€/ha) y su relación respecto a al índice integrado (IPI).

El análisis relacionado a unidades de calidad obtenidas a partir del monto de inversión requerido para la actuación de cada uno de los sitios intervenidos: Calidad/hectárea = Unidades IPI/ Costo (M€) reflejó una

relación negativa significativa ($t=4,976$; $gl=7$; $R=-0,897$; R^2 ajustado= $0,805$; $p=0,0025$), observándose que los valores más altos reflejaron valores superiores a 2 unidades de IPI por cada 1.000 euros utilizados en la restauración ($MP > LP > PCR > CLL$) y los valores más bajos de calidad IPI fueron obtenidos por MSA y EG. En un rango intermedio se ubicaron MSP y PAII (Figura 56).

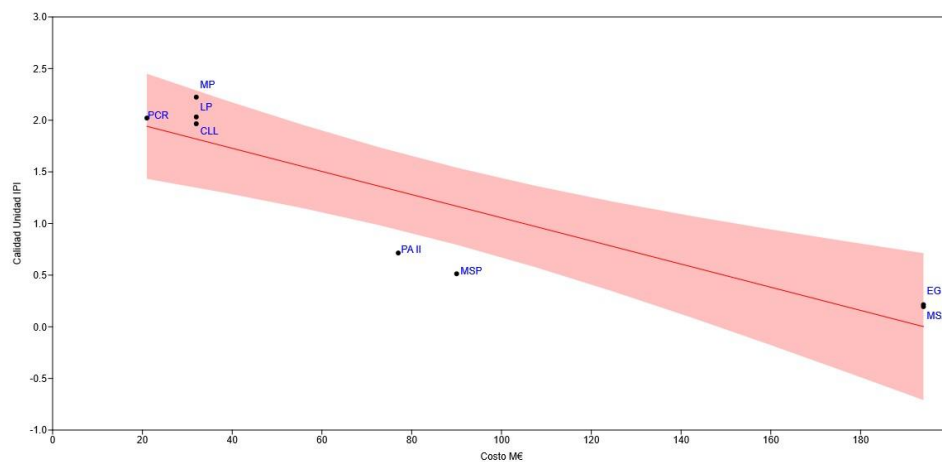


Figura 56. Relación entre calidad obtenida por hectárea y en costo reflejado en miles de euros por hectárea (M€/ha), basado en el índice integrado (IPI).

8.5.3. Modelos univariantes y multivariantes del IPI respecto a variables clave de las actuaciones

Al analizar las respuestas de modelos lineales de forma independiente, con las variables que presentaron resultados significativos en términos de las correlaciones con IPI (Tabla 33), encontramos que la tasa de crecimiento (T_C) fue la variable más relevante, con un valor de R^2 ajustado de 0,736 ($F=28,82$; $p=0,00045$), seguido de la cobertura arbórea (COB_a), con un R^2 ajustado de 0,699 ($F=24,29$; $p=0,00081$).

En orden decreciente, las siguientes variables se presentaron igualmente significativas: el valor promedio de NDVI ($NDVI_p$), el tipo de intervención (TI_COMCA) y las coberturas totales (Cob_t). Las variables de endorreísmo (EXO_ENDO) y distancia a zona conservada (DZC) se

presentaron como no significativas, con valores muy al límite de la significancia en ambos casos (Tabla 33).

Tabla 33. Análisis de modelos lineales independientes entre IPI y su respuesta con T_C, DZC, TI_COMCA, NDVI_p, Cob_t y Cob_a.

IPI x	T_C	DZC	TI_COMCA	EXO_ENDO	NDVI_p	Cob_t	Cob_a
Intercepto	37,139	69,998	73,885	47,773	13,86	31,02	46,56
p-value	0,00045*	0,068	0,035*	0,054	0,0037*	0,0443*	0,00081*
F	28,82	4,282	6,144	4,915	15,09	5,46	24,29
R²	0,762	0,322	0,406	0,353	0,626	0,377	0,729
R² ajustado	0,736	0,247	0,339	0,281	0,585	0,308	0,699
Error residual	9,102	15,36	14,38	15,01	11,4	14,72	9,702
GI	9	9	9	9	9	9	9

(*) valores significativos $p < 0,05$.

El análisis combinado de los diferentes factores en pares reflejó que todas las combinaciones responden significativamente (Tabla 34). El modelo pareado que mejor se ajusta correspondió a la combinación T_C + Cob_a (R^2 ajustado=0,87; $p=0,00011$), siendo las otras dos combinaciones también significativas, pero más moderadas.

Tabla 34. Modelos pareados respecto a IPI y su respuesta a la combinación de T_C y sus opciones en pares respecto de TI_COMCA, EXO_ENDO, NDVI_p y Cob_a.

IPI x	T_C + TI_COMCA	T_C + NDVI_p	T_C + Cob_a
Intercepto	38,596	27,30	38,22
p-value	0,00317*	0,0020*	0,00011*
F	12,85	14,87	34,39
R²	0,763	0,788	0,896
R² ajustado	0,703	0,735	0,870
Error residual	9,64	9,11	6,38
gl	8	8	8

(*) valores significativos $p < 0,05$.

Es llamativo que el endorreísmo, al operar en conjunto con otras variables, responde de forma consistente, en la línea de haber estado en el límite de la significancia en su análisis independiente (Tabla 33).

8.5.4. Modelos por distancias a zonas conservadas (DZN)

Después del modelo bivalente, se incluyó la distancia a zonas conservadas (DZC), como factor crítico, observándose que este modelo se ajustó con las tres variables (DZC, T_C y Cob_a) casi en un 95% (Tabla

35), donde la influencia de la DZC se vincula de manera inversa, es decir, a menor valor de DZC, mejor resultado esperado, dada la posibilidad de acceso a propágulos.

En términos de especies concretas relevantes para el estudio, se pudo establecer correlaciones negativas significativas entre DZC y las especies *P. halapensis* ($R^2 = -0,339$, $gl=82$; $p=0,001604$) y *T. articulata* ($R^2 = -0,279$, $gl=82$; $p=0,009969$) y una correlación positiva respecto de *H. decumbens* ($R^2 = 0,4204$, $gl=82$; $p=0,0000684$).

Tabla 35. Modelos distribuidos en tres factores respecto de IPI y su respuesta a la combinación de DZC y su relación con las variables EXO_ENDO, NDVI_p y Cob_a

IPI x	DZC + T_C + EXO_ENDO	DZC + T_C + NDVI_p	DZC + T_C + Cob_a
Intercepto	42,41	34,53	45,14
P-value	0,00114*	0,000*	0,00005*
F	17,98	21,49	47,59
R ²	0,885	0,902	0,9533
R ² ajustado	0,836	0,860	0,9332
Error residual	7,17	6,62	4,57
gl	7	7	7

(*) valores significativos $p < 0,05$.

Estas respuestas observadas se interpretaron como que aquellos sitios mejor valorados ambientalmente están más habitados por árboles y particularmente por las especies de pino carrasco y de *T. articulata*. Por otro lado, se observó que la incidencia, en términos de abundancia, se hace más marcada para la especie *H. decumbens*, que opera como un excelente descriptor), dada su uniformidad de presencia dentro de las balsas estudiadas. En concreto, se entiende entonces que esta especie se podría tornar más abundante en zonas más alejadas de sitios con calidad ambiental aceptable.

En términos generales, la combinación que presentó el mejor ajuste, donde además todas las variables se muestran significativas de forma independiente, correspondió al modelo $IPI = DZC + T_C + Cob_a$ (Tabla

35), alcanzando un valor de R^2 ajustado superior al 93% de correlación en el modelo conjunto.

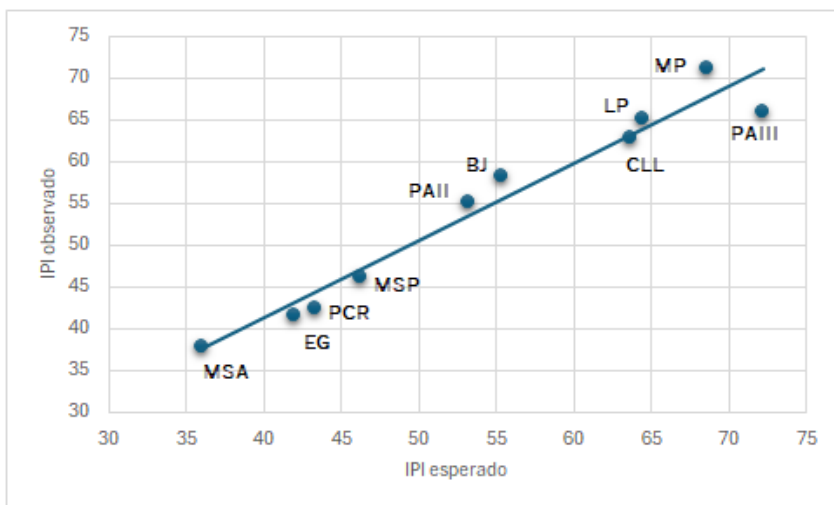


Figura 57. Comparación de valores esperados y observados en modelo $DZC + T_C + Cob_a$.

Al analizar el modelo integrado y su comportamiento respecto a los valores esperados y los valores observados, se establecen los mejores ajustes para CLL, MSP y MSA, seguidos de LP y PAII. PA III presenta una leve sobreestimación del valor esperado y MP por el contrario una leve desviación respecto del valor observado, al igual que BJ. PCR y EG siguen mostrando las peores respuestas, en términos de valores esperados y observados (figura 57).

Este modelo incorporó elementos asociados a la teledetección, a los datos de terreno y el antecedente respecto a la cercanía o lejanía con zonas de propágulos, donde es muy importante considerar el signo del coeficiente DZC, pues esta relación puede ser positiva o negativa, como realmente ocurre. Cuanto más corta es esa distancia a zonas conservadas hay más opciones a una buena recuperación, debido a que se amplía muchísimos las especies de calidad que pueden colonizar espontáneamente.

8.6. Perspectivas relativas a resistencia y resiliencia de las balsas

Al analizar los valores obtenidos de la resistencia vinculada a cada uno de los sitios de estudio reflejaron que todas las balsas que previamente habían resultado mejor evaluadas consolidaron sus valores con respuestas superiores a 0,91 ($R_t > 0,91$) en términos de resistencia. Por otro lado, aquellos sitios que presentaron respuestas menos satisfactorias en las evaluaciones previas no alcanzaron estuvieron muy por debajo ($R_t < 0,86$) para la valoración de resistencia (Tabla 36).

Respecto a resiliencia, EM requirió un total de 25 meses para recuperar su condición previa a la sequía (Tabla 36) que, de todos modos, respecto de las restantes zonas, presentó un retardo de dos meses, que se explica posiblemente por las mejores condiciones iniciales del sector.

Si se agrupan los resultados en función de la combinación entre resistencia (R_t) y resiliencia (RI) observamos que se pueden aglutinar en una gradiente con un primer grupo, mejor preparado, compuesto por PAIII>LP>MP>MSP, que fueron capaces de recuperar su condición en un período entre 46 y 47 meses, con una ratio de 0,5 para RI (Tabla 36).

Tabla 36. Valoración de la resistencia (R_t) y período de resiliencia (RI) requerido para restablecimiento de las condiciones previas a la sequía de las zonas analizadas.

ZONA	Resistencia (R_t)	Meses	Resiliencia (RI)
MP	0,919	46	0,5
LP	0,977	46	0,5
PCR	0,843	80	0,9
CLL	0,861	80	0,9
MSP	0,822	47	0,5
MSA	0,939	54	0,6
EG	0,761	90	1,0
BJ	0,988	47	0,5
PA III	0,996	46	0,5
EM	0,978	25	0,3

El grupo que presentó resultados intermedios estuvo compuesto por BJ>MSA, que lograron recuperar su condición entre los 47 y 54 meses, y finalmente el grupo más rezagado, compuesto por CLL>PCR>EG cuya recuperación se observó al límite del período analizado, es decir 80 meses y una ratio de 0,9. EG no recuperó su condición inicial en el período analizado y se estimó en 90 meses, para efectos del análisis integrado.

8.6.1. Tendencias de NDVI a 10 años respecto a la pluviometría

Si se analizan los valores tendenciales de NDVI promedio mensuales entre los años 2013 y 2022 se observa inicialmente que la zona control (EM) presenta un comportamiento muy estable y con escasos eventos de valores inferiores a 0,3 en el NDVI promedio, con una clara vinculación a un período de estrés hídrico, pero que es capaz de ajustarse se forma conveniente posteriormente a la sequía analizada, con una marcada tendencia ascendente en el período analizado (Figura 58).

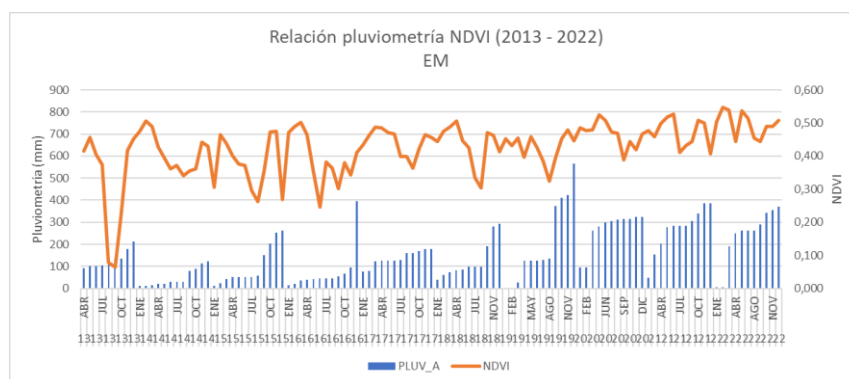


Figura 58. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para la zona control (EM) en el período 2013 – 2022.

Para el caso de las balsas con comportamiento intermedio se observó que las fluctuaciones de MP (Figura 59) y LP (Figura 60) son bastante concordantes y con oscilaciones en el rango 0,2 - 0,4 en promedio mensual de NDVI, presentándose un comportamiento similar en PAIII, pero más atenuado (Figura 61). Por otra parte, se observa que BJ, aunque se mantiene en los mismos rangos de MP y LP, presenta claramente oscilaciones más pronunciadas (Figura 62), muy similares a las

respuestas observadas en MSP (Figura 63), siendo esta última zona un sitio de una configuración de vegetación más baja y con capacidades de recuperación más eficientes, en línea con los valores registrados en los tiempos requeridos para recuperar su condición previa a la sequía analizada (Tabla 36).

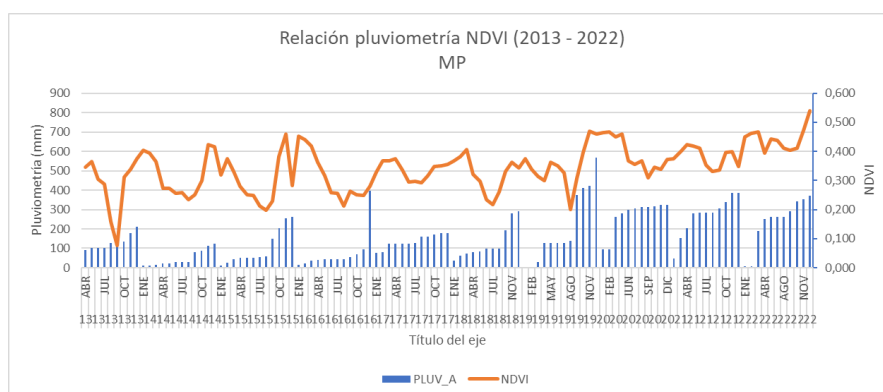


Figura 59. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para MP. Período 2013 – 2022.

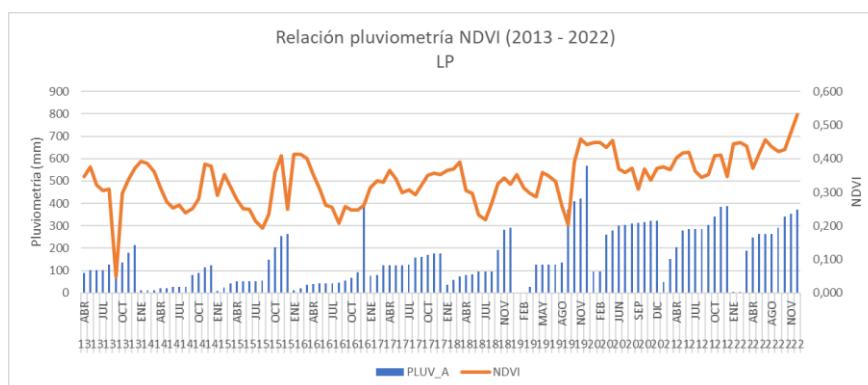


Figura 60. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para LP. Período 2013 – 2022.

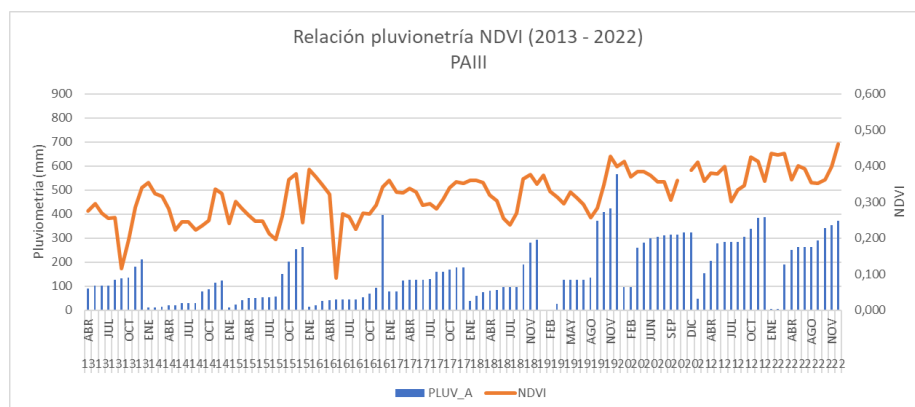


Figura 61. Promedios mensuales de NDVI y pluviometría para PAIII. Período 2013 – 2022.

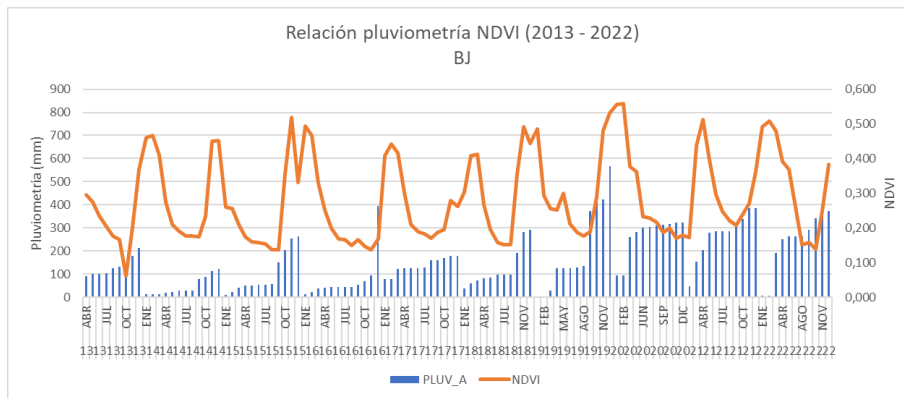


Figura 62. Promedios mensuales de NDVI y pluviosidad para BJ. Período 2013 – 2022.

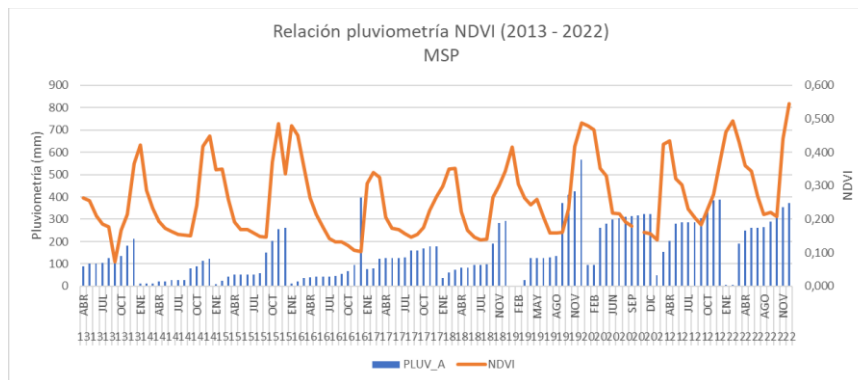


Figura 63. Promedios mensuales de NDVI y pluviosidad para MSP. Período 2013 – 2022.

Un comportamiento intermedio se registró para CLL, con fluctuaciones se movieron levemente por debajo del valor deseable de 0,3 de NDVI (Figura 64), representando una respuesta más intensa a las variaciones en la pluviosidad, reflejando con esto el tener un ensamble menos consolidado, dentro del grupo de mejor respuesta.

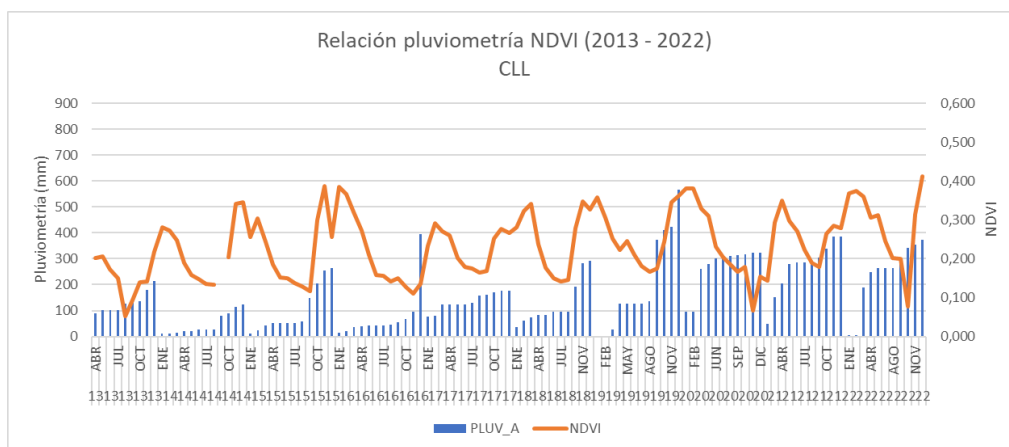


Figura 64. Promedios mensuales de NDVI y pluviosidad para CLL. Período 2013 – 2022.

Los sitios que mostraron los comportamientos más alejados del valor deseable de $NDVI \geq 0,3$ fueron en orden decreciente, PCR (Figura 65), seguido por EG (Figura 66) y cerrando finalmente este grupo MSA (Figura 67), que presenta de manera consistente un valor muy por debajo del que se requiere para considerar una condición ambiental aceptable de cobertura vegetal para reflejar una restauración ambiental que puede tener un buen desempeño.

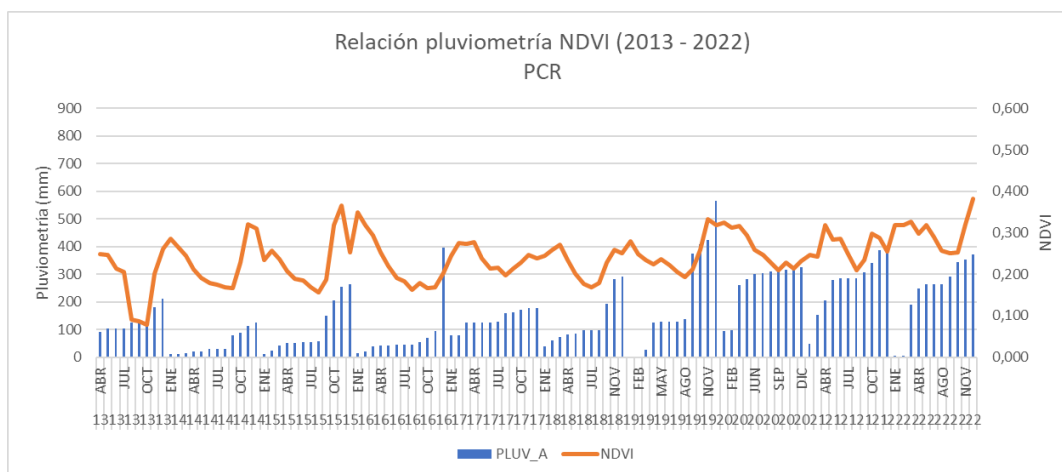


Figura 65. Promedios mensuales de NDVI y pluviosidad para PCR. Período 2013 – 2022.

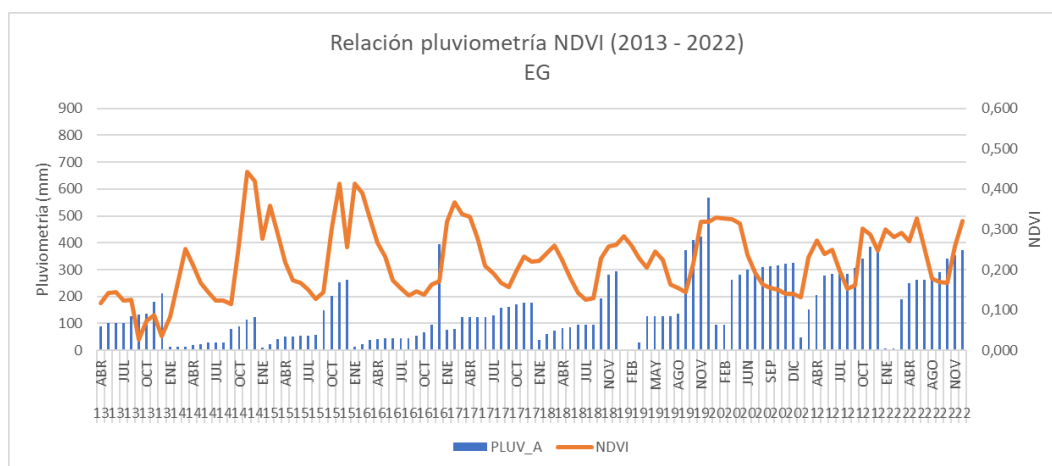


Figura 66. Promedios mensuales de NDVI y pluviosidad para EG. Período 2013 – 2022.

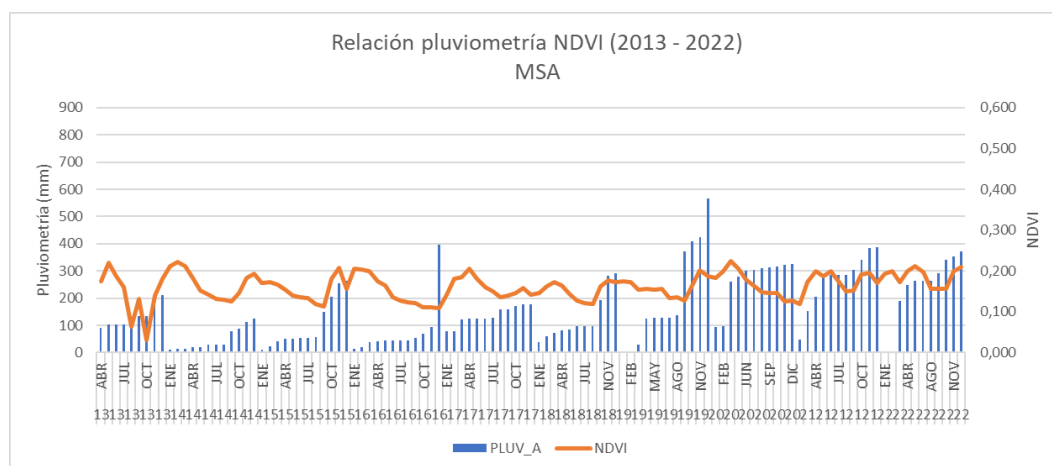


Figura 67. Promedios mensuales de NDVI y pluviosidad para MSA. Período 2013 – 2022.

8.6.2. Integración de resistencia y resiliencia y otros aspectos biológicos relevantes

Al analizar la relación entre los valores de resistencia y resiliencia se observó una alta correlación negativa ($R=-0,7653$; $R^2=0,586$; $t=-3,4$; intercepto= 1,13; $p=0,00989$), donde los mejores ajustes se observan en los sitios LP, BJ y PAIII (Figura 68), siendo el valor más rezagado el observado para EG. Se entiende que el valor asignado a la resiliencia, en términos del presente estudio, hace referencia a la capacidad de recuperación de sus condiciones funcionales y esto se ha establecido asumiendo que mientras más bajo el valor, significará que la capacidad de recuperación es mayor, porque requiere un tiempo más acotado para conseguir la

condición más próxima a la que tenía previamente a la perturbación analizada.

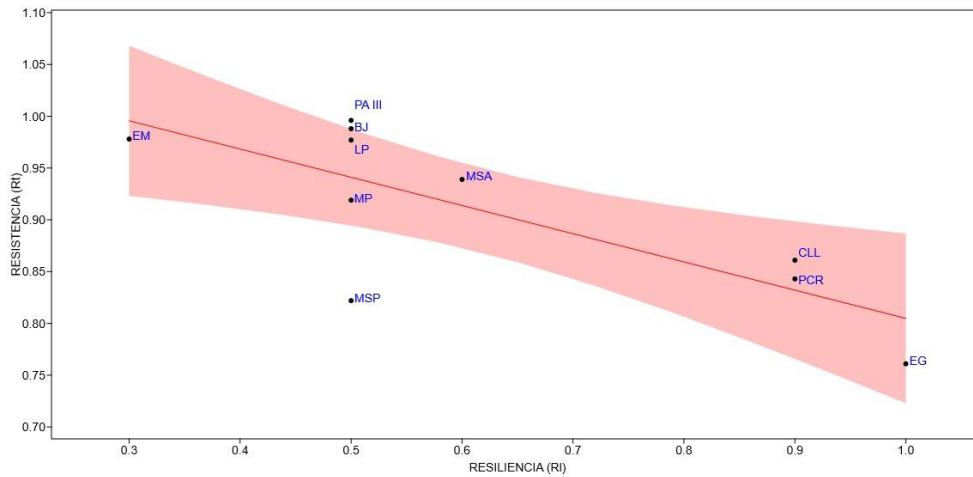


Figura 68. Modelo de regresión lineal de resistencia y resiliencia de los sitios de estudio.

Esta lógica en el razonamiento se confirma al observar una relación negativa muy ajustada en su nivel de significancia entre los valores observados en IPI y la resiliencia estimada ($R=-0,629$; $R^2=0,396$; $t=-2,28$; intercepto= 90,70; $p=0,051$), donde los valores más aproximados a condiciones deseables siguen presentándose para LP, PAIII, BJ y MP, en concordancia con los resultados anteriores (Figura 69).

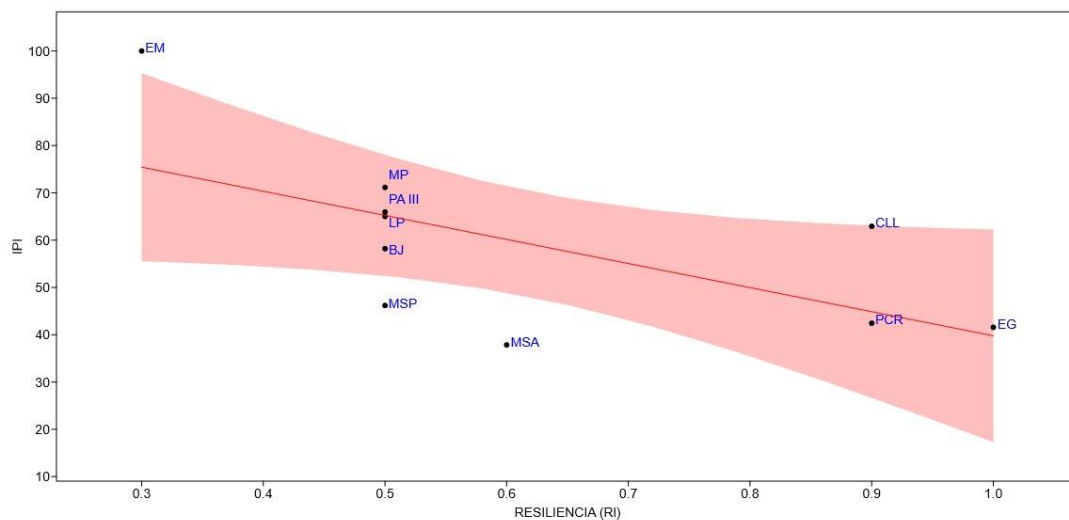


Figura 69. Modelo de regresión lineal de IPI y resiliencia de los sitios de estudio.

Las relaciones negativas se mantuvieron entre resiliencia y cobertura arbórea ($R=-0,697$; $R^2=0,485$; $t=-2,75$ intercepto= $0,755$; $p=0,0252$; Figura 70).

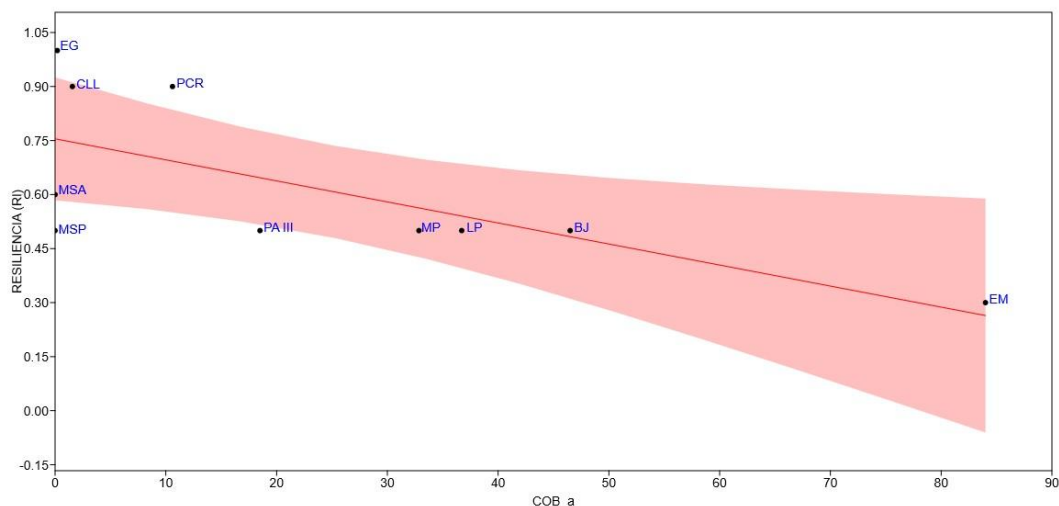


Figura 70. Relación entre cobertura arbórea y resiliencia (RI).

Las combinaciones de resiliencia respecto de la tasa de crecimiento (TC: $R=-0,47$; $R^2=0,22$; $t=-1,5$; intercepto= $0,1373$; $p=0,181$), riqueza de especies ($R=-0,42$; $R^2=0,178$; $t=-1,32$; intercepto= $28,85$; $p=0,2242$) e índice de diversidad ($R=-0,128$; $R^2=0,016$; $t=-0,36$; intercepto= $74,6$; $p=0,725$) no son significativos.

La resistencia se correlacionó de forma significativa y positiva con cobertura arbórea ($R= 0,655$; $R^2=0,429$; $t=2,45$; intercepto= $0,863$; $p=0,0353$) (Figura 71).

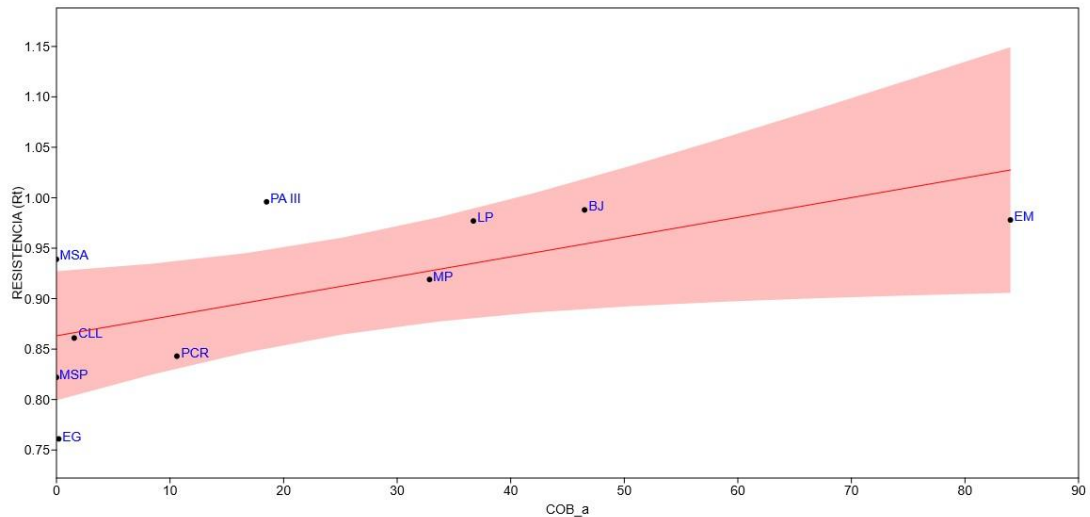


Figura 71. Relación entre cobertura arbórea y resistencia (R_t).

Las restantes interacciones no fueron significativas, con los siguientes resultados: $R_t \times IPI$: ($R = 0,57$; $R^2 = 0,328$; $t = 1,98$; intercepto = $-59,31$; $p = 0,083$), $R_t \times TC$: ($R = 0,55$; $R^2 = 0,304$; $t = 1,87$; intercepto = $-0,024$; $p = 0,097$), $R_t \times R$: ($R = 0,302$; $R^2 = 0,09$; $t = 0,898$; intercepto = $-5,31$; $p = 0,395$) y $R_t \times H'$: ($R = -0,106$; $R^2 = 0,01$; $t = -0,28$; intercepto = $3,4$; $p = 0,779$).

9. DISCUSIÓN

9.1. Respecto a las características físicas y la composición biológica

En términos globales, existen múltiples investigaciones que se han orientado a establecer los efectos de la contaminación de la minería y a caracterizar las problemáticas (Vasquez-Ugas *et al.* 2023), con énfasis en zonas cuyos procesos degradativos son persistentes (Reis *et al.* 2015) y que han tenido efectos en los entornos y la salud de las personas (Eggert, 1994; Warhurst, 1999; Rodríguez y García-Cortés, 2006; Coumans, 2009; Blondet *et al.* 2019; Levasseur *et al.* 2021a; Motas *et al.* 2021; Piciullo *et al.* 2022;

Rodríguez *et al.* 2022; González-Morales *et al.* 2022; Vázquez-Arias *et al.* 2023).

En el caso específico de la Sierra Minera Cartagena-La Unión, estudios previos estiman que parte importante de la superficie corresponde a instalaciones mineras abandonadas con efectos ambientales (Navarro-Cano, 2004; 2021; PRASAM, 2018; Navarro-Cano *et al.* 2024), sobre las que se han realizado múltiples investigaciones para caracterizar estos entornos contaminados (Conesa *et al.* 2006; Conesa *et al.* 2007a; Pérez-Sirvent *et al.* 2008; Pérez-Sirvent *et al.* 2011; Martínez-Sánchez *et al.* 2012; Gomez-Ros *et al.* 2013; Parra *et al.* 2014; Párraga-Aguado *et al.* 2014; Navarro-Cano *et al.* 2018; Oreja *et al.* 2020; Risueño *et al.* 2020; Oná *et al.* 2021; Risueño *et al.* 2020; Conesa *et al.* 2024; González-Alcaraz *et al.* 2024). Dichos estudios han establecido en general que las medidas de restauración han sido insuficientes (Ruíz-Cánovas *et al.* 2023), con evidencias de degradación y abandono persistente (Fernández-Antolinos y Martos-Miralles, 2023).

Cuando se analizan estas IRMAS, conocer su vulnerabilidad geotécnica y estructural es fundamental (Rodríguez-Pacheco *et al.* 2011; 2024), debido principalmente a su exposición permanente a precipitaciones y condiciones climáticas adversas, que no solo tiene efectos sobre la estabilidad estructural (Alberruche *et al.* 2014; Uriol *et al.*, 2021; Rodríguez-Pacheco *et al.* 2024), sino también sobre su composición biológica (Martínez-Sánchez *et al.* 2024). En ese sentido, y analizando los resultados relacionando el IPF estimado por el presente estudio y su relación con el IPB, se han establecidos algunos resultados sugerentes.

Inicialmente se reconoce como relevante la validación de herramientas de teledetección (DeWitt *et al.* 2017; Iwatsuki *et al.* 2018) como instrumentos confiables para obtener información relevante

respecto a la configuración estructural de las balsas y algunos aspectos funcionales relacionados con la erosión y la cubierta vegetal (Martín-Duque *et al.* 2015), existiendo en ese sentido estudios previos referidos a la península ibérica y su relación con procesos de cambio climático (Alcaraz-Segura *et al.* 2009; Gutiérrez-Hernández y García, 2024).

Aun cuando estas herramientas son más usualmente utilizadas en sectores productivos, como la agricultura (Li *et al.* 2019) o las industrias forestales (Kang *et al.* 2025), se reconoce que la información obtenida puede ser una fuente de información valiosa para el análisis de restauraciones, siendo este uso más reciente y menos extendido (DeWitt, *et al.* 2017; Song *et al.* 2023), y probablemente más focalizado en el análisis de usos de suelo (Li *et al.* 2015; Carreño-Fructuoso, 2015; Karan *et al.* 2016; Cheng y Sun, 2019; Pereira *et al.* 2022).

A partir de la información caracterizada en la presente investigación, para cada uno de los sectores estudiados y, en particular, para las zonas de mesetas de estos polígonos, se logró relacionar aspectos biológicos ligados a las coberturas y composiciones vegetales y su conexión con cierta funcionalidad protectora, relacionada con la capacidad de protección física de la superficie edáfica, muy relevante para el entorno socio ecológico circundante. En concreto, se pudo evidenciar mediante estas herramientas de modelado que la presencia de zonas endorreicas en la superficie de las balsas ($R^2= 0,73$, $F=21,8$, $p=0,0016$) operaron como un facilitador de las comunidades vegetales y que ese desarrollo vegetal permitió disminuir la incidencia de procesos erosivos, estableciéndose una alta correlación entre los valores de NDVI y la erosión laminar (ecuación: $y=-12,75\ln(x) - 6,8269$; $R^2= 0,7793$), lo cual permitió establecer que una condición ambiental aceptable se puede obtener con un nivel de ± 8 ton/ha/año de erosión laminar, que corresponde, de manera general, a un valor de NDVI $> 0,3$.

Usualmente los proyectos de rehabilitación estándar han sugerido el uso de pendientes más bien convexas en las mesetas de los relaves, buscando evitar las concavidades (Walls, 2024), con énfasis en modelamiento relacionados a erosiones, enfocándose en disminuir las superficies expuestas particularmente a erosiones eólicas (Alberruche *et al.* 2014) y a posibles movimientos en masa asociado a grandes acumulaciones hídricas. Esta, situación invita a un análisis más integrado y actualizado respecto a la necesidad de considerar aspectos de base biológica, para mejorar los resultados a largo plazo de estas intervenciones (Walls, 2024).

De acuerdo con los resultados obtenidos en el presente estudio, se entiende que, en el este contexto general ecogeográfico semiárido, las zonas con más capacidad de acumular el agua de lluvia serían capaces de sostener mayor cobertura vegetal y una mayor protección de la superficie del suelo.

En síntesis, aquellas estructuras con más células endorreicas favorecerán el flujo hacia el interior de la estructura, en tanto que las estructuras que carecen de aquello, favorecerán el flujo hacia el exterior de la estructura. La protección física a nivel topográfico estaría asociada a la capacidad de la estructura de sostener una mayor cobertura vegetal, a través de mayor capacidad de confinar el agua, lo cual es concordante con estudios previos en zonas semiáridas (Baartman *et al.* 2018; Yu *et al.* 2019), pero que requiere de una buena complementación con los tipos de especies seleccionados, porque la capacidad de absorción y de confinamiento de contaminantes es dependiente de las especies de plantas utilizadas.

Según Uriol *et al.* (2021), para restaurar zonas alteradas por la minería es recomendable evitar formas excesivamente geométricas y recuperar

una morfología armónica con el entorno natural, que sea estable geotécnicamente, conserve el suelo edáfico y favorezca el desarrollo vegetal. La gestión del agua es clave y debe adaptarse a la morfología del sitio, la red de drenaje y las condiciones climáticas relevantes.

Los valores de NDVI anualizado permitieron establecer las tasas de crecimiento en la cobertura y vigor de la vegetación, cuya estimación a 10 años permitió elaborar un estándar de crecimiento de la comunidad vegetal existente en cada sitio. Estas estimaciones revelaron que ninguno de los casos de estudio alcanzó el valor de referencia (EM), estimándose para el caso más avanzado un 81,6% de la tasa de referencia (MP), decreciendo ligeramente estos valores a 80,8% en PAIII, 76,5% para CLL y alcanzando un 71,3% en LP. Ninguno de los sitios restantes superó el 50% y para los casos más rezagados se estimaron tasas de crecimiento negativas (EG y MSA), aunque los ajustes estadísticos no son significativos.

El valor del NDVI²⁰²¹ mostró una alta correlación con la tasa de crecimiento de los sitios estudiados (ecuación: $y=0,0426x - 0,0061$; $R^2=0,7861$), lo cual permitió ratificar los análisis realizados por balsa (Muñoz *et al.* 2024). Esta tasa de crecimiento además tuvo una correlación significativa con el tipo biológico asociado a los árboles ($R^2=0,48$), lo cual permitió establecer un valor mínimo de cobertura arbórea de un 20%, como un valor deseable o útil en este sentido. Además, la cobertura total efectiva, no debe ser inferior al 60% de la superficie disponible, de forma de que, con esa combinación, se puedan obtener valores deseables de NDVI, tasa de crecimiento y, derivadas de estas tasas de erosión laminar aceptables.

Esta combinación entre NDVI, tasa de crecimiento y erosión laminar permitió perfilar la primera categorización de las diferentes balsas evaluadas, registrándose los mejores desempeños para MP, LP y PAIII, posiblemente muy influenciadas por la existencia de concavidades en la

meseta y la comunidad vegetal implantada, más que por el tipo de tratamiento edáfico recibido, principalmente para MP y LP. Las zonas más rezagadas en este sentido fueron MSA y PAll, atribuyéndose en este último caso a un diseño muy innovador y al escaso tiempo desde su implementación, a pesar de la normalización a 10 años.

Las correlaciones fueron concordantes y registraron tendencias positivas entre el endorreísmo con la tasa de crecimiento ($R^2=0,73$, $F=21,8$, $p=0,0016$), y con los valores de NDVI promedio ($R^2=0,46$, $F=6,83$, $p=0,031$). Por el contrario, no existió relación significativa con la cobertura total ($R^2=0,068$, $F=0,58$, $p=0,47$).

Se estima que, para aquellos casos incluidos en zonas sensibles, de precaución o críticas, se deberían revisar sus programas de seguimiento y/o mantenimiento si es que los tuvieran, al objeto de adoptar medidas adicionales para resolver parte de los déficit globales o parciales observados en cuanto a protección física de las estructuras restauradas (Baartman *et al.* 2018).

En particular, el caso de los taludes requiere una investigación específica dirigida a valorar sus condiciones estructurales actuales y las previstas para garantizar un funcionamiento y estabilidad adecuado a las necesidades de confinamiento de cada zona considerada para ser restaurada (Alberruche *et al.* 2014; Yu *et al.* 2019).

De ser posible, en los sitios estudiados, desde el punto de vista estructural, se recomiendan técnicas de rehabilitación para 1) mejorar las características geoquímicas superficiales, dirigidas a reducir la movilidad y toxicidad de los metales, y 2) generar aportes de nutrientes para favorecer la revegetación, reduciendo con ello la erosión y el transporte de sedimentos (Alberruche *et al.* 2014; Párraga-Aguado *et al.* 2015; Arco-Lázaro *et al.* 2018; Arranz-González *et al.* 2019; Acosta *et al.* 2021)- Estas

acciones pueden estar asociadas a medidas de seguimiento, más aún después de lluvias torrenciales y seísmos (Acosta *et al.* 2021).

En conclusión, el uso de vegetación para restauración en sitios contaminados logra una minimización directa de los riesgos derivados de la movilización de material particulado por acción del viento y de los riesgos vinculados a la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica, a través de la mejora de la estabilidad de mesetas y taludes (Alberruche *et al.* 2014; Yu *et al.* 2019; Uriol *et al.* 2021), lo cual puede ser monitoreado de forma indirecta a través de teledetección (DeWitt *et al.* 2017; Iwatsuki *et al.* 2018), con resultados confiables y reproducibles (Martín-Duque *et al.* 2015).

9.2. Relación de la composición biológica y las restauraciones

Existen antecedentes que establecen que la presencia de vegetación sobre estructuras contaminadas sea ésta de origen espontáneo o introducido, le aporta estabilidad física (Alberruche *et al.* 2014; Uriol *et al.* 2019) y constituye además de un beneficio al paisaje, una evidencia de un grado de protección del suelo (Buczyńska *et al.* 2013). Comunidades plantadas y los correspondientes colonizadores primarios que luego van llegando a las balsas, no solo protegen el suelo contra los procesos erosivos y disminuyen la emisión de contaminantes, sino que también le aportan materia orgánica que inicia procesos de cascada trófica en estos suelos degradados (Alberruche *et al.* 2014; Arco-Lázaro *et al.* 2018; Juan_Ovejero *et al.* 2023; Navarro-Cano *et al.* 2024).

Los análisis para comprender la calidad ecológica de los sitios estudiados incorporaron aspectos de proximidad ecológica y de riqueza comparada, respecto de la zona control (EM), incluyendo además aquellos aspectos que permitieran vincular a cada uno de los sitios con la definición formal de hábitat de interés comunitario y prioritario (Esteve-Selma *et al.* 2019; Moya-Pérez, 2023). Para efectos de enriquecer la

valoración en terreno, se incorporaron además criterios asociados al uso de especies exóticas, las cuales, a efectos del análisis y construcción del IPB, se ponderaron como valores negativos, poniendo énfasis en las especies con riesgo de propagación como *A. retinoides* y *N. glauca*, consideradas especies exóticas invasoras.

De las 74 especies identificadas, todas habían sido identificadas previamente en la zona de estudio (Navarro-Cano *et al.* 2018). De estas, ninguna fue registrada en todas las localidades, pero si en todas las balsas. Importante es mencionar que, al momento de realizar la evaluación en terreno, no era posible distinguir si el origen de las plantas era natural o procedían de plantaciones o siembra directa, dado que las intervenciones fueron realizadas en su mayoría hace más de 10 años. Lógicamente, se ha asumido que la mayoría de los ejemplares adultos de *P. halapensis*, *T. articulata* y *A. retinoides* y otros fanerófitos presentes en MP, LP, PCR y otras localidades, tuvieron que ser plantados en el proceso inicial de restauración.

Las especies más abundantes en cobertura fueron *P. halepensis* (13,7%), *P. saxatile* (4,0%), *A. retinoides* (3,58%), *H. hirta* (3,29%), *L. spartum* (3,18%), *D. viscosa* (2,98%), *P. lentiscus* (2,72%), *T. articulata* (2,20%), *M. tenacissima* (1,96%) y *T. hirsuta* (1,70%). En general, el registro general de especies concuerda con estudios previos, donde la mayoría fueron catalogadas como especies de interés por sus particulares estrategias de colonización de suelos contaminados (Conesa *et al.* 2006; Conesa *et al.* 2007a; Navarro-Cano *et al.* 2024).

P. saxatile y *H. decumbens* se mostraron como las especies más frecuentes, siendo esta última la que mostró la distribución más extendida, con presencia en el 100% de las balsas.

P. saxatile por su parte, solo estuvo ausente en PAII y se explica porque es una especie que ha sido estudiada por su tendencia a acumular metales pesados, lo cual era una condición no deseable para la intervención en PAII, dado su objetivo explícito de usar especies pertenecientes al hábitat prioritario europeo 9570, bosques de *T. articulata* (Esteve-Selma *et al.* 2019).

La evaluación integrada del IPB reflejó que la zona con mejor valoración fue PAII, cuya intervención ha tenido un enfoque restaurativo con un perfil claramente conservacionista, dirigido expresamente a la restauración de la vegetación asociada al hábitat prioritario 9570, como ya se ha comentado, Este hábitat es por si valioso y rico en microfanerófitos amenazados y excluye el uso de especies exóticas (Oná *et al.* 2021), lo cual permite proyectar una evolución positiva en el futuro de esta intervención. Luego se registraron los valores de CLL, BJ y PAIII, siendo esta última balsa un caso interesante de analizar, por ser una zona sin tratamiento alguno, pero con un alto potencial para desarrollar espontáneamente su cubierta arbórea arbustiva, a pesar del filtro ambiental que supone el sustrato contaminado y no tratado, aunque con un pH de naturaleza básica, dada la disponibilidad de propágulos de múltiples especies derivada de la calidad ambiental del entorno (Moya-Pérez, 2023; Martínez-Sánchez *et al.* 2024).

En términos de análisis de los índices de diversidad (H'), se verificaron en todos los casos analizados valores con diversidades muy elevadas, muy por encima de la existente en la zona de referencia ($EM=2,75$). Las zonas de más diversidad específica se presentaron en MSP y PA II, con valores por encima de 3,5 bits de información. Esta diversidad se considera algo anómala por elevada y se presume que se trataría de una situación forzada o buscada deliberadamente por los responsables de la

restauración, pero se desconoce si será realmente funcional a medio plazo.

Los sitios más rezagados en términos de calidad ambiental fueron EG y PCR. El primer sitio se presentó fuertemente dominados por las especies *P. miliaceum*, *A. halimus*, *D. viscosa* y *P. saxatile*, que fueron introducidos expresamente, con el reporte adicional de la especie exótica *N. glauca* y se caracteriza por estar rodeado por una serie de elementos paisajísticos que ponen de manifiesto una clara exposición a una alta perturbación a muy corta distancia.

PCR por su parte se presentó con una dominancia muy marcada de *L. spartum*, *A. retinoides* y *A. halimus*, careciendo de especies de interés desde la perspectiva de la calidad del hábitat, en general. Como antecedente interesante, ambos sitios alcanzaron los máximos valores de cobertura de *H. decumbens*, si se comparan con las abundancias registradas en las restantes balsas mineras evaluadas.

Importante es mencionar que *H. decumbens* es una de las especies que ha sido explícitamente recomendada para ser utilizada en programas de fitoestabilización, lo cual podría explicar, conjuntamente con su gran capacidad dispersiva como ocurre en todas las asteráceas, su abundancia en los sitios antes mencionados, dada su capacidad de reducir los efectos de la erosión y lixiviación de elementos contaminantes en IRMAS (Conesa *et al.* 2006; 2007a; 2007b; Martínez-Sánchez *et al.* 2012; Pérez Sirvent *et al.* 2008; 2011; 2017).

En términos de proximidad física con zonas calificadas como de alta calidad ambiental se pudo verificar un efecto relevante de la distancia a fuentes de propágulos de especies consideradas como parte de la comunidad de referencia. En particular, como se mencionó

previamente, los resultados registrados en PAII confirmaron esta condición ventajosa (Muñoz *et al.* 2024).

9.3. Respetto a la respuesta química y la construcción del IPQ

Los elementos potencialmente tóxicos movilizados como material particulado están presentes en distintas asociaciones químicas, formando parte de diferentes especies minerales, así como formando parte de la composición de sales solubles. Cuando no es soluble y se deposita en terrenos aledaños o cauces, su movilidad o biodisponibilidad estará condicionada por las condiciones fisicoquímicas tales como el pH o el potencial redox de los suelos y sedimentos receptores (Arranz-González *et al.* 2024), alterando estas métricas las características locales y, ciertamente las condiciones específicas que pueden tener efectos importantes respecto de la biodiversidad de las zonas de estudio (Acosta *et al.* 2021).

Por esta razón, en este estudio se estimó valioso medir las concentraciones de elementos químicos en plantas (material foliar), buscando identificar valores que superaran umbrales de toxicidad (Kabata-Pendias, 2010), y combinándolo con los valores registrados en muestras de suelo para estimar la acumulación o transferencia en el material vegetal de las principales especies. De forma innovadora, para estimar la transferencia al conjunto de la comunidad en cada localidad o balsa se consideró la abundancia (cobertura) de las especies en cada una de dichas zonas, con el objetivo de ponderar el peso de cada especie respecto de los contaminantes analizados y obtener un dato general o integral por cada estructura.

Desde el punto de vista de los elementos químicos, los análisis se centraron en el metaloide As y los metales Cd, Cu, Mn, Pb y Zn ya que según varios estudios previos superaron los valores de referencia (Azcón-Bieto y Talón, 2000; Kabata-Pendias, 2010). De la comunidad vegetal se

consideraron las 15 especies de plantas más representativas del conjunto de balsas analizadas.

En general, los valores medios de transferencia entre el suelo y las plantas fueron moderados ($6,55 \pm 4,68$; rango 2,2-18,8%), observándose la transferencia más baja para *D. pentaphyllum* y el valor más alto para *D. viscosa*. Los elementos químicos más transferidos fueron el Cd y Cu, predominando los valores generales en las tres Asteráceas evaluadas (*H. decumbens*, *P. saxatile* y *D. viscosa*), especies perennes descritas como colonizadoras habituales de suelos con altas concentraciones de metales pesados, alta salinidad y muy baja materia orgánica (Navarro-Cano et al. 2024).

De acuerdo con los resultados obtenidos se verificó que las mayores concentraciones fueron reflejadas por *D. viscosa*, destacándose en cadmio, cobre, manganeso y zinc, en concordancia con estudios previos sobre esta especie (González-Fernández et al. 2011; Martínez-Sánchez et al. 2012; Pérez-Sirvent et al. 2012; Gómez-Ros et al. 2013; Martínez-Fernández et al. 2014). Estos resultados han permitido sugerir a esta especie nativa como una opción válida para ser utilizadas en fitoestabilización de suelos contaminados en zonas semi áridas. Particularmente en el caso de arsénico y antimonio, se verificó que estos elementos son trasladados del suelo a la raíz de la planta, pero no pasando a la parte aérea, por lo que no serían movilizados a la cadena trófica (Pérez-Sirvent et al. 2012).

P. saxatile, *H. decumbens*, *T. articulata* *S. oppositifolia* y *T. hirsuta*, presentaron una afinidad mayor por el cadmio y consecuentemente, concentraciones mayores, lo cual es consistente con estudios previos que han revelado su alta concentración en suelos de la Sierra Minera Cartagena-La Unión, reportándose además un alto riesgo de movilidad

de este metaloide a través de la vegetación (Acosta *et al.* 2011; Arranz-González *et al.* 2019; 2024). Se ha mencionado adicionalmente que estos valores se pueden ver influenciado por el pH de los suelos donde habitan estas plantas (Soriano-Disla *et al.* 2018). Este último dato es relevante al momento de planificar incorporación de enmiendas o sustratos sobre los suelos contaminados a tratar (Gomez-Ros *et al.* 2013) y se recomienda además el tener en cuenta la reactividad de este elemento a las concentraciones de cloro, dado que pueden afectar su movilidad (González-Alcaraz *et al.* 2024).

P. saxatile, *H. decumbens* y *T. articulata* presentaron valores altos en cobre, lo cual era esperable, considerando los valores promedio registrados de este elemento en la Sierra Minera Cartagena-La Unión (Arranz-González *et al.* 2019; 2024). Múltiples estudios han indagado respecto al comportamiento de diferentes especies a este elemento (Conesa *et al.* 2006; 2007b; 2009; Gomez-Ros *et al.* 2013; Kabas *et al.* 2012; González-Alcaraz y Van Gestel, 2017) y se entiende que, dado que es listado este elemento químico como crítico, por su toxicidad potencial a nivel europeo (Arranz-González *et al.* 2019), se debe analizar en profundidad, particularmente en especies de alto valor ambiental como es el caso de *T. articulata* (Esteve-Selma *et al.* 2019; Moya-Pérez, 2023).

El análisis del arsénico, en la relación entre la concentración referenciada en el suelo y los valores obtenidos en planta no superó el 5% para ninguna de las especies vegetales analizadas, aun cuando la literatura sugiere analizar las fracciones biodisponibles y/o lixiviables, más allá de la fracción total (Martínez-Sánchez *et al.* 2012; 2013; Pérez-Sirvent *et al.* 2012), lo cual no fue analizado en este estudio.

Por otro lado, se estima relevante mencionar que el arsénico es considerado de riesgo potencial para la salud de las personas por ingesta (Pérez-Sirvent *et al.* 2016), por lo que se establece relevante sugerir

explícitamente limitar el uso de los espacios a restaurar que tengan concentraciones altas de arsénico, solo a especies constructoras de paisaje, sin proyectar el uso de especies que potencialmente puedan escalar a cualquier cadena trófica posterior. Es más, el análisis futuro en procesos restaurativos requiere mucha atención tener presente lo antes mencionado, más aún en el caso del uso de enmiendas orgánicas que pueden modificar el pH de los sustratos (González-Alcaraz *et al.* 2013; 2024; Arco-Lázaro *et al.* 2016; Parra *et al.* 2017).

De todos modos es relevante mencionar que algunos estudios desaconsejan el uso de algunas especies, como el caso de *H. decumbens* en sitios contaminados con arsénico (Martínez-López, 2019), dado que esta especie y también *L. spartum* han evidenciado capacidades para actuar como fitoextractoras para este metaloide, sugiriéndose la necesidad de realizar estudios de adsorción de As en estrategias de remediación de suelos, en particular cuando impliquen el uso de enmiendas orgánicas o fertilizantes inorgánicos (Arco-Lázaro *et al.* 2016).

Al igual que el arsénico, el plomo presentó valores de concentración planta/suelo con niveles inferiores al 5%, pero con la salvedad de que los valores promedios de plomo en suelo alcanzaban concentraciones importantes (5.660,4 mg/kg), que son consistentes con estudios previos (Conesa *et al.* 2011; González-Alcaraz *et al.* 2024) por lo que estos resultados deben analizarse más en profundidad, dada la amplia literatura asociada a los efectos del plomo como contaminante crítico (Gomez-Ros *et al.* 2013; González-Alcaraz *et al.* 2024).

Además de los procesos de bioacumulación a través de la cadena trófica, se ha observado también en diversos estudios procesos de biomagnificación, que, para el caso de este estudio, se han referenciado

antecedentes respecto a cadmio, y cobre (Alberruche *et al.* 2014), por lo que es relevante analizar las concentraciones tolerables de transferencia de estos elementos a la vía aérea de las plantas.

En relación con los valores más bajos, estos fueron registrados para *D. pentaphyllum*, *P. miliaceum* y *P. lentiscus*, lo cual plantea la posibilidad de que sean sugeridas para ser implementadas como especies nodrizas en procesos de restauración, en línea con otras iniciativas previas (Navarro-Cano *et al.* 2018).

En términos de cobertura vegetal en general, los resultados en el presente estudio han evidenciado una relación significativa con el índice de protección integrado (IPIxCob_t: $R^2= 0,5914$, $p= 0,0155$), pero donde lo más interesante es la constatación de una marcada predominancia de los efectos directo que tendrían las especies arbóreas, dándose consistentemente un resultado significativo y muy robusto respecto a IPI y la cobertura arbórea (IPI x Cob_a: $R^2= 0,7407$, $p= 0,00138$) y ratificada a través del análisis de los tipos biológicos, donde solamente el tipo biológico 1 (TB1) se presenta como significativo (IPI x TB1: $R^2= 0,6854$, $p= 0,0031$), lo cual es consistente con el resultado previo referido al requerimiento de al menos de un 20% de cobertura arbórea, en una cobertura total mínima aceptable de un 60%, respecto de las superficies analizadas, para obtener un valor de NDVI $\geq 0,3$.

Estudios previos han evidenciado la utilización de especies tale como *L. spartum*, *P. miliaceum* *D. viscosa*, *H. decumbens*, *Z. fabago* o *P. halepensis*, con el objetivo de reducir la propagación de contaminantes a áreas cercanas a zonas pobladas, las cuales consistentemente han sido sugeridas para ser utilizadas en programas de revegetación y estabilización de zonas mineras abandonas (Conesa *et al.* 2007a; Párraga-Aguado *et al.* 2014; 2016; Navarro-Cano *et al.* 2018). En este sentido, es relevante replantearse la utilización de especies arbóreas de

forma más recurrente, cumpliendo con los porcentajes antes propuestos, e incorporando especies arbustivas del tipo *P. lentiscus*, que, de acuerdo con los resultados del presente estudio, sus proyecciones son alentadoras para ser utilizada.

En términos de los valores promedios de concentraciones de elementos contaminantes, con independencia del grupo químico analizado, las tendencias reflejaron que *D. viscosa* (Conesa *et al.* 2007a; 2011; Martínez-Sánchez *et al.* 2012; Pérez-Sirvent *et al.* 2012; Gomez-Ros *et al.* 2013; Martínez-Fernández *et al.* 2014) y *P. saxatile* (Conesa *et al.* 2007a) consistentemente presentaron los valores más altos, situación que sugiere recomendar estas especies como indicadores centinelas de la calidad del aislamiento obtenido en intervenciones restaurativas con tecno suelos, aprovechando su alta sensibilidad.

El IPQ reveló que los mejores desempeños se registraron en las zonas MP y PA III, seguidos de PAII, LP, CLL. Los valores intermedios se registraron para BJ y MSA, cerrando con los rendimientos más rezagados para EG, PCR y MSP, en línea con los resultados anteriores de los IPF e IPB. No obstante, los valores generales tuvieron menor rango de dispersión según las localidades, que en los anteriores índices.

9.4. La consolidación de IPI y sus relaciones relevantes

Existe cierto consenso en la necesidad de adoptar indicadores de diferente naturaleza (físicos, químicos y biológicos) para lograr una visión integral y multiparamétrica de la calidad de los entornos, y particularmente en el caso de sitios contaminados con potenciales afectaciones a la salud de las personas (Zornoza *et al.* 2015). Según la literatura, se valora además de manera importante que estos índices permitan establecer diferencias entre diferentes aspectos involucrados en los análisis, de forma tal de ponderarlos en función de criterios objetivos, universales y locales (Bastida *et al.* 2008).

En general, la mayoría de las estrategias de seguimiento utilizan indicadores que se orientan a cumplir la regulación vigente o a promover la continuidad operacional y productiva (Uriol *et al.* 2021; Walls, 2024) abordando de forma complementaria los servicios ecosistémicos involucrados (Uriol *et al.* 2021), lo cual establece un desafío relevante en términos de las estrategias y los objetivos de restauración que se planteen en cada territorio.

Los valores integrados del IPI permitieron establecer que las actuaciones realizadas en MP, PAIII, LP y CLL presentaron los valores más altos, en términos de calidad integrada de restauración, fluctuando entre 62,9 y 71,1, sobre 100 puntos posibles. De estos resultados se puede destacar que, tanto MP, LP y CLL fueron exitosos compartiendo métodos de tratamiento similares, con la aplicación de suelo calcáreo y reforestación. En el caso específico de PAIII, su valoración es más interesante aun, toda vez que no tuvo ningún tipo de tratamiento, lo cual revela que no parece existir relación entre la complejidad de la intervención y el resultado integrado de la calidad del sitio evaluado (Muñoz *et al.* 2024).

En general se establecieron tres grupos diferenciados, encabezado por MP>PAIII>LP>CLL (>60 puntos). Los sectores BJ y PAII conforman un grupo intermedio (55 - 60 puntos). Por último, el grupo conformado por los sectores MSP>PCR>EG>MSA se mantuvo por debajo del valor medio (<50 puntos). En término de complejidad de las actuaciones, tanto BJ como el grupo más rezagado tuvo intervenciones de mayor complejidad, que mostraron una relación negativa con los resultados integrados observados.

El análisis de las combinaciones de los índices reveló que IPF se correlacionó significativamente con IPQ (R^2 ajustado= 0,5464; $p=0,00881$), siendo las restantes interacciones no significativas. En función de las

respuestas observadas se considera relevante mencionar la importancia de establecer un conjunto de parámetros que puedan interactuar de forma simultánea, dado que no todas las combinaciones presentan niveles de sensibilidad similares y están fuertemente asociadas a las ponderaciones con las cuales sean analizados por los equipos de investigación. De hecho, la ponderación más alta de IPQ en este estudio, se vincula con la condición basal de que se está trabajando con suelos altamente contaminados (PRASAM, 2018; Muñoz *et al.* 2024).

En las interacciones respecto a las coberturas, se observó que IPI se correlacionó significativamente y de forma positiva con la cobertura total y con la cobertura de árboles. También con el NVDI promedio, factor vinculado directamente a la valoración de las coberturas. En este sentido se evidenció que el índice integrado respondió bien a la información obtenida por telemetría y además a la recolectada en terreno (Gilabert *et al.* 1997; DeWitt *et al.* 2017; Iwatsuki *et al.* 2018; Song *et al.* 2023).

IPI mostró una fuerte correlación positiva significativa con la tasa de crecimiento (R^2 ajustado= 0,736; $p=0,00045$), constituyéndose esta variable como una de las más relevantes durante el proceso de investigación, dado que, al combinarse en modelos con el tipo de tratamiento, los valores de NDVI promedio o con la cobertura de árboles, mantuvo su significancia y altos niveles de acoplamiento, siendo esta última interacción la que presentó el mejor ajuste (R^2 ajustado=0,87; $p=0,00011$). De hecho, al integrar el factor distancia a zona conservada a las variables de tasa de crecimiento y cobertura de árboles se logró estimar en mejor modelo multivariante ajustado (R^2 ajustado=0,933; $p=0,00005$), relevando la importancia de la tasa de crecimiento de la vegetación, como factor clave.

Al igual que la tasa de crecimiento, la riqueza de especies por sitio también se presentó con una interacción positiva significativa respecto a IPI ($R^2=0,51$; $p=0,0214$), que puede ser explicada en parte por el conjunto de especies seleccionadas y por la presencia de zonas endorreicas (Bartman *et al.* 2018). Respecto al tipo de actuación, IPI presentó una relación significativa, pero negativa ($R^2=0,49$; $p=0,0214$), reflejándose que las respuestas no se asociaron positivamente con niveles de complejidades mayores en las actuaciones en las balsas.

En este sentido, considerando los resultados obtenidos, se entiende que si la actuación se localiza dentro (o muy cerca) de una matriz natural, quizás con una intervención temprana muy sencilla (control del pH edáfico, para hacerlo neutro o ligeramente básico) podría ser suficiente o muy facilitador de una colonización espontánea competente. En cambio, si la actuación de restauración se planifica más distante de esta matriz natural, el diseño de la intervención, especialmente en los ensambles de especies elegidos y en algunos factores topográficos facilitadores (endorreísmo), cobraría mucho más protagonismo.

Al consolidar el análisis utilizando las valoraciones de cobertura vegetal y la riqueza de especies para las diferentes zonas de estudio se verificó claramente que PAll se destacaba del resto de los sitios de estudio, lo cual se puede explicar por su orientación para el cumplimiento de los parámetros de hábitat prioritario (Esteve-Selma *et al.* 2019; Moya-Pérez, 2023). El resto de los sitios se agrupa de manera coherente a los resultados anteriores, en función de la valoración combinada de los diferentes parámetros analizados.

En términos de costes, si se analizan los resultados en función de unidades de calidad ambiental, representados en IPI, se observó una fuerte relación negativa significativa (R^2 ajustado=0,805; $p=0,0025$), donde los mejores resultados (> 2 unidades IPI x 1.000 €) consolidaron los

sitios con restauraciones más sencillas (MP>LP>PCR>CLL) y presentándose los valores más bajos de calidad IPI en aquellos con intervenciones de mayor complejidad (MSA y EG). En un rango intermedio se ubicaron MSP y PAll.

En estudios previos respecto vinculando la calidad de hábitat y los costes implicados para *T. articulata*, se sugiere fundamental ser capaces de aprovechar las condiciones naturales de los sitios intervenidos, dado que este enfoque permitiría optimizar de forma importante la eficiencia de las intervenciones (Moya-Pérez, 2023).

Finalmente, las correlaciones asociadas a la riqueza permitieron evidenciar que *T. articulata* se relacionó positivamente, mientras que *P. lentiscus* presentó una correlación negativa. Esta diferenciación funcional sugiere que *T. articulata* podría desempeñar un rol facilitador de la colonización vegetal, potenciando la diversidad local (Navarro-Cano et al. 2018; Moya-Pérez, 2023), mientras que *P. lentiscus* estaría dificultando la instalación de otras especies en fases tempranas de colonización, lo cual sugiere un análisis más profundo.

9.5. Una mirada dinámica de las balsas respecto a la resiliencia

La resiliencia la entendemos como un atributo fundamental de los sistemas ecológicos y socioecológicos (Fu et al. 2025; Folke et al. 2004, 2006) y para procesos de restauraciones de zonas degradadas, pensando en la respuesta de largo plazo, sin duda que es relevante, aunque, metodológicamente compleja de analizar, por lo que cobra especial relevancia la manera de abordar este tipo de estudios, particularmente frente a los actuales escenarios de cambio climático (Smith et al. 2022; Lloret et al. 2011).

En las zonas semiáridas del sureste español estas cualidades de los hábitat son esenciales, dado que la exposición a condiciones climáticas

adversas, ligadas a escasez hídrica e incremento térmico, se ven fuertemente relacionadas a los factores estresores adicionales que se presentan en la Sierra Minera de Cartagena - La Unión, por los niveles de contaminación existentes (PRASAM, 2018; Fernández-Naranjo *et al.* 2020; Rodríguez-Pacheco *et al.* 2011; 2024), que claramente son capaces de que tensionar las respuestas fenológicas de las especies dominantes y su capacidad de adaptación (Herraiz *et al.* 2023; 2025; Moreno de las Heras *et al.* 2023).

En este contexto y aceptando que las condiciones de partida son de alta complejidad, se propone inicialmente que las estrategias de restauración ecológica deberían enfocarse en maximizar las capacidades ventajosas del territorio, incorporando en la medida de lo posible, prácticas como la regeneración natural, la reintroducción de especies clave y el diseño de comunidades vegetales funcionalmente diversas, buscando consolidar una mayor funcionalidad ecosistémica a través de ensambles vegetales más estructurados y adaptados (Blanco-Cano *et al.* 2022; Martínez-Sánchez *et al.* 2024; Wang *et al.* 2025).

Los resultados del análisis de la resiliencia y resistencia ecosistémica de los sitios evaluados frente a eventos extremos de sequía fueron consistentes con los antecedentes vinculados a los indicadores de calidad ambiental, fortaleciéndose las valoraciones de los sitios que mostraban mejores desempeños, en términos de los ensambles biológicos y las capacidades vinculadas a la composición de especies. entre los sitios que previamente habían sido mejor evaluados y los que demostraron mejores desempeños en términos de resiliencia y resistencia. Importante es mencionar que para estos análisis se excluyó PAII por el corto tiempo desde su puesta en marcha.

En cuanto a resistencia, todas las balsas que habían mostrado buen desempeño en análisis anteriores consolidaron sus resultados, donde al

desagregar las respuestas constatamos que PAIII se consolidó en el liderazgo de esta sección, que al ordenarse de forma decreciente se presentó de la siguiente forma: PAIII>BJ>LP>MSA>MP.

En ese sentido fue llamativo observar que la balsa de MSA se posicionara en el grupo de mejor valoración, aunque se asume que puede ser una respuesta razonable relacionada con su composición biológica dominada por *D. viscosa* e *H. hirta*, en una estructura que se presenta como consolidada. Los sitios con las respuestas más deficientes no superaron los 0,86 ($Rt < 0,86$) y su orden decreciente se presentó como CLL>PCR>MSP>EG. En este sentido, EG reflejó consistentemente su condición más rezagada, si se analiza el desempeño estructural.

En términos de resiliencia, y en concordancia con los resultados previos, los sitios mejor preparados (PAIII, LP y MP), fueron capaces de recuperar sus condiciones previas en un plazo de 46 meses (Ratio 0,5). Este grupo fue seguido por un conjunto intermedio conformado por BJ, MSP y MSA, con tiempos de recuperación entre 47 y 54 meses, y finalmente, un grupo rezagado compuesto por CLL, PCR y EG, que requirió hasta 80 meses, siendo EG el único que no logró recuperar completamente su condición inicial durante el tiempo de conteo, estimándose su recuperación más allá de los 90 meses analizados.

Como era de esperarse, la zona de control presentó un comportamiento estable, con un aumento sostenido en la calidad ambiental reflejado por valores crecientes de NDVI. Este patrón también se observó, aunque en menor medida, en sitios como MP y LP. En contraste, otros sectores evidenciaron una degradación en la calidad ambiental, destacándose BJ como el mejor entre ellos, seguido de PAIII, MSP, MSA, PCR y CLL.

La robustez de estos hallazgos se evidenció a través de una correlación negativa significativa entre IPI y la resiliencia, así como con cobertura arbórea, NDVI promedio y resistencia. A su vez, la resistencia se correlacionó positivamente con la cobertura arbórea, lo que refuerza la idea de que la estructura funcional y la composición del ensamble vegetal son claves para la estabilidad ecosistémica.

Estos resultados observados en los sitios de estudio, con especial atención en la respuesta de PAIII, avalan la necesidad de preservar los parches de vegetación espontánea en áreas degradadas como parte de las estrategias de fitomanejo (Martínez-Sánchez *et al.* 2024), ya que no solo promueven el reclutamiento vegetal y la recuperación funcional, sino que también mejoran la sostenibilidad y resiliencia frente a futuras perturbaciones climáticas (Álvarez-Rogel *et al.* 2018; 2022).

La selección de especies vegetales capaces de formar comunidades diversas y funcionales se vuelve, por tanto, un componente esencial de cualquier estrategia de restauración adaptativa en contextos semiáridos (Navarro-Cano *et al.* 2024), más aún si se considera que la revegetación natural es lenta y no complementa el suelo con los nutrientes adecuados; por lo tanto, la recuperación debe ser inclusiva, incorporando así métodos físicos, biológicos y químicos, tendientes principalmente a fortalecer la captura de carbono y la fijación de nitrógeno en el suelo, con especies útiles como *P. miliaceum*, en combinación con leguminosas, logrando el triple efecto, incrementando la biomasa, descontaminando el suelo y fijando nitrógeno en el suelo en un período más largo (Arco-Lázaro *et al.* 2017), que es un resultado deseable de cualquier intervención restaurativa (Worlanyo y Jiangfeng, 2021).

Estos hallazgos refuerzan la idea de que las trayectorias de recuperación de ecosistemas degradados no solo dependen del tipo de intervención aplicada, sino también de la composición funcional de las

especies presentes. El éxito de una restauración, entonces, debe medirse no solo en términos de cobertura o biomasa recuperada, sino también a través del análisis profundo del ensamble de especies orientadas a promover la estabilidad, la resistencia y la diversidad funcional en el largo plazo.

10. CONCLUSIONES PARTE II

- Las bases de datos y la información remota disponibles para la elaboración de modelos digitales de terreno, la estimación del NDVI y el cálculo de erosiones permitió construir un IPF fiable y de bajo costo.
- El IPF se construyó con métricas asociadas a la protección estructural y sus tasas de crecimiento, erosión y retención hídrica, mientras que el IPB incorporó la riqueza específica, proximidad ecológica al área de referencia y presencia de especies exóticas invasoras.
- La valoración del IPF se relacionó directamente con elementos estructurales de la balsa, como el endorreísmo y su relación con componentes biológicos funcionales de los ensambles vegetales instaurados, estableciéndose como valores de referencia o umbrales un NVDI de 0,3, una cobertura vegetal protectora mínima estimada en un 60%, una tasa de crecimiento anual de 0,01 del NVDI y una cobertura basal de un 20% de especies de tipo arbóreo.
- Las restauraciones más exitosas desde el punto de vista físico (IPF) y biológico (IPB) fueron aquellas donde se logró una integración estructural que favoreció la cobertura vegetal y redujo procesos erosivos, como en los casos de MP y LP.

- Se observó una correlación significativa entre la presencia de zonas endorreicas en las estructuras y la cobertura vegetal, facilitando la restauración vegetal y su desarrollo al menos en el contexto semiárido.
- El índice de protección biológica (IPB) obtenido en el presente estudio responde de forma robusta a la composición y riqueza de especies y a su calidad ecológica, en relación con el área de referencia y las características propias de los hábitats prioritarios en el marco europeo. Los valores obtenidos en este índice estructural y composicional de la vegetación parecen tener conexión con la función de protección química (IPQ).
- El IPQ se basó en la acumulación de metales en suelo y plantas, ponderado por abundancia específica. Los valores absolutos de transferencia suelo-planta fueron en general bajos, con un 6.55% de valor medio para el conjunto de los metales y metaloides. Los valores más altos fueron explicados por la presencia de especies con tendencias más bioacumuladoras.
- Los elementos químicos más incidentes a nivel foliar fueron As, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn. Las especies asteráceas *D. viscosa* y *P. saxatile* y, en menor medida, *H. decumbens*, evidenciaron alta capacidad de acumulación de metales como Cd, Cu y Zn.
- Los arbustos y árboles fueron los tipos biológicos con menor acumulación de metales pesados, lo que contradice en parte las argumentaciones habituales de evitar la utilización de especies de gran porte (arbóreas o arborescentes) cuyas raíces pueden penetrar a capas profundas (menos tratadas o aisladas) de la estructura minera. De la misma forma, las proporciones relativas más altas de transferencia en caméfitos y nanofanerófitos, aunque no muy elevadas en términos

absolutos, sugerirían estas mismas dudas sobre este paradigma tan extendido y sobre la virtualidad del aislamiento de los materiales tóxicos tras el tratamiento realizado en el sustrato original.

- El IPQ mostró diferencias significativas entre sitios, siendo MP y PAIII los de mejor desempeño.
- De acuerdo con los resultados obtenidos se verificó una baja translocación de As y Pb hacia partes aéreas de las plantas evaluadas, lo que sugiere una escasa entrada de estos elementos a las cadenas tróficas, pero, de todos modos, en términos de cautela ambiental, se recomienda restringir usos humanos en áreas con alta concentración de estos metales.
- El índice de protección integrado (IPI) sintetizó exitosamente las dimensiones físicas, biológicas y químicas, permitiendo distinguir una distribución de respuestas donde los depósitos que presentaron peor evaluación fueron EG, MSA, PCR y MSP. Los mejores resultados se asociaron a MP, PA III, LP, CLL y BJ y PA II.
- No se observó una relación directa entre complejidad de intervención y calidad integrada del sitio (IPI) y, en consecuencia, se estima que el nivel de inversión no tendría una correlación positiva respecto a los resultados observados en las restauraciones analizadas.
- El IPI se correlacionó significativamente con la cobertura vegetal, con la tasa de crecimiento y con el NDVI promedio, mostrando una mayor sensibilidad respecto de estos parámetros.

- De acuerdo con los resultados obtenidos, se considera que los factores críticos de la restauración se asociarían a la cobertura arbórea, la tasa de crecimiento anual de la cobertura vegetal y a la cercanía de áreas bien conservadas limítrofes, capaces de aportar propágulos que faciliten los procesos de colonización espontánea.
- Los sitios con ensambles vegetales más estructurados mostraron mejores capacidades de resistencia y resiliencia frente a eventos de sequía extrema, destacando PAIII, LP y MP.
- La recuperación funcional fue más eficiente en sitios con mayor cobertura arbórea y riqueza de especies, lo que refuerza la importancia de diversificar los ensambles vegetales en contextos semiáridos degradados.

CONCLUSIONES GENERALES

11. CONCLUSIONES GENERALES

La presente investigación permitió desarrollar una evaluación integral de procesos de restauración ecológica en diez balsas mineras contaminadas en la Sierra Minera Cartagena-La Unión, utilizando un enfoque mixto que articuló dimensiones sociales y ambientales, de forma de construir una herramienta socioambiental aplicable.

- Se entiende que los procesos de restauración ecológica efectiva están más allá de los límites relacionados a la complejidad técnica e ingenieril de las intervenciones, teniendo una conexión relevante sus resultados con la estructura funcional del sistema restaurado, su conectividad ecológica con el entorno y la composición y diversidad adaptativa de los ensambles vegetales que la componen. Esta afirmación se entiende como válida tanto para los análisis cuantitativos obtenidos, así como también para los cualitativos, relacionados con las percepciones de actores clave, quienes son capaces de reconocer potenciales beneficios ecológicos, sociales y económicos, aún en escenarios de alta degradación.
- Los atributos ecológicos locales, así como la heterogeneidad espacial pueden tener una influencia mayor que el nivel de inversión aplicado en las restauraciones, si se miden los resultados finales de calidad ambiental conseguidos. Factores como la capacidad de retención hídrica, las tasas de crecimiento vegetales o la proximidad a fuentes de propágulos naturales se entienden como factores clave para el éxito de procesos de restauración en ambientes contaminados de zonas semiáridas.
- La combinación de índices sintéticos como el IPF, IPB, IPQ e IPI permitió establecer un diagnóstico ambiental confiable, replicable y con

una relación de costo-efectividad aceptable, que permitió establecer diferencias claras entre los diferentes sitios evaluados, permitiendo una priorización estratégica capaz de aportar elementos esenciales que deberían formar parte de los diseños de futuras restauraciones y en la gestión adaptativa de estas áreas fuertemente degradadas.

- Se pudo establecer que tanto la resiliencia, como la resistencia ecosistémica no emergen de forma espontánea, sino que son una respuesta funcional a aspectos relevantes como el ensamblaje vegetal, la diversidad funcional y la estabilidad estructural de las especies vegetales que componen los sitios evaluados. Este estudio mostró que balsas con vegetación espontánea consolidada, con independencia del tratamiento, mostraron mayor capacidad de recuperación tras eventos climáticos extremos.
- Al evaluar la percepción quedó en evidencia una brecha relevante entre la motivación inicial para la restauración de las zonas planteadas en este estudio y las condiciones reales de implementación, destacando la necesidad urgente de fortalecer diseños técnicos robustos y consensuados, la transferencia de conocimientos a todos los estamentos involucrados y una implementación de sistemas de monitoreo confiables, que operen como pilares de sostenibilidad a largo plazo.
- Se ha evidenciado la necesidad urgente de un modelo de gobernanza participativo y adaptativo, articulado a través de una mesa de fomento y restauración que permita una coordinación interinstitucional efectiva y la generación de un sistema de comunicación estratégica capaz de explicar de forma concreta los beneficios, desafíos

y aprendizajes relacionados directamente al proceso de restauración que se plantea ejecutar.

- Como conclusión final, este estudio deja en evidencia que la restauración ecológica se puede constituir en una estrategia valiosa frente al cambio global y a la presión antrópica sobre sistemas ya altamente degradados, incorporando no solo herramientas técnicas y científicas, sino también los conocimientos territoriales, los liderazgos locales y las estructuras institucionales alineadas y flexibles que permitan construir un modelo adaptativo que permita sostener los esfuerzos de restauración en el tiempo.

Lecciones aprendidas sugeridas

- Este estudio demuestra que las restauraciones más exitosas no fueron necesariamente las más costosas ni las más complejas, sino aquellas donde operaron un impulso y liderazgo local fuerte, aunque desgraciadamente poco sostenido, y en buenas condiciones naturales en su entorno ecogeográfico. De este modo, se pudo establecer una alta conectividad ecológica y se desarrollaron comunidades vegetales adaptadas a las duras condiciones imperantes derivadas del clima semiárido y los severos filtros ambientales propios de la estructura minera y su contenido tóxico.
- Los procesos de restauración en cualquier condición, no se pueden entender solamente como acciones técnicas, sino que se deben plantear como procesos políticos-institucionales. La debilidad en los mecanismos de implementación percibidos reflejó claramente que, ante los vacíos de institucionalidades sólidas, la escasez de liderazgos territoriales comprometidos y coordinados y un marco normativo

adecuado, los esfuerzos pueden quedar aislados y no tener los efectos deseados. Restaurar también implica construir gobernanzas.

- Los indicadores de éxito en restauraciones deben incorporar dimensiones funcionales y sociales. El enfoque interdisciplinar propuesto (IPI), en conjunto con el análisis de percepción, permitió evidenciar que la restauración además de evaluar la cobertura vegetal y el confinamiento de elementos tóxicos debe incorporar criterios como resiliencia ecosistémica, apropiación comunitaria y capacidad adaptativa, para garantizar el éxito de largo plazo.
- La experiencia en torno a la crisis ambiental vinculada a la laguna del Mar Menor ha mostrado que, frente a situaciones ambientales complejas, es posible movilizar recursos, voluntades políticas y sociales e intervenir en zonas ambientalmente maltratadas o sacrificadas en áreas de un desarrollo económico cortoplacista y claramente insostenible. Este acontecimiento demuestra que, si se construye un buen modelo de gobernanza y se aplican los enfoques sugeridos, esta condición compleja de partida puede convertirse en una iniciativa de restauración integral, social y climáticamente inteligente a gran escala.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Academia Lab. (2025). Forma de vida vegetal Raunkiaer. Enciclopedia. Revisado el 25 de febrero del 2025. <https://academia-lab.com/enciclopedia/forma-de-vida-vegetal-raunkiaer/>

Acosta, J.A. Martínez-Martínez, S. Martínez-Pagán, P. Zornoza, R. Carmona, D.M. y Faz, A. (2011). Estudio de estabilidad de depósitos de lodos del Distrito Minero de Mazarrón (SE España): Riesgos potenciales sobre la Rambla de Las Moreras. *Boletín Geológico y Minero*, 122(2): 145-160.

Alberruche, M.E. Arranz J.C. Rodríguez, R. Vadillo, L. Rodríguez, V. Fernández F.J. (2014). Manual para la evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractivas cerradas o abandonadas. Madrid: Ministerio de Agricultura. Alimentación y Medio Ambiente: Instituto Geológico y Minero de España.

Alcaraz-Ariza, A.F. Botías P.M. García R. Ríos R.S. Rivera N.D. y Robledo M.A. (2022). Flora básica de la Región de Murcia. 4ta Edición. Sociedad Cooperativa de Enseñanza "Severo Ochoa". ISBN 978-84-19051-15-8. 260 p.

Alcaraz-Segura, D. Cabello, J. y Paruelo, J. (2009). Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecol* 202:13–29. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-008-9555-2>

Alcolea, A. Fernández-López, C. Vázquez, M. Caparrós, A. Ibarra, I. García, C. Zarroca, M. y Rodríguez, R. (2015). An assessment of the influence of sulfidic mine wastes on rainwater quality in a semiarid climate (SE Spain). *Atmospheric Environment* 107, 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.028>

Alcolea, A. Contreras, S. Hunink, J. E. García-Aróstegui, J. L. y Jiménez-Martínez, J. (2019). Hydrogeological modelling for the watershed management of the Mar Menor coastal lagoon (Spain). *Science of the Total Environment*, 663, 901–914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.375>

Alorda-Kleinglas, A. Garcías-Orellana, J. Rodellas, V. Cerdà-Domènech, M. Tovar-Sánchez, A. Diego-Feliu, M. Trezzi, G. Sánchez-Quiles, D. Sanchez-Vidal, A. y Canals, M. (2019). Remobilization of dissolved metals from a coastal mine tailing deposit driven by groundwater discharge and porewater Exchange. *Science of the Total Environment*, 688 (2019) 1359–1372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.224>

Álvarez-Carreño, S. M. (2020), "Instrumentos jurídicos transversales de tutela ambiental de la actividad minera: la evaluación de impacto ambiental", en Montoya Martín, E. (dir.), *Minería y Medio Ambiente en el siglo XXI*, Thomson Reuters Aranzadi, Cizur Menor (ISBN: 978-84-1345-661-4), pp. 99-204.

Álvarez-Rogel, J. Gómez, M. D. C. T. Conesa, H. M. Párraga-Aguado, I. y González-Alcaraz, M. N. (2018). Biochar from sewage sludge and pruning trees reduced porewater Cd, Pb and Zn concentrations in acidic, but not basic, mine soils under hydric conditions. *Journal of environmental management*, 223, 554-565. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.055>

Álvarez-Rogel, J. Peñalver-Alcalá, A. y González-Alcaraz, N. (2022). Spontaneous vegetation colonizing abandoned metal(loid) mine tailings consistently modulates climatic, chemical and biological soil conditions throughout seasons. *Science of The Total Environment* Volume 838, Part 1, 10 September 2022, 155945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155945>

Antolinos-Marín, J.A. (2023). Las primeras explotaciones minero-metalúrgicas Antiguas en la Sierra de Cartagena. En Bernárdez, R. M.& Pérez, A. J. Z. (Coord.) (2023). *I Congreso Sierra Minera: Cartagena-La Unión, 2023*. Ayuntamiento de La Unión. (Páginas 17 -32).

Arco-Lázaro, E. Agudo, I. Clemente, R. y Bernal, D. (2016). Arsenic(V) adsorption-desorption in agricultural and mine soils: Effects of organic matter addition and phosphate competition. *Environmental Pollution* 216 (2016) 71-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.054>

Arco-Lázaro, E. Martínez-Fernández, D. Bernal, M. P. y Clemente, R. (2017). Response of *Piptatherum miliaceum* to co-culture with a legume species for the phytostabilisation of trace elements contaminated soils. *Journal of Soils and Sediments*, 17, 1349-1357. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1261-9>

Arranz González, J. C. Rodríguez Gómez, V. Rodríguez Pacheco, R. Fernández Naranjo, F. J. Vadillo Fernández, L. y Alberruche del Campo, E. (2019). Guía para la rehabilitación de instalaciones abandonadas de residuos mineros. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/guia_rehabilitacion_instalaciones_residuos_mineros_abandonadas2019_tcm30-496582.pdf

Ayllón Díaz-González, J. M. (2024). Análisis del régimen jurídico de las zonas contaminadas radiológicamente de España. *Actualidad Jurídica Ambiental*, n. 149, Sección Artículos doctrinales. DOI: <https://doi.org/10.56398/ajacieda.00384>

Baños-González, I. Baños-Páez, P. y Esteve-Selma, M.A. 2012. Paisajes mineros, conflictos ambientales y participación social. Génesis y evolución del problema ecológico de la Bahía de Portmán. Capítulo 1. En Centro de Estudios Económicos y Empresariales de la Universidad de Murcia (Eds), 2012. *Compromiso por la protección del paisaje, la cohesión social y el desarrollo sostenible en la Sierra Minera de Cartagena*. ISBN: 978-84-695-7181-1.p: 25-105.

Banos-González, I. Baños-Páez, P. Pérez-Cutillas, P. y Esteve-Selma, M.A. (2017). Análisis de las propuestas de los actores sociales en la recuperación ambiental de la bahía de Portmán (Región de Murcia). Nuevas perspectivas para un desarrollo sostenible. *Cuadernos de Turismo*, nº 40; pp. 135-154.

Banos_González, I. Pérez-Cutillas, P. y Baños-Páez, P. (2018). Capítulo 13: Los impactos socio-ambientales de la minería en el entorno de la bahía de Portmán En Pérez-Cutillas P. & Conesa García, C. (coord.) *Los riesgos ambientales en la Región de Murcia*. Murcia. EDITUM.

Baños-González, I. & Baños-Páez, P. (Eds) (2013). *Portmán: de el Portus Magnus del Mediterráneo occidental a la Bahía aterrada*. Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia. Primera Edición. 502 pp.

Bannari, A. Morin, D. Bonn, F. y Huete, A.R. (1995). A review of vegetation indices, *Remote Sensing Reviews*, 13:1-2, 95-120. To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/02757259509532298>

Bastida, F. Zsolnay, A. Hernández, T. García, C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. *Geoderma* 147(3-4), 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>.

Batty, L. C. y Hallberg, K. B. (Eds.). (2010). *Ecology of industrial pollution*. Cambridge University Press. 349 pp. www.cambridge.org/9780521514460

Bes, C.M. Pardo, T. Bernal, M.P. y Clemente, R. (2014). Assessment of the environmental risks associated with two mine tailing soils from the La Unión-Cartagena (Spain) mining district. *Journal of Geochemical Exploration* 147, 98-106. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.05.020>

Belmonte-Serrato, F. Romero Díaz, A. y Moreno Brotóns, J. (2010). Environmental pollution by sterile miners in a tourist area under development: Sierra Minera de Cartagena-La Union (southeast of Spain). *Cuadernos de Turismo*, nº 25, (2010); pp. 11-24 Universidad de Murcia ISSN: 1139-7861.

Billi, M.; Rauld, J.; Álamos, N.; Amigo, C.; Calvo, R.; Neira, C y Urquiza, A. (2021). Marco analítico integrado y propuesta de índice para la resiliencia urbana al clima. Documento de trabajo NEST-R3 N°1. Santiago, Chile. <https://www.doi.org/10.17605/OSF.IO/YUNRV>

Blanco-Cano, L. Navarro-Cerillo, R.M. y González-Moreno, P. (2022). Biotic and abiotic effects determining the resilience of conifer mountain forests: The case study of the endangered Spanish fir. *Forest Ecology and Management* 520. 120356. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120356>

Blondet, I. Schreck, E. Viers, J. Casas, S. Jubany, I. Bahí, N. Zouiten, C. Dufréhou, G. Freydier, R. Galy-Lacaux, C. Martínez-Martínez, S. Faz, A. Soriano-Disla, M. Acosta, J.A. y Darrozes, J. (2019). Atmospheric dust characterization in the mining district of Cartagena-La Unión, Spain: Air quality and health risks assessment. *Science of the Total Environment*, 693 133496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.302>

BOE 281/2021. Boletín Oficial del Estado. Resolución 24 de noviembre de 2021 de la Jefatura de Estado. por el que se prorrogan determinadas medidas económicas para apoyar la recuperación. I. Disposiciones Generales. Sección I: 143856—143873.

BOE 291/2023. Boletín Oficial del Estado. Resolución de 22 de noviembre de 2023, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto «Remediación ambiental de residuos mineros y emplazamientos afectados por la minería en Cartagena-La Unión». III. Otras disposiciones. Ministerio de Transición Ecológica y del Reto Demográfico. Miércoles 6 de diciembre de 2023. Sección III: 162236 – 162252. Verificable en <https://www.boe.es>

Bonnail, E. Cruz-Hernández, P. Galleguillos, S. Izquierdo, T. y Abad, M. (2019). La contaminación metálica en la bahía de Chañaral (norte de Chile): retrospección, prospección y proyección. *Geogaceta* 67, 59-62. <https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/34012>

BORM 145/2004. Boletín Oficial de la Región de Murcia. de 18 de junio, por el que se aprueban las «Directrices y Plan de Ordenación Territorial del Litoral de la Región de Murcia» (OT 1/2002). FASCÍCULO I Páginas 14165 a 14228.

BORM Decreto 280/2015. Otras disposiciones. 10315 Decreto n.º 280/2015, de 7 de octubre, del Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por el que se declara bien de interés cultural, con categoría de sitio histórico, la Sierra Minera de Cartagena y La Unión (Murcia). 235: 35041-35108.

Bozinovic, F. Gelcich, S. Ginocchio, R. González, B. Jaksic, F.M. y Lima, M. (2018). El rol de la teoría ecológica en el avance de la sustentabilidad en Chile. Santiago, Chile, Ediciones CAPES-UC. <https://shre.ink/bH2V>

Buczyńska, A. Blachowski, J. y Bugajska-Jędraszek, N. (2023). Analysis of post-mining vegetation development using remote sensing and spatial regression approach: A case study of former Babina Mine (Western Poland). *Remote Sensing*, 15(3), 719. <https://doi.org/10.3390/rs15030719>

Carreño-Fructuoso, M.F. (2015). Seguimiento de los cambios de usos y su influencia en las comunidades y hábitats naturales en la cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el uso de SIG y teledetección. 157 pp. <https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/46749>

Carrillo-López, A.F. y Miras-Pérez, E.B. (2022). *Formaciones arbóreas y arbustivas singulares de la Región de Murcia*. Biovisual S.L. ISBN: 978-84-09-38646-8. 212 p.

Cesar, A. Marín, A. Marin-Guirao, L. Vita, R. Lloret, J. y Angel Del Valls, T. (2009). Review. Integrative ecotoxicological assessment of sediment in Portma'n Bay (southeast Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72:1832–1841. [doi:10.1016/j.ecoenv.2008.12.001](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.12.001)

Cerdà-Domènech, M. Frigola, J. Sánchez-Vidal, A. y Canals, M. (2020). Calibrating high resolution XRF core scanner data to obtain absolute metal concentrations in highly polluted marine deposits after two case studies off Portmán Bay and Barcelona, Spain. *Science of the Total Environment* 717 (2020) 134778. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134778>

Chang, Y. Hou, K. Wu, Y. Li, X. y Zhang, J. (2019). A conceptual framework for establishing the index system of ecological environment evaluation—A case study of the upper Hanjiang River, China. *Ecol. Ind.* 107, 105568 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105568>

Cheng, L. y Sun H. (2019). Reclamation suitability evaluation of damaged mined land based on the integrated index method and the difference-product

method. *Environmental Science and Pollution Research* (2019) 26:13691–13701.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2020-4>

Chojnacka, K. (2010). Biosorption and bioaccumulation—the prospects for practical applications. *Environment international*, 36(3), 299-307.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001>

Cid, J. F. C., & Cánovas, A. P. (1998). Conflictos entre localidades y protección de espacios naturales en España. *Ecología política*, (15), 79-88.

Conesa, H.M. Faz, Á. y Arnaldos, R. 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain). *Science of the Total Environment* 366: 1- 11.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.008>

Conesa, H.M. y Jiménez-Cárceles, F.J. (2007). The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 839–849. doi:10.1016/j.marpolbul.2007.05.007

Conesa, H.M. García, G. Faz, Á. y Arnaldos, R. (2007a). Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere* 68: 1180-1185.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.01.072>

Conesa, H.M. Faz, Á. y Arnaldos, R. (2007b). Initial studies for the phytostabilization of a mine tailing from the Cartagena-La Union Mining District (SE Spain). *Chemosphere* 66: 38-44.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.041>

Conesa, H.M. Moradi, A. B. Robinson, B. H. Jiménez-Cárceles, F. J. y Schulin, R. (2009). Effects of increasing dosages of acid mining wastes in metal uptake by *Lygeum spartum* and soil metal extractability. *Water, air, and soil pollution*, 202, 379-383. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-9984-0>

Conesa, H.M. Cervantes, M. Álvarez-Rogel, J. González-Alcaraz, M.N. (2011). Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment* 409: 4470–4479. [doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.049](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.049)

Conesa, H.M. Párraga-Aguado, I. Jiménez, F. y Querejeta, J.I. (2024). Evaluation of the trade-off between water use efficiency and nutrient use efficiency in two semiarid coniferous tree species growing on an organic amended metalliferous mine tailing substrate. *Science of The Total Environment* Volume 940, 25 August 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173607>

Constitución España. (1978). Constitución española. Boletín oficial del Estado, 29. <https://wilfredosanguinetti.wordpress.com/wp-content/uploads/2024/08/co-nstitucion-espanola.pdf>

Coumans, C. (2019). Minding the “governance gaps”: Re-thinking conceptualizations of host state “weak governance” and re-focussing on home state governance to prevent and remedy harm by multinational mining companies and their subsidiaries. *The Extractives Industries and Society*. 6: 675-687. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2019.06.003>

Cumming, G.S. y Peterson, G. D. (2017). Unifying research on social–ecological resilience and collapse. *Trends in ecology & evolution*, 32(9), 695-713. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.06.014>

De la Varga Pastor, A. (2021). Análisis jurídico de la protección del suelo, su repercusión en la salud de las personas y los ecosistemas y la nueva perspectiva hacia la salud del suelo en el marco de “one health”. *Revista Catalana de Dret Ambiental*. Vol. XII Núm. 2 (2021): 1 – 49. <https://doi.org/10.17345/rcda.3211>

Da Silva-Rego, L.L. Augusto de Almeida, L. y Gasparotto, J. (2022). Toxicological effects of mining hazard elements. *Energy Geoscience*. 3: 255-262. <https://doi.org/10.1016/j.engeos.2022.03.003>

DeWitt, J. Chirico, P. Bergstresser, S. y Warner, T. (2017). Multi-scale 46-year remote sensing change detection of diamond mining and land cover in a conflict and post-conflict setting. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 8 (2017) 126–139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2017.08.002>

Diario Oficial UE. (2016). Carta de los derechos fundamentales de la Unión Europea. Diario Oficial Unión Europea (2016/C 202/02).

Dolman, D. Brown, I. Anderson, L. Warner, J. Marchezini, V. y Santos, G. (2018). Re-thinking socio-economic impact assessments of disasters: The 2015 flood in Rio Branco, Brazilian Amazon. *International Journal of Disaster Risk Reduction*. Volume 31, Pages 212-219. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2018.04.024>

Durán-Sánchez, J.L. (2012). Derecho y paisaje: aproximación al caso de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión. Capítulo 2. En Centro de Estudios Económicos y Empresariales de la Universidad de Murcia (Eds), 2012. *Compromiso por la protección del paisaje, la cohesión social y el desarrollo sostenible en la Sierra Minera de Cartagena*. ISBN: 978-84-695-7181-1.p: 107-169.

Esteve-Selma, M.A. Hernández, I. Ferrer-Castán, D. Miñano, J. Moya, J.M. y Martínez-Fernández, J. (2013). El paisaje natural de la sierra de Cartagena – La Unión. en Baños-González, I. & Baños-Páez, P. (Eds) (2013). *Portmán: de el Portus Magnus del Mediterráneo occidental a la Bahía aterrada*. Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia. Capítulo II. Primera Edición. 502 pp.

Esteve-Selma, M.A. Moya-Pérez, J.M. y Navarro-Cano, J.A. (2019). *Manual de Evaluación y Gestión del Hábitat 9570*: Bosques de Tetraclinis articulata*, 1st ed. Dirección General del Medio Natural, Murcia, España, 87 pp. Disponible online:

http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=15ccbf52-1211-4174-bc86-5572c2f662bc&groupId=14 (último acceso 26/05/2024).

Eggert, R. G. 1994 (Ed). *Mining and the environment. International perspectives on public policy*. 1616 P Street. NW; Washington, DC 20036-1400. ISBN 0-915707-72-1.

FAO, UICN CGE y SER. (2021). *Principios para la restauración de los ecosistemas como guía para el Decenio de las Naciones Unidas 2021-2030*. Roma, FAO. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/CB6591ES>

Faz, A. Martínez-Carlos, J. Martínez-Martínez, S. Zorzona, R. Gabarrón, M. Soriano Disla, J.M. Gómez-López, M. y Acosta, J. (2025). The Transport of Sediments from the Cartagena-La Union Mining District Leads to the Incorporation of Metal(loid)s into the Marine Environment. *Minerals*. 15, 117. <https://doi.org/10.3390/min15020117>

Fernández-Antolinos, F. Manteca-Martínez, J.I. y Martos-Miralles, P. (2024). Historia de la actividadM minera en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. En VV.AA, (2024). *Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor*. (Páginas 41 -59).

Fernández-Antolinos, F. y Martos-Miralles, P. (2023). Turismo Cultural minero-industrial y ambiental desde el centro de interpretación de la Mina Las Matildes. En Montes, R. y Zapata, J.A. *I Congreso Sierra Minera: Cartagena La Unión*. (2023). (Páginas 555-575).

Fernández-Caliani, J.C. (2008). Una Aproximación al Conocimiento del Impacto Ambiental de la Minería en la Faja Pirítica Ibérica. Conferencia. *Macla* 10: 24-28. <https://www.researchgate.net/publication/303289295>

Fernández-Caliani, J.C. (2022). La contaminación del suelo por la minería metálica de la Faja Pirítica Ibérica. *Macla. Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*. 26: 1-2. <https://www.researchgate.net/publication/361926137>

Fernández-Naranjo, F.J. Arranz-González, J.C. Rodríguez-Gómez, V. Rodríguez-Pacheco, R.L. y Vadillo, L. (2020). Geochemical anomalies for the determination of Surface stream sediments pollution: case of Sierra de Cartagena-La Unión mining district, Spain. *Environ Monit Assess* (2020) 192: 247. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8199-0>

Ferrer-Castán, D. Esteve-Selma, M.A. y Torres, A. (1999). El clima de Cartagena: variabilidad espacio temporal a distintas escalas. *Anales de Biología (Biología Ambiental)*, 22: 137 – 152.

Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16: 253–267. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002

Folke, C. Carpenter, S. Walker, B. Scheffer, M. Elmqvist, T. Gunderson, L. y Holling, S.C. (2004). Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35:557–81. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711

Gabarrón, M. Faz, A. Martínez-Martínez, S. y Acosta, J. A. (2018). Change in metals and arsenic distribution in soil and their bioavailability beside old tailing ponds. *Journal of Environmental Management*, 212, 292-300. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.010>

García-Belchí, M. (2007). Investigación acerca del tratamiento de la información sobre la regeneración ambiental de la bahía de Portmán (La Unión-Murcia). *Documentación de las Ciencias de la Información*. 2007, vol. 30, 349-361.

García, G. Manteca, J.I. y Faz, A. (2003). Riesgos y calidad ambiental de los terrenos del antiguo distrito minero de La Unión – Cartagena, Murcia. Patrimonio geológico y minero y desarrollo regional. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. *Serie cuadernos del museo geominero*, nº2: 301-306. ISBN 84-7840-497-X.

García_García, C. (2004) Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España). Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. 424 p.

García-García, C. Robles-Arenas, V.M. Peñas-Castejón, J.M. y Rodríguez-Pacheco, R.L. (2004). El riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra Minera de Cartagena – La Unión (Murcia – España). *III Congreso de la*

naturaleza de la Región de Murcia: gestión y conservación de ecosistema, flora y fauna. Sangonera La Verde.

Gilabert, J. Deluca, A. Lauwaet, D. Ballester, J. Corbera, J. y Llasat, M. (2021). Assessing heat exposure to extreme temperatures in urban areas using the Local Climate Zone classification. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 21, 375–391. <https://doi.org/10.5194/nhess-21-375-2021>

Gilabert, M.A. González-Piqueras, J. y García-Haro, J. (1997). Acerca de los Índices de Vegetación. *Revista de Teledetección* número 8, p. 1-10. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(93\)90068-O](https://doi.org/10.1016/0169-2046(93)90068-O)

Gobas, F.A. Burkhard, L.P. Doucette, W.J. Sappington, K.G. Verbruggen, E.M. Hope, B.K. Arnot, J.A. y Tarazona, J. V. (2016). Review of existing terrestrial bioaccumulation models and terrestrial bioaccumulation modeling needs for organic chemicals. *Integrated environmental assessment and management*, 12(1), 123-134. DOI: [10.1002/ieam.1690](https://doi.org/10.1002/ieam.1690)

Gomez-Ros, J.M. Garcia, G. y Peñas, J. M. (2013). Assessment of restoration success of former metal mining areas after 30 years in a highly polluted Mediterranean mining area: Cartagena-La Unión. *Ecological engineering*, 57, 393-402. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.044>

González-Alcaraz, M.N. Conesa, H. y Álvarez-Rogel, J. (2013). When liming and revegetation contribute to the mobilisation of metals: Learning lessons for the phytomanagement of metal-polluted wetlands. *Journal of Environmental Management* 116: 72-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.044>

González-Alcaraz, M.N. Ceacero-Moreno, M. y Álvarez-Rogel, J. (2024). La situación actual de contaminación en las ramblas de la Sierra Minera Cartagena–La Unión. En VV.AA, (2024). *Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor*. (Páginas 108-129).

González-Alcaraz, M. N. y Van Gestel, C. A. M. (2017). Changes in soluble metal concentrations induced by variable water table levels as response to

liming and *Phragmites australis* growth in metal-polluted wetland soils: Management effectiveness. *Geoderma*, 289, 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.019>

Gonzalez-Fernandez, O. Queralt, I. Carvalho, M.L. y García, G. (2011). Lead, Zinc, Arsenic and Copper Pollution in the Alluvial Plain of a Mining Wadi: The Beal Case (Cartagena–La Union Mining District, SE Spain). *Water, Air, & Soil Pollution* 220(1-4), 279-291. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0458-1>

González-Morales, M. Fernández-Pozo, L. y Rodríguez-González, M.A. (2022). Threats of metal mining on ecosystem services. Conservation proposals. *Environmental Research*. 214: 114036. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114036>

Gutiérrez-Hernández, O. y García, L. (2024). Trends in vegetation seasonality in the Iberian Peninsula: spatiotemporal analysis using AVHRR-NDVI Data (1982–2023). *Sustainability*, 16(21), 9389; <https://doi.org/10.3390/su16219389>

Hanson, C. Buckingham, K. Dewitt, S. y Laestadius, L. (2015). The restoration diagnostic. A Method for Developing Forest Landscape Restoration Strategies by Rapidly Assessing the Status of Key Success Factors. World Resources Institute (WRI). 96 pp. <http://www.wri.org/restorationdiagnostic>

Herraiz, A.D. Salazar-Zarzosa, P.C. Acosta-Muñoz, C. R. Hernández-Clemente y Villar, R. (2025). Aridity-induced phenological shifts and greening trends in Mediterranean forest species: Insights from 28 years of Landsat data in southern Spain. *Ecological Indicators* 171 (2025) 113115. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113115>

Herraiz, A.D. Salazar-Zarzosa, P.C. Mesas, F.J. Arenas-Castro, S. Ruíz-Benito, P. y Villar, R. (2023). Modelling aboveground biomass and productivity and the impact of climate change in Mediterranean forests of South Spain. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109498>

Iwatsuki, Y. Nakajima, K. Yamano, H. Otsuki, A. y Murakami, S. (2018). Variation and changes in land-use intensities behind nickel mining: Coupling

operational and satellite data. *Resources, Conservation & Recycling* 134 (2018) 361–366. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.02.028>

Jaksic, F. y Marone, L. (2007). *Ecología de comunidades*. Ediciones Universidad Católica de Chile. Segunda edición ampliada. 336 pp.

Juan-Ovejero, R. Álvarez-Rogel, J. Peñalver-Alcalá, A. Verweij, R. van Gestel, C. y González-Alcaraz, N. (2023). Microarthropod communities act as functional mediators of ecosystem recovery in abandoned metal(loid) mine tailings in semiarid areas. *Science of the Total Environment* 881 (2023) 163394. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163394>

Kabas, S. Faz, A. Acosta, J. A. Zornoza, R. Martínez-Martínez, S. Carmona, D. M. y Bech, J. (2012). Effect of marble waste and pig slurry on the growth of native vegetation and heavy metal mobility in a mine tailing pond. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 69-76. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.07.008>

Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (4th ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>

Kang, J. Shen, H. Lui, Y. Ma, P. Wu, B. Xu, L. y Fang, J. (2025). Drought dimensions impact birch resistance and resilience and their determining factors across semiarid forests of northern China. *Agricultural and Forest Meteorology* 337. 109498. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109498>

Karan, S. Samadder, S. y Maiti, S. (2016). Assessment of the capability of remote sensing and GIS techniques for monitoring reclamation success in coal mine degraded lands. *Journal of Environmental Management* 182 (2016) 272e283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.070>

Keenan, J. y Holcombe, S. (2021). Mining as a temporary land use: A global stocktake of post-mining transitions and repurposing. *The Extractive Industries and Society*. 100924. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2021.100924>.

Landrigan, P.J. Fuller, R. Acosta, N.J.R. Adeyi, O. Arnold, R. Basu, N. (Nil), Baldé, A.B. Bertollini, R. Bose-O'Reilly, S. Boufford, J.I. Breysse, P.N. Chiles, T. Mahidol, C. Coll-Seck, A.M. Cropper, M.L. Fobil, J. Fuster, V. Greenstone, M. Haines, A. Hanrahan, D. Hunter, D. Khare, M. Krupnick, A. Lanphear, B. Lohani, B. Martin, K. Mathiasen, K.V. McTeer, M.A. Murray, C. Ndahimananjara, J. Perera, F. Potočnik, J. Preker, A. Ramesh, J. Rockström, J. Salinas, C. Samson, L.D. Sandilya, K. Sly, P.D. Smith, K.R. Steiner, A. Stewart, R.B. Suk, W.A. van Schayck, O.C.P. Yadama, G.N. Yumkella, K. y Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet*. 391(10119): 462–512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0)

Landrigan, P. Stegeman, J. Fleming, L. Allemand, D. Anderson, D. Backer, L. Brucker-Davis, F. Chevalier, N. Corra, L. Czerucka, D. Marie-Yasmine, D.B. Demeneix, B. Depledge, M. Deheyn, D. Dorman, Ch. Fénichel, P. Fisher, S. Gaill, F. Galgani, F. Gaze, W. Giuliano, L. Grandjean, P. Hahn, H. Hamdoun, A. Hess, P. Judson, B. Laborde, A. McGlade, J. Mu, J. Mustapha, A. Neira, M. Noble, R. Pedrotti, M.L. Reddy, C. Rocklöv, J. Scharler, U. Shanmugam, H. Taghian, G. van de Water, J. Vezzulli, L. Weihe, P. Zeka, A. Raps, H. and Rampall, P. (2020). REVIEW Human Health and Ocean Pollution. *Annals of Global Health*. 86(1): 151, 1–64. DOI: <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>

Levasseur, P. Erdlenbruch, K. y Gramaglia, C. (2021a). The health and socioeconomic costs of exposure to soil pollution: evidence from three polluted mining and industrial sites in Europe. *Journal of Public Health: From Theory to Practice*. <https://doi.org/10.1007/s10389-021-01533-x>

Levasseur, P. Erdlenbruch, K. y Gramaglia, C. (2021b). Why Do People Continue to Live Near Polluted Sites? Empirical Evidence from Southwestern Europe. *Environmental Modeling & Assessment* (2021) 26:631–654. <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09753-x>

Levasseur, P. Erdlenbruch, K. Gramaglia, C. Bento, S. Fernandes, L. y Baños-Páez, P. (2022). Does pollution perception lead to risk avoidance behavior? A mixed methods analysis. *Review of Social Economy*. DOI: [10.1080/00346764.2022.2030542](https://doi.org/10.1080/00346764.2022.2030542)

Li, C. Li, H. Li, J. Lei, Y. Li, C. Manevski, K. y Sheng, Y. (2019). Using NDVI percentiles to monitor real-time crop growth. *Computers and Electronics in Agriculture* 162 (2019) 357–363. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.04.026>

Li, N. Yan, C. y Xie. J. (2015). Remote sensing monitoring recent rapid increase of coal mining activity of an important energy base in northern China, a case study of Mu Us Sandy Land. *Resources, Conservation and Recycling* 94 (2015) 129–135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.010>

Linares-Martínez, F. (2005). Juegos de estrategia y consecuencias inintencionadas: un modelo con resultados perversos de la crisis de la minería de Cartagena-La Unión. *Papers. Revista de Sociología*, 75, 35-61. <https://papers.uab.cat/article/view/v75-linares/pdf-es>

Lloret, F. Keeling, E. y Sala, A. (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120: 1909–1920, 2011. doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x

Lombi, E. Zhao, F. J. Dunham, S. J. & McGrath, S. P. (2001). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, 30(6), 1919-1926. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.1919>

López-Orenes, A. Bueso, M. C. Conesa, H.M. Calderón, A.A. y Ferrer, M. A. (2017). Seasonal changes in antioxidative/oxidative profile of mining and non-mining populations of Syrian beancaper as determined by soil conditions. *Science of the total environment*, 575, 437-447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.030>

López-Pérez, M. (2011). *Evaluación de la contaminación por elementos traza en suelos afectados por actividades mineras en Riotinto (España)*. Tesis Doctoral. Departamento de cristalografía, mineralogía y química agrícola. Centro Nacional de Aceleradores, Universidad de Sevilla. 208 pp.

Luckeneder, S. Giljum, S. Schaffartzik, A. Maus, V. y Tost, M. (2021). Surge in global metal mining threatens vulnerable ecosystems. *Global Environmental Change*. 69. 102.303. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102303>

Macías, F. Nieto, J.M. y Ayora, C. (2017). Potencial económico de los drenajes ácidos de la Faja Pirítica Ibérica. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*. Macla 22: 83-84.

María-Cervantes, A. Conesa, H.M. González-Alcaraz, M. N. y Álvarez-Rogel, J. (2010). Rhizosphere and flooding regime as key factors for the mobilization of arsenic and potentially harmful metals in basic, mining-polluted salt marsh soils. *Applied Geochemistry*, 25(11), 1722-1733. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.08.019>

Martínez-Alier, J. (2015). Ecología política del extractivismo y justicia socio-ambiental. Interdisciplina. Dossier. Volumen 3, Número 7. Páginas 57 - 73. https://ru.ceiich.unam.mx/bitstream/123456789/3735/1/Ecologia_politica_Interdisciplina_v3n7.pdf

Martín-Crespo, T. Gómez-Ortiz, D. Esbri, J.M. Montecillo, C.I. y García-Noguero, E. (2009). Caracterización geoquímica de la balsa de lodos de la mina de San Quintín, Ciudad Real. *Geogaceta*. 46: 143-146.

Martínez-Barainca. (2023). *Percepción social del riesgo ambiental sobre la salud en áreas degradadas por la minería metálica: el caso de El Llano del Beal, (t.m. de Cartagena) en el sureste de la Península Ibérica*. 425 pp. EIDUM. Universidad de Murcia. <http://hdl.handle.net/10201/133786>

Martín-Duque, J. Zapico, I. Oyarzún, R. López-García, J. y Cubas, P. (2015). A descriptive and quantitative approach regarding erosion and development of landforms on abandoned mine tailings: New insights and environmental implications from SE Spain. *Geomorphology* 239 (2015) 1–16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.02.035>

Martínez-Fernández, D. Arco-Lázaro, E. Bernal, M.P. y Clemente, R. (2014). Comparison of compost and humic fertiliser effects on growth and trace elements accumulation of native plant species in a mine soil phytorestation experiment. *Ecological Engineering* 73: 588–597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.105>

Martínez-Fernández, J. y Esteve-Selma, M.A. (Eds.) (2009). *Sostenibilidad ambiental de la Región de Murcia*. Murcia. Universidad de Murcia. Servicio de publicaciones. ISBN: 978-84-8371-915-2. 285 p.

Martínez-Gómez, C. Fernández, B. Benedicto, J. Valdés, J. y Campillo, J.A. (2012). Health status of red mullets from polluted areas of the Spanish Mediterranean coast, with special reference to Portmán (SE Spain). *Marine Environmental Research* 77: 50-59. [doi:10.1016/j.marenvres.2012.02.002](https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.02.002)

Martínez-Gómez, C. Fernandez, B. Robinson, C. Campillo, J.A. Leon, V. Benedicto, J. Hylland K. y A.D. Vethaak. (2017). Assessing environmental quality status by integrating chemical and biological effect data: The Cartagena coastal zone as a case. *Marine Environmental Research* 124. 106-117. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.04.008>

Martínez-López, S. (2019). *Estudio del estado del arte de las investigaciones, estudios, publicaciones y líneas de investigación iniciadas de las diferentes administraciones, universidades y otros organismos científicos sobre explotaciones mineras de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, y sus efectos en el Mar Menor*. Dirección General de Medio Ambiente y Mar Menor de la Conserjería de Empleo, Universidades y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Fondo Europeo de la Región de Murcia. Universidad de Murcia. 231 pp.

Martínez-López, S. Martínez-Sánchez, M.J. y Pérez-Sirvent, C. (2021). Do Old Mining Areas Represent an Environmental Problem and Health Risk? A Critical Discussion through a Particular Case. *Minerals*. 11: 594. <https://doi.org/10.3390/min11060594>

Martínez-Menchón, M. (2007). Las ramblas del Campo de Cartagena. Problemática ambiental de la laguna del Mar Menor. *Revista Murciana de Antropología*.14: 63-76. <https://revistas.um.es/rmu/article/view/107671/102301>

Martínez-Orozco, J.M. Valero-Huete, F. y González-Alonso, S. (1993). Environmental problems and proposals to reclaim the areas affected by mining exploitations in the Cartagena mountains (southeast Spain). *Landscape and Urban Planning*: 23: 195 – 203. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(93\)90068-O](https://doi.org/10.1016/0169-2046(93)90068-O)

Martínez-Sánchez, J. J. Conesa, H. González-Alcaraz, N. Franco-Leehmuis, J.A. Ceacero-Moreno, M. Álvarez-Rogel. J. (2024). Experiencias previas en la restauración de la Sierra Minera. Preparación del suelo y enmiendas (proyecto FiAmbRes). En VV.AA, (2024). Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. (Páginas 130-145).

Martínez-Sánchez, M. J. García-Lorenzo, M.L. Pérez-Sirvent, C. y Bech, J. (2012). Trace element accumulation in plants from an aridic area affected by mining activities. *Journal of Geochemical Exploration*, 123, 8-12. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.01.007>

Martínez-Sánchez, MJ. Martínez-López, S. Martínez-Martínez, L.B. Pérez-Sirvent, C. (2013). Importance of the oral arsenic bioaccessibility factor for characterising the risk associated with soil ingestion in a mining-influenced zone. *Journal of Environmental Management* 116: 10-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.009>

Martínez-Sánchez, M. J. y Pérez-Sirvent, C. (2007). Niveles de fondo y niveles genéricos de referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia. *Universidad de Murcia. Región de Murcia, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Murcia, Spain.*

Martínez-Sánchez, M.J. Pérez Sirvent, C. Martínez-Martínez, L.B. Martínez López, S. García Lorenzo, M.L. Hernández Pérez, C. Molina Ruiz, J. y Tudela Serrano, M.L. (2017). Contaminación de suelos por metales. En Pérez-Cutillas P. &

Conesa García, C. (coord.) *Los riesgos ambientales en la Región de Murcia*. Murcia. EDITUM.

Martos-Miralles, P. Fernández-Antolinos, F.A. y Manteca-Martínez, J.I. (2024). Recuperación del patrimonio cultural asociado a la actividad minera. En VV.AA, (2024). *Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor*. (Páginas 60-73).

Matteucci, S. y A. Colma. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. OEA. Estado de Falcón, Venezuela. 168 p. <https://shre.ink/ba7p>

Mendez, M. O. y Maier, R. M. (2008). Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7, 47-59. <https://doi.org/10.1007/s11157-007-9125-4>

MITERD. (2023). *Proyecto de restauración hidrológico – forestal de las cuencas vertientes al Mar Menor ubicadas en la Sierra Minera, TM de Cartagena*.

Mola, I. Sopeña, A. y de Torre, R. (Editores). (2018). *Guía Práctica de Restauración Ecológica*. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 77 pp. <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>

Morales-Yago, F. J. (2015). La Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia): Un ejemplo de actividad turística a través del patrimonio minero. *Papeles de Geografía*, (61), 77-96. <https://doi.org/10.6018/geografia/2015/218891>

Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, CYTED, ORCYT/UNESCO & SEA. 84 pp.

Moreno-Barriga, F. Faz, Á. Acosta, J.A. Soriano-Disla, M. Martínez-Martínez, S. y Zornoza, R. (2017). Use of *Piptatherum miliaceum* for the phytomanagement of biochar amended Technosols derived from pyritic tailings to enhance soil

aggregation and reduce metal (loid) mobility. *Geoderma*, 307, 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.040>

Moreno de las Heras, M. Bochet, E. Vicente-Serrano, S.M. Espigares, T. Molina, M.J. Monleón, V. Nocolau, J.M. Torno, J. y García-Fayos, P. (2023). Drought conditions, aridity and forest structure control the responses of Iberian holm oak woodlands to extreme droughts: A large-scale remote-sensing exploration in eastern Spain. *Science of the Total Environment*, 901, 165887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165887>

Moreno-González, R. Macías, F. Olías, M. y Ruíz-Cánovas, C. (2022). Temporal evolution of acid mine drainage (AMD) leachates from the abandoned tharsis mine (Iberian Pyrite Belt, Spain). *Environmental Pollution*. 295: 118697. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118697>

Mori, A. Lertzman, K.P. y Gustafsson, L. (2017). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *J. Appl. Ecol.* 54, 12–27. doi: 10.1111/1365-2664.12669

Motas, M. Jiménez, S. Oliva, J. Cámara, M.A. y Pérez-Cárceles, M.D. (2021). Heavy Metals and Trace Elements in Human Breast Milk from Industrial/Mining and Agricultural Zones of Southeastern Spain. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2021, 18, 9289. <https://doi.org/10.3390/ijerph18179289>

Moudrý, V. Gdulová, K. Fogl, M. Klápště, P. Urban, R. Komárek, J. Moudrá, L. Štroner, M. Barták, V. y Solský, M. (2019). Comparison of leaf-off and leaf-on combined UAV imagery and airborne LiDAR for assessment of a post-mining site terrain and vegetation structure: Prospects for monitoring hazards and restoration success. *Applied Geography* 104 (2019) 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.02.002>

Moya-Pérez, J.M. (2023). Demografía y calidad del hábitat de *Tetraclinis articulata* en el sureste ibérico: modelos y aplicaciones. 174 p. EIDUM. Universidad de Murcia. <https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/136979>

Muñoz-Vera, A. y García, C. (2016). Influencia de los residuos mineros de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión en la evolución de los sedimentos de la laguna costera Mar Menor. En León, V.M y J.M. Bellido. Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, 414 p. *Temas de Oceanografía*, 9.

Navas, G. D'Alisa, G. y Martínez-Alier, J. (2022). The role of working-class communities and the slow violence of toxic pollution in environmental health conflicts: A global perspective. 73: 102474. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102474>

Navarro-Cano, J.A. (2004). Inventario del medio biológico y recursos ambientales de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión. Proyecto Jara – Inventario del medio biológico y recursos ambientales de la Sierra Minera. Fundación Sierra Minera. 43 p.

Navarro-Cano, J.A. (2021). Informe sobre la problemática ambiental de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión (Murcia). Departamento de Medio Ambiente y agronomía (INIA-CSIC). Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (MITERD). 89 p.

Navarro-Cano, J.A. Sánchez Moreno, S. y Goberna-Estellés, M. (2024b). Seguimiento y evaluación de la efectividad de las actuaciones de restauración. En VV.AA, (2024). Remedación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. (Páginas 231 - 247).

Navarro-Cano, J.A. Sánchez Moreno, S. y Goberna-Estellés, M. (2024). El medio natural de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión. En VV.AA, (2024). Remedación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. (Páginas 24 - 40).

Navarro-Cano, J.A. Verdú, M. y Goberna, M. (2018). Trait-based selection of nurse plants to restore ecosystem functions in mine tailings. *Journal of applied ecology*, 55(3), 1195-1206. [DOI: 10.1111/1365-2664.13094](https://doi.org/10.1111/1365-2664.13094)

Navarro-Ortiz, D. Martínez Soto, Á P. y Pérez de Perceval, M. A. (2004). La vida en la Sierra Minera de Cartagena. Evolución demográfica de la diputación de El Beal, 1880-1970. Laborum. Murcia. <https://www.um.es/hisminas/wp-content/uploads/2012/06/LA-VIDA-EN-LA-SIERRA-DE-CARTAGENA.pdf>

Nnaji, N.D. Onyeaka, H. Miri, T. y Ugwa, C. (2023). Bioaccumulation for heavy metal removal: a review. *SN Applied Sciences*, 5(5), 125. <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05351-6>

Nunes, A. Oliveira, G. Mexia, T. Valdecantos, A. Zucca, C. Costantini, E. A. Abraham, E. Kyriazopoulos, A. Salah, A. Prasse, R. Correia, O. Milliken, S. Kotzen, B. y Branquinho, C. (2016). Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners. *Science of the Total Environment*, 566, 722-732. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.136>

Olías Álvarez, M. Ruiz Cánovas, C. Basallote Sánchez, M.D. Macías, F. Nieto, J.M. Pérez López, R. y Miguel Sarmiento, A. (2023). (Eds). *El problema del drenaje ácido de minas en la faja pirítica ibérica*. – Huelva: Universidad de Huelva. E.I.S.B.N. 978-84-19397-80-5 (pdf). 200 pp,

Oná, M.B. Goberna, M. y Navarro-Cano, J. A. (2021). Natural seed limitation and effectiveness of forest plantations to restore semiarid abandoned metal mining areas in se spain. *Forests*, 12(5), 548. doi.org/10.3390/f12050548

ONU. (1992). Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el desarrollo. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el desarrollo. 7 p.

Oreja, B. Goberna, M. Verdú, M. y Navarro-Cano, J. A. (2020). Constructed pine log piles facilitate plant establishment in mining drylands. *Journal of Environmental Management*, 271, 111015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111015>

Padró, J. C. Carabassa, V. Balagué, J. Brotons, L. Alcañiz, J. M. y Pons, X. (2019). Monitoring opencast mine restorations using Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *Science of the Total Environment*, 657, 1602-1614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.156>

Pardo, T. Bernal, M. P. y Clemente, R. (2017). Phytostabilisation of severely contaminated mine tailings using halophytes and field addition of organic and inorganic amendments. *Chemosphere*, 178, 556-564. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.079>

Parra, A. Zornoza, R. Conesa, E. Gómez-López, M. D. y Faz, A. (2014). Seedling emergence, growth and trace elements tolerance and accumulation by *Lamiaceae* species in a mine soil. *Chemosphere*, 113, 132-140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.090>

Parra, A. Zornoza, R. Conesa, E. Gómez-López, M. D. y Faz, A. (2016). Evaluation of the suitability of three Mediterranean shrub species for phytostabilization of pyritic mines soils. *Catena*, 136, 59-65. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.018>

Parra, A. Zornoza, R. Conesa, E. Faz, A. y Gómez-López, M. D. (2017). Nutritional status and its interaction with soil properties and trace elements in six Mediterranean shrub species grown in reclaimed pyritic tailings. *Ecological engineering*, 109, 25-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.027>

Párraga-Aguado, I. Querejeta, J. I. González-Alcaraz, M. N. y Conesa, H. M. (2014). Metal (loid) allocation and nutrient retranslocation in *Pinus halepensis* trees growing on semiarid mine tailings. *Science of the Total Environment*, 485, 406-414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.116>

Párraga-Aguado, I. González-Alcaraz, M. N. Schulin, R. y Conesa, H. M. (2015). The potential use of *Piptatherum miliaceum* for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas: role of soil fertility and plant competition. *Journal of environmental management*, 158, 74-84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.041>

Párraga-Aguado, I. González-Alcaraz, M.N. López-Orenes, A. Ferrer-Ayala, M. A. y Conesa, H. M. (2016). Evaluation of the environmental plasticity in the xerohalophyte *Zygophyllum fabago* L. for the phytomanagement of mine tailings in semiarid areas. *Chemosphere*, 161, 259-265. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.024>

Parviainen, A. Vázquez-Arias, A. y Martín-Peinado, A. (2022). Mineralogical association and geochemistry of potentially toxic elements in urban soils under the influence of mining. *Catena*. 217. 106517. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106517>

Peñalver-Alcalá, A. Álvarez-Rogel, J. Peixoto, S.Silva, I. Silva, A.R. y González-Alcaraz, N. (2021). The relationships between functional and physicochemical soil parameters in metal(loid) mine tailings from Mediterranean semiarid areas support the value of spontaneous vegetation colonization for phytomanagement. *Ecological Engineering* 168 (2021) 106293. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106293>

Pereira, I., Alcalde-Aparicio, S., Ferrer-Julià, M., Carreño, M. F., y García-Meléndez, E. (2022). Monitoring sedimentary areas from mine waste products with Sentinel-2 satellite images: A case study in the SE of Spain. *European Journal of Soil Science*, 74(1), e13336. <https://doi.org/10.1111/ejss.13336>

Perni, A. y Martínez-Paz, J.M. (2023). Socioeconomic assessment of the restoration of highly modified coastal ecosystems by mining activities. *Environmental Impact Assessment Review*. 103: 107251. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107251>

Pérez-Cebada, J.D. (2008). Historia de la contaminación minera en España - med. S. XIX-med. S. XX. *Boletín Geológico y Minero*, 119 (3): 383-398 ISSN: 0366-0176.

Pérez-Cabada, J.D. (2014). *Tierra devastada. Historia de la contaminación minera*. Editorial Síntesis, Madrid. ISBN: 978-84-995884-6-9. 290 pp.

Pérez Cebada, J.D. y Guimarães, P.E. (2017). Aguas da morte: la contaminación de las aguas en las cuencas mineras de la península ibérica. In *Revista de Historia Industrial* N.º 69. Año XXVI (pp.81-108). <http://hdl.handle.net/10174/23294>

Pérez-Cubero, M. E. (2019). La participación ciudadana de los movimientos socioambientales en América Latina. *Revista Colombiana de Sociología*, 42(1), 135-156. <https://doi.org/10.15446/rcs.v42n1.73023>

Pérez-Ostale, E. (2014). Caracterización ambiental de estructuras mineras en la Faja Pirítica Ibérica como soporte metodológico de gestión territorial. Memoria para optar al grado de doctora. Departamento de Física Aplicada. Universidad de Huelva. 329 p.

Pérez Sirvent, C. Martínez Sánchez, M. J. García Lorenzo, M. D. L. L. y Bech, J. (2008). Uptake of Cd and Pb by natural vegetation in soils polluted by mining activities. *Fresenius environmental bulletin*. Freising Parlar Scientific Publications. Vol 17: 1666 – 1671. <https://hdl.handle.net/20.500.14352/171.1>

Pérez-Sirvent, C. Martínez-Sánchez, M.J. Martínez-López, S. y Hernández-Córdoba, M. (2011). Antimony distribution in soils and plants near an abandoned mining site. *Microchemical journal*, 97(1), 52-56. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.05.009>

Pérez-Sirvent, C. García-Lorenzo, M.L. Hernández-Pérez, C. y Martínez-Sánchez, M.J. (2018). Assessment of potentially toxic element contamination in soils from Portman Bay (SE, Spain). *J Soils Sediments*. 18:2248–2258. [DOI 10.1007/s11368-017-1756-7](https://doi.org/10.1007/s11368-017-1756-7)

Pérez-Sirvent, C. Hernández-Pérez, C. Martínez-Sánchez, M.J. García-Lorenzo, M.L. y Bech, J. (2016). Geochemical characterisation of surface waters, topsoils and efflorescences in a historic metal-mining area in Spain. *J Soils Sediments*. 16:1238–1252. [DOI 10.1007/s11368-015-1141-3](https://doi.org/10.1007/s11368-015-1141-3)

Pérez-Sirvent, C. Hernández-Pérez, C. Martínez-Sánchez, M. J. García-Lorenzo, M. L. y Bech, J. (2017). Metal uptake by wetland plants: implications for

phytoremediation and restoration. *Journal of Soils and Sediments*, 17, 1384-1393. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1520-4>

Pérez-Sirvent, C. Martínez-Sánchez, M.J. Martínez-López, S. Bech, J. Bolan, N. (2012). Distribution and bioaccumulation of arsenic and antimony in *Dittrichia viscosa* growing in mining-affected semiarid soils in southeast Spain. *Journal of Geochemical Exploration* 123: 128–135. [doi:10.1016/j.gexplo.2012.08.002](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.08.002)

Pérez-Ruzafa, A. Dezileau, L. Martínez-Sánchez, M.J. Pérez-Sirvent, C. Pérez-Marcos, M. von Grafenstein, U. y Marcos, C. (2023). Long-term sediment records reveal over three thousand years of heavy metal inputs in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Science of the Total Environment*. 902: 166417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166417>

Piciullo, L. Storrøsten, E.B. Liu, Z. Nadim, F. y Lacasse, S. (2022). A new look at the statistics of tailings dam failures. *Engineering Geology* 303 (2022) 106657. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2022.106657>

Pôças, I. Cunha, M. y Pereira, L. (2011). Remote sensing-based indicators of changes in a mountain rural landscape of Northeast Portugal. *Applied Geography* 31 (2011) 871-880. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.01.014>

PRASAM. (2018). *Plan de Recuperación Ambiental de Suelos Afectados por la Minería, 2018 – 2028*. Región de Murcia. 126 pp.

PNUMA. (2011). Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, incluidas las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. <https://www.cbd.int/sp/targets>

Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical Plant Geography*. Oxford University Press. 632 p.

Ramírez-Sánchez, C. (2019). Evolución histórica de la protección ambiental en España. *Revista Internacional de Ciencias Sociales*. 38: 19-34. [DOI:106018/areas.386051](https://doi.org/10.106018/areas.386051)

Reglamento UE 2022/0195. (2022). Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la restauración de la naturaleza. Comisión Europea. 90 p.

Reis, S. Morris, G. Fleming, L.E. Beck, S. Taylor, T. White, M. Depledge, M.H. Steinle, S. Sabel, C.E. Cowie, H. Hurley, F. Dick, J.McP. Smith, R.I. y Asten, M. (2015). Integrating health and environmental impact analysis. *Public Health*. 129: 1383-389. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

Richir, J. Bray, S McAleese, T. y Watson, G. (2021). Three decades of trace element sediment contamination: The mining of governmental databases and the need to address hidden sources for clean and healthy seas. *Environment International* 149. 106362. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106362>

Risueño, Y. Petri, C. y Conesa, H.M. (2020). Edaphic factors determining the colonization of semiarid mine tailings by a ruderal shrub and two tree plant species: Implications for phytomanagement. *Chemosphere* Volume 259. November 2020, 127425. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127425>

Robles-Arenas, V.M. y Candela, L. (2010). Hydrological conceptual model characterisation of an abandoned mine site in semiarid climate. The Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain). *Geologica Acta*, Vol. 8, Nº3, 235-248. [DOI:10.1 344/105.000001532](https://doi.org/10.1016/j.geologica.2010.05.001)

Rodríguez, L. González-Corrochano, B. Medina-Díaz, H. López-Bellido, F. Fernández-Morales, J. y Alonso-Ascárate, J. (2022). Does environmental risk really change in abandoned mining areas in the medium term when no control measures are taken? (2022). *Chemosphere* 291: 133129. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133129>

Rodríguez, R y García-Cortés, A. (2006). (Eds). *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie Medio Ambiente. 758 p.

Rodríguez, R. y Gómez de las Heras, J. (2006). Los residuos de la industria extractiva en España. Distribución geográfica y problemática ambiental

asociada en Rodríguez y García-Cortés (Editores). Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie Medio Ambiente. 11: 3-26.

Rodríguez-Pacheco, R. Butlanska, J. y Oliva-González, A.O. (2024). Riesgo geotécnico-estructurales en presas de lodos mineros, balsas y escombreras. En VV.AA, (2024). Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. (Páginas 96 -107).

Rodríguez-Pacheco, R. García, C. Zarroca, M. Roque, C. Linares, R. y Oldecop, L. (2011). Características geológicas y geotécnicas de los lodos de flotación de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (SE España). Boletín Geológico y Minero, 122 (2): 127-144. ISSN: 0366-0176. <https://www.researchgate.net/publication/263702447>

Rodríguez de Sancho, M.J. (2024). Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. Prólogo. (Páginas 7-8).

Romero, D. Barcala, E. María-Dolores, E. y Muñoz, P. (2020). European eels and heavy metals from the Mar Menor lagoon (SE Spain). Marine Pollution Bulletin 158 (2020) 111368. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111368>

Rosario-Beltré, A.J. Sánchez-España, J. Rodríguez-Gómez, V. Fernández-Naranjo, F.J. Bellido-Martín, E. Adánez-Sanjuán, P. y Arranz-González, J.C. (2023). Critical Raw Materials recovery potential from Spanish mine wastes: A national-scale preliminary assessment. *Journal of Cleaner Production*. 407: 137163. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137163>

Ruiz-Cánovas, C. Macías, F. Basallote, M.D. Olías, M. Nieto, J.M. y Pérez-López, R. (2021). Metal(loid) release from sulfide-rich wastes to the environment: The case of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain) in *Environmental Pollution 2021: Heavy Metals and Metalloids: a serious threat to environment and human health*

edited by Liang Peng and Georgios Bartzas. 20:100240.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100240>

Ruíz-Cánovas, C. Quispe, D. Macías, F. Callejón-Leblic, B. Arias-Borrego, A. Gracia-Barrera, T. y Nieto, J.M. (2023). Potential release and bioaccessibility of metal/loids from mine wastes deposited in historical abandoned sulfide mine. *Environmental Pollution*. 316 : 120629.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120629>

Sá de Abreu, M. y Campos de Andrade, R. (2019). Dealing with wicked problems in socio-ecological systems affected by industrial disasters: A framework for collaborative and adaptive governance. *Science of the Total Environment*. 694: 133700.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133700><https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133700>

Santos-Echeandía, J. Campillo, J. Egea, J. Guitart, C. González, C. Martínez-Gómez, C. León, V. Rodríguez-Puente, C. y Benedicto, J. (2021). The influence of natural vs anthropogenic factors on trace metal(loid) levels in the Mussel Watch programme: Two decades of monitoring in the Spanish Mediterranean sea. *Marine Environmental Research* 169 (2021) 105382.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105382>

Salas-Eljatib, C. (2021). Análisis de datos con el programa estadístico R: Una introducción aplicada. Ediciones Universidad Mayor. 164 pp.
<https://eljatib.com/rlibro/>

Sánchez Bisquert, D. Matías Peñas Castejón, J. y García Fernández, G. (2017). The impact of atmospheric dust deposition and trace elements levels on the villages surrounding the former mining areas in a semi-arid environment (SE Spain). *Atmospheric Environment* 152, 256-269.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.043>

Sánchez-Maroto, C. (2019). Evolución histórica de la protección ambiental en la minería en España. *Revista Internacional de Ciencias Sociales*. 38. 19-34. [DOI 10.6018/areas.386051](https://doi.org/10.6018/areas.386051)

Sawut, R. Kasim, N. Abliz, A. Hu, L. Yalkun, A. Maihemuti, B. y Qingdong, S. (2018). Possibility of optimized indices for the assessment of heavy metal contents in soil around an open pit coal mine area. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 73, 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.05.018>

Scheidel, A. Del Bene, D. Liu, J. Navas, G. Mingorría, S. Demaría, F. Ávila, S. Roy, B. Ertör, I. Temper, L. y Martínez-Alier. (2020). Environmental conflicts and defenders: A global overview. *Global Environmental Change*. 63. 102104. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102104>

Shackelford, N. Paterno, G. Winkler, D. Erickson, T. Leger, E. Svejcar, L. Breed, M. Faist, A. Harrison, P. Curran, M. Guo, Q. Kirmer, A. Law, D. Mganga, K. Munson, S. Porensky, L. Quiroga, E. Török, P. Wainwright, C. Abdullahi, A. Bahm, M. Ballenger, E. Barger, N. Baughman, O. Becker, C. Lucas-Borja, M.E. Boyd, C. Burton, P. Calleja, E. Carrick, P. Caruana, A. Clements, C. Davies, K. Deák, B. Drake, J. Dullau, S. Eldridge, J. Espeland, E. Farrell, H. Fick, S. Garbowski, M.de la Riva, E.G. Golos, P. Grey, P. Heydenrych, B. Holmes, P. James, J. Jonas-Bratten, J. Kiss, R. Kramer, A. Larson, J. Lorite, J. Mayence, E. Merino-Martín, L. Migléc, T. Jane Milton, S. Monaco, T. Montalvo, A. Navarro-Cano, J.A. Paschke, M. Peri, P.L. Pokorny, M. Rinella, M. Saayman, N. Schantz, M. Parkhurst, T. Seabloom, E. Stuble, K. Uselman, S. Valkó, O. Veblen, K. Wilson, S. Wong, M. Xu, Z. y Suding, K. (2021). Drivers of seedling establishment success in dryland restoration efforts. *Nature Ecology and Evolution*. Vol 5. September 2021. 1283–1290. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01510-3>

SENDAL, (2018). Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015 – 2030. Unites Nations. 37 pp.

Simmoneau, J. (1973). *Mar Menor: evolution sedimentologique et geochimique recente en remplissage*. Tesis doctoral. Université Paul Sebatier de Toulouse. 172 pp.

Smith, T. Traxl, D. y Boers, N. (2022). Empirical evidence for recent global shifts in vegetation resilience. *Nature Climate Change*. Vol.12: 477–484. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01352-2>

Song, W. Gu, H.H. Song, W. Li, F. P. Cheng, S.P. Zhang, Y. X. y Ai, Y. J. (2023). Environmental assessments in dense mining areas using remote sensing information over Qian'an and Qianxi regions China. *Ecological Indicators*, 146, 109814. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109814>

TEDH. (2022). *El Convenio Europeo de Derechos Humanos. Un instrumento viviente*. Tribunal Europeo de Derechos Humanos. 25 pp. <http://www.coe.int/en/web/conventions>

Thomas, G. Sheridan, C. y Holm, P.E. (2022). A critical review of phytoremediation for acid mine drainage impacted environments. *Science of the Total Environment*. 811. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152230>

Tost, M. Murgia, D. Hitch, M. Lutter, S. Luckeneder, S. Feiel, S. y Moser, P. (2020). Ecosystem services costs of metal mining and pressures on biomes. *The Extractive Industries and Society*. 7: 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2019.11.013>

UPCT – FSM. (2005). Estudio integrado sobre contaminación medioambiental y análisis de riesgos en la Sierra Minera. Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). *Proyecto Jara (LIFE 02 ENV/E/000199: 2003 – 2005)*. 361 páginas. <https://fundacionsierraminera.org/contaminacion/estudio-integrado-sobre-contaminacion-medioambiental-y-analisis-de-riesgos-en-la-sierra-minera-de-cartagena-la-union-proyecto-jara/>

Uriol, J. Olmo, B. Rosell, S. y Ibáñez A.J. (2021). Guía metodológica para la elaboración de Planes y Proyectos de Restauración de Espacios Forestales afectados por Actividades Mineras. Generalitat Valenciana, Depósito Legal V-2942-2021. 151 p. Disponible en: <https://agroambient.gva.es/es/web/life-tecmine/guies-tecniques>.

Urquiza, A. Amigo, C. Billi, M. Calvo, R. Gallardo, L. Neira, C. I. & Rojas, M. (2021). An Integrated Framework to Streamline Urban Resilience in the context of Climate Risk Assessment. *Earth's Future*. DOI: 10.1029/2020EF001508

VV.AA, (2024). Remediación y restauración ecológica de emplazamientos de gradados por la minería. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid. NIPO: 665-24-085-0.
<https://www.MITERD.gob.es/content/dam/MITERD/es/biodiversidad/publicaciones/restauracion/restauracion-ecologica-mineria.pdf>

Vásquez-Arias, A. Martín-Peinado, F.J. y Parviainen, A. (2023). Effect of parent material and atmospheric deposition on the potential pollution of urban soils close to mining areas. *Journal of Geochemical Exploration* 244. 107131. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.107131>

Vasquez-Ugaz, C. León-Roque, N. Núñez-León, J. Hidalgo-Chávez, D. y Oblitas, J. (2023). Geochemical and environmental assessment of potential effects of trace elements in soils, water, and sediments around abandoned mining sites in the northern Iberian Peninsula (NW Spain). *Heliyon*. 9. e14659. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14659>

Vilar, J.B. y Egea Bruno, P.M. (1989). La minería murciana contemporánea (1840-1930). Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia. 362 pp.

Vilar, J.B. Egea Bruno, P.M. y Fernández Gutiérrez, J.C. (1991). La minería murciana contemporánea (1930-1985). Instituto Geológico Minero de España. 253 pp.

Wang, L. Wei, F. Tagesson, T. Fang, Z. y Svenning, J.C. (2025). Transforming forest management through rewilding: Enhancing biodiversity, resilience, and biosphere sustainability under global change. *One Earth* 8: 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2025.101195>

Walls, J. (2024). Don't let the tail(ings) wag the mine: guiding tailings storage facility closure designs for compliance. In: AB Fourie, M Tibbett, G Boggs (eds),

Mine Closure 2024: Proceedings of the 17th International Conference on Mine Closure, Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 815–828. [doi:10.36487/ACG_repo/2415_58](https://doi.org/10.36487/ACG_repo/2415_58)

Warhurst, A. (1999) (Ed). *Mining and the Environment. Case Studies from the Americas*. Published by the International Development Research Centre. ISBN 0-88936-828-7. <http://www.idrc.ca/books/focus.html>

Worlanyo, A.S. y Jiangfeng, L. (2021). Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. *Journal of Environmental Management*. 279. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111623>

Yu, Y. Wei, W. Chen, L. Feng, T y Daryanto, S. (2019). Quantifying the effects of precipitation, vegetation, and land preparation techniques on runoff and soil erosion in a Loess watershed of China. *Science of the Total Environment*. 652: 755–764. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.255>

Yu, H. Zahidi, I. y Chow, M.F. (2023). Vegetation as an ecological indicator in assessing environmental restoration in mining areas. *Science of the Total Environment* 652: 755–764. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.107667>

Zhang M. Wang, J. y Feng, Yu. (2019). Temporal and spatial change of land use in a large-scale opencast coal mine area: A complex network approach. *Land Use Policy* 86 (2019) 375–386. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.05.020>.

Zornoza, R. Acosta, J.A. Bastida, F. Domínguez, S.G. Toledo, D.M. Faz, A. (2015). Identification of sensitive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. *Soil*, 1(1), 173–185. <https://doi.org/10.5194/soil-1-173-2015>.

Zornoza, R. Carmona, D.M. Acosta, J.A. Martínez-Martínez, S. Weiss, N. y Faz, Á. (2012). The Effect of Former Mining Activities on Contamination Dynamics in Sediments, Surface Water and Vegetation in El Avenque Stream, SE Spain. *Water, Air, & Soil Pollution* 223(2), 519–532. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0879-5>

ANEXOS

ANEXOS

Anexo 1A: Legislación aplicable UE

Denominación	Objeto de la norma
Primer Programa de Acción de las Comunidades Europeas sobre Medio Ambiente (1973).	Supone la base de la política ambiental comunitaria. Su objetivo general fue mejorar la calidad y el marco de vida, el medio ambiente y las condiciones de vida de los pueblos comunitarios. El primero programa se estableció entre los años 1973 y 1976. En lo sucesivo se realizaron nuevos programas en los periodos 1977-1981; 1982-1986; 1987-1991; 1992-2000; 2001-2013; 2014-2020 y el último Programa de Acción en materia de Medio Ambiente que entró en vigor el 2 de mayo de 2022 y que corresponde correlativamente al VIII ²⁵ .
Directiva 92/43/CEE	Relativa a los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Su objetivo es garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre en el territorio europeo de los Estados miembros al que aplica el Tratado.
Directiva 96/61/CE	La prevención y la reducción integradas de la contaminación procedente de las actividades que figuran en el Anexo I. Punto 2. Producción y transformación de metales y Punto 3.4 Instalación para la fundición de materiales minerales.
Directiva 2000/60/CE	Se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Su objeto es mantener y mejorar el medio acuático de la comunidad, refiriéndose principalmente a la calidad del agua.
Directiva 2001/42/CE	Conseguir un elevado nivel de protección del medio ambiente y contribuir a la integración de aspectos medioambientales en la reparación y adopción de planes y programas, con el fin de promover un desarrollo sostenible.
Directiva 2004/35/CE	Establecer un marco de responsabilidad medioambiental, basado en el principio de «quien contamina paga», para la prevención y la reparación de los daños medioambientales (Anexo III no explicita la minería).
Directiva 2006/21/CE	Establecer medidas, procedimientos y orientaciones para prevenir o reducir en la medida de lo posible los efectos adversos sobre el medio ambiente, en particular sobre las

²⁵ Comunicado de prensa: Comisión Europea: VIII Programa de Acción en materia de Medio Ambiente: La UE se propone medir los avances en los objetivos medioambientales y climáticos del Pacto Verde Bruselas, 26 de julio de 2022.

Denominación	Objeto de la norma
	aguas, el aire, el suelo, la fauna, la flora y el paisaje, y los riesgos para la salud humana derivados de la gestión de los residuos de las industrias extractivas.
Directiva 2009/147/CE	Se refiere a la conservación de todas las especies de aves que viven normalmente en estado salvaje en el territorio europeo de los Estados miembros en los que es aplicable el Tratado. Su objetivo es la protección, la administración y la regulación de dichas especies y de su explotación.
Estrategia 2011/244/UE	Denominada Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural y cuyo objetivo principal es detener en 2020 la pérdida de biodiversidad y la degradación de los servicios ecosistémicos de la Unión Europea, y restaurarlos en la medida de lo posible, incrementando al mismo tiempo la contribución de la UE a la lucha contra la pérdida de biodiversidad mundial.
Estrategia 2013/249/UE	Denominada Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa y cuyo objetivo es contribuir de manera significativa a la aplicación efectiva de todas las políticas cuando algunos o todos los objetivos deseados pueden conseguirse, parcial o totalmente, mediante soluciones basadas en la naturaleza.
Directiva 2014/52/UE	Se aplica a la evaluación de las repercusiones sobre el medio ambiente de los proyectos públicos y privados que puedan tener repercusiones importantes sobre el medio ambiente (Previamente Directiva 2011/92/UE).
Reglamento UE2022/0195	Reglamento sobre Restauración de la Naturaleza en la Unión Europea. Sus objetos principales son contribuir a: a) la recuperación a largo plazo y sostenida de unos ecosistemas ricos en biodiversidad y resilientes en todas las zonas terrestres y marinas de los Estados miembros mediante la restauración de los ecosistemas degradados; b) la consecución de los objetivos generales de la Unión en materia de mitigación del cambio climático, la adaptación a este y la neutralidad en la degradación de las tierras; c) la mejora de la seguridad alimentaria; y d) el cumplimiento de los compromisos internacionales de la Unión.
Propuesta de Directiva 11299/24 UE	El objetivo final es acercarse lo más posible al funcionamiento natural del suelo y a la prestación óptima de sus servicios ecosistémicos. Las soluciones basadas en la naturaleza o en la ingeniería de nuevos suelos son posibles maneras de alcanzar este objetivo. El artículo 29 (bis) propone además la utilización de herramientas de teledetección, promoviendo el menor coste y la eficacia,

Denominación	Objeto de la norma
	además del pragmatismo, para dar fiabilidad al sistema de toma de decisiones.

Anexo 1B: Legislación aplicable en territorio español

Herramienta legal	Denominación y objeto de la norma
Constitución España/1978	Carta Fundamental que establece el Marco Jurídico e Institucional del Estado Español. En su Capítulo III, respecto a los principios rectores de la política social y económica, en el Artículo 45.2. establece que los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.
Ley 22/1973	Ley de Minas. Su objeto es generar el Marco Legal relacionado a la actividad minera española y asegurar la puesta en práctica de cuanto se contiene en el Plan Nacional correspondiente.
Real decreto 2857/1978	Reglamento de minería. Su objeto es desarrollar la Ley 22/1973.
Ley 6/1977	Ley de fomento a la minería. Su objeto es promover y desarrollar, dentro y fuera del territorio nacional, la exploración, investigación, explotación y beneficios mineros, con el fin de procurar el abastecimiento de materias primas minerales a la industria española.
Real decreto 2994/1982	Real Decreto sobre restauración de espacio natural afectado por actividades mineras. Quienes realicen el aprovechamiento de recursos regulados por la Ley de Minas de veintiuno de julio de mil novecientos setenta y tres, modificada por la de cinco de noviembre de mil novecientos ochenta, quedan obligados a realizar trabajos de restauración del espacio natural afectado por las labores mineras, en los términos previstos en este Real Decreto y dentro de los límites que permita la existencia de actividades extractivas, particularmente de aquellas que por su interés para la economía nacional son clasificadas como prioritarias (BOE nº 274, 15 de noviembre 1982).
Real Decreto 9/2005	Real Decreto por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. Su objeto es establecer una relación de

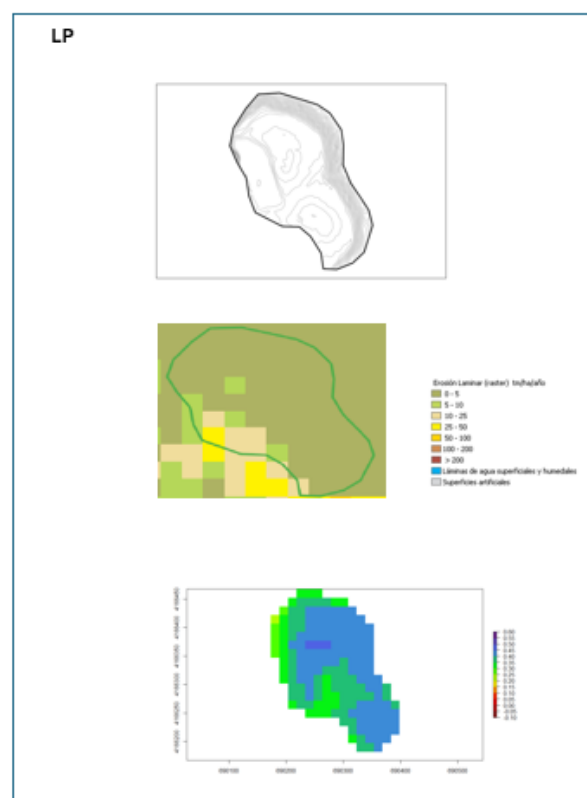
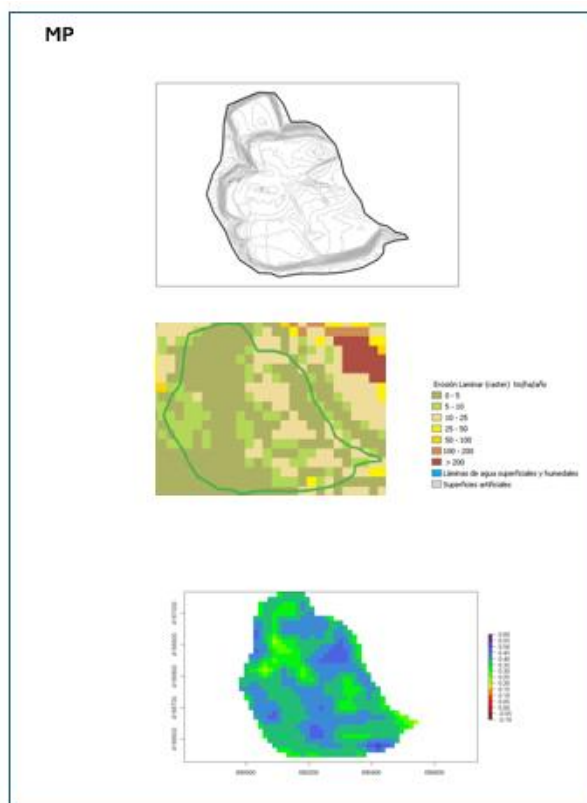
Herramienta legal	Denominación y objeto de la norma
	actividades susceptibles de causar contaminación en el suelo, así como adoptar criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
Ley 42/2007 Real Decreto 975/2009	Real Decreto sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. Su objeto es establecer medidas, procedimientos y orientaciones para prevenir o reducir, en la medida de lo posible, los efectos adversos que, sobre el medio ambiente, en particular sobre las aguas, el aire, el suelo, la fauna, la flora y el paisaje, y los riesgos para la salud humana puedan producir la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos, y, fundamentalmente, la gestión de los residuos mineros.
Ley 21/2013	Ley de evaluación ambiental. Su objeto es establecer las bases que deben regir la evaluación ambiental de los planes, programas y proyectos que puedan tener efectos significativos sobre el medio ambiente, garantizando en todo el territorio del Estado un elevado nivel de protección ambiental, con el fin de promover un desarrollo sostenible.
Real Decreto Legislativo 1/2016	Ley de prevención y control integrados de la contaminación. Su objeto es evitar o, cuando ello no sea posible, reducir y controlar la contaminación de la atmósfera, del agua y del suelo, mediante el establecimiento de un sistema de prevención y control integrados de la contaminación, con el fin de alcanzar una elevada protección del medio ambiente en su conjunto.
Real Decreto-ley 36/2020	Real Decreto por el que se aprueban medidas urgentes para la modernización de la Administración Pública y para la ejecución del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia. Su objeto es establecer disposiciones generales para facilitar la aplicación de medidas urgentes de Modernización de la Administración Pública y para ejecutar Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR).
Ley 7 (2022)	Ley de Residuos y Suelos Contaminados para una economía circular. Esta Ley tiene por objeto regular el régimen jurídico aplicable a la puesta en el mercado de productos en relación con el impacto en la gestión de sus residuos, así como el régimen jurídico de la prevención, producción y gestión de residuos, incluyendo el establecimiento de instrumentos económicos aplicables en este ámbito, y el régimen jurídico aplicable a los suelos contaminados.

Anexo 1C: Legislación aplicable a nivel de CARM

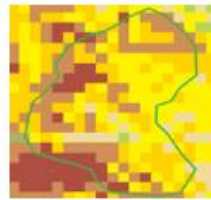
Herramienta legal	Denominación y objeto de la norma
Ley 4/1992	Ley de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia. Iniciativa pionera para la protección del medioambiente, como respuesta a las demandas sociales y a las obligaciones ciudadanas, alineándose con el Artículo 45 de la Constitución Española. Esta ley fue propuesta en octubre de 1994 por el grupo parlamentario socialista (III-9738) y cuya vigencia es a partir del 8 de marzo de 1995, referenciando en su justificación que <i>"es conocido que la restauración de los daños ya ocasionados al medio ambiente es, frecuentemente, más difícil y costosa que la prevención de los mismos, y suele requerir medidas de paralización o desmantelamiento de la actividad de altos perjuicios sociales y económicos"</i> (BORM 191/1994), lo cual concuerda con las apreciaciones posteriores del problema.
Ley 1/1995	De protección del Medio Ambiente de la Región de Murcia. La presente Ley tiene por objeto establecer un sistema de normas adicionales de. protección del medio ambiente en la Región de Murcia, los procedimientos administrativos para la concesión de autorizaciones, la elaboración de las declaraciones de impacto ambiental y calificación ambiental para las industrias o actividades potencialmente contaminantes o que alteren el medio ambiente, y el desarrollo de la legislación básica del Estado sobre calidad ambiental. (publicada el viernes 2 de junio de 1995).
Decreto 46/1995	Directrices de Ordenación Territorial de la Bahía de Portmán y de la Sierra Minera/1995. Los objetivos del decreto se centran en dar una solución integrada a los problemas de desarrollo económico y social, protección del medio ambiente y ordenación territorial y urbanística de la zona, en cumplimiento de lo acordado por el Consejo de Gobierno en su acuerdo de iniciación de las Directrices del 14 de enero de 1994.
Ley 4/2009	Ley de protección ambiental integrada. Su objeto es establecer régimen jurídico y procedimientos integrados de intervención administrativa a los que deben sujetarse los planes, programas, proyectos y actividades que pueden afectar al medio ambiente en el marco de las competencias de la CARM.
Ley 3/2020	Ley de recuperación y protección del Mar Menor. Esta versión corresponde a una actualización de la Ley 3/1987 de Protección y Armonización de usos del Mar Menor y otro conjunto de normas. Su objeto es la protección,

Herramienta legal	Denominación y objeto de la norma
	recuperación, desarrollo y revalorización de la riqueza biológica, ambiental, económica, social y cultural del Mar Menor, y la articulación de las distintas políticas públicas atribuidas a la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia que inciden sobre el Mar Menor, para que su ejercicio se realice de manera integral y sostenible. En su texto se hace una mención específica a restauración de instalaciones de residuos mineros abandonados (disposición adicional séptima, numerales 1, 2 y 3), respecto a responsabilidad, clausura y restauración de zonas incluidas en el PRASAM.
Decreto Ley 5/2020	Decreto Ley de mitigación del impacto socioeconómico del COVID-19 en el área de medio ambiente. Su objeto es mitigar el impacto socioeconómico del COVID 19, por lo que, en concreto, esta ley modifica la ley regional de protección ambiental integrada (Ley 4/2009) con la finalidad de mejorar la concertación de procedimientos de evaluación y autorización y la colaboración activa de las distintas administraciones públicas.
Decreto 42/2021	Constituye un marco de gestión global en el ámbito público, adaptado a las especiales características del socio-ecosistema del Mar Menor y sus áreas colindantes.
Ley 19/2022	Su objetivo es otorgar personalidad jurídica al ecosistema lagunar del Mar Menor, para poder dotarlo, como sujeto de derecho, de una carta de derechos propios, con base en su valor ecológico intrínseco y la solidaridad intergeneracional, garantizando así su protección para las generaciones futuras.
Real Decreto 90/2025	La presente norma incluye diez artículos con disposiciones comunes de organización y funcionamiento de los órganos que configuran la Tutoría del Mar Menor, así como las funciones, composición y forma de constituirse específicas para cada uno de ellos.

Anexo 1D: MDT, erosión laminar (ton/ha/año) y NDVI 2021 por sitio.



PCR

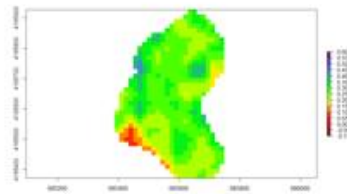


Grados (metros) topografía

- 0-5
- 5-10
- 10-25
- 25-50
- 50-100
- 100-200
- >200

líneas de agua superficiales y humedales

superficies artificiales



CLL

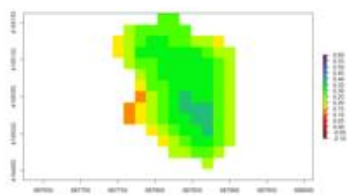


Grados (metros) topografía

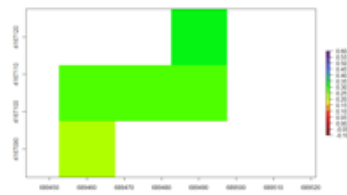
- 0-5
- 5-10
- 10-25
- 25-50
- 50-100
- 100-200
- >200

líneas de agua superficiales y humedales

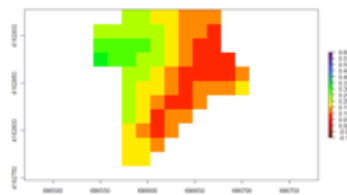
superficies artificiales



MSP



MSA



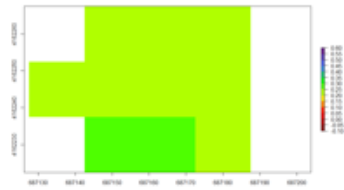
EG



Erosión Lineal (m²/a) m²/año

- 0 - 5
- 5 - 10
- 10 - 25
- 25 - 50
- 50 - 100
- 100 - 200
- > 200

■ Límites de agua superficiales y humedales
□ Superficies artificiales



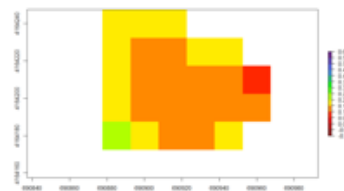
PAII



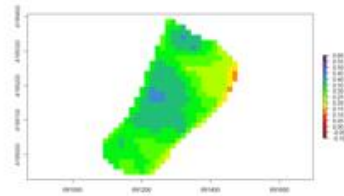
Erosión Lineal (m²/a) m²/año

- 0 - 5
- 5 - 10
- 10 - 25
- 25 - 50
- 50 - 100
- 100 - 200
- > 200

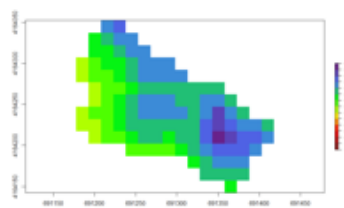
■ Límites de agua superficiales y humedales
□ Superficies artificiales



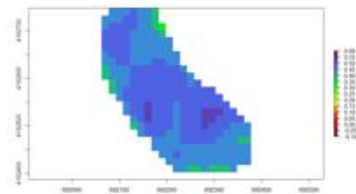
BJ



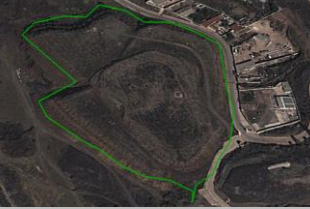
PAIII

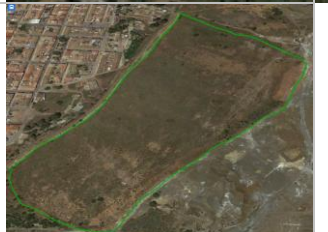


EM



Anexo 1E: Imágenes de Google Earth por sitio para 2013, 2017 y 2020.

MP			
LP			
PCR			
CLL			
MSP			
MSA			
EG			

PAII			
BJ			
PAIII			
MAD			