



4

ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION



FR

Analyses de risques (cartographie, évaluation de vulnérabilités, etc.). Crédit et adaptation d'outils de modélisation et d'outils d'aide à la décision.



4

ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES



ES

Análisis de riesgos (cartografía, evaluación de vulnerabilidades). Creación y adaptación de herramientas de modelización y herramientas de ayuda para la toma de decisiones.



4

ANÁLISE DO RISCO E FERRAMENTAS DE AJUDA À DECISÃO



PT

Análises de riscos (cartografia, avaliação de vulnerabilidades). Criação e adaptação de instrumentos de modelização e instrumentos de ajuda à decisão.

4 ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.1. Análisis del riesgo



4.1.1. Análisis del riesgo de toxicidad de las estrategias adaptativas de manejo de suelo

ES

Región: País Vasco

Antecedentes

El uso de madera como combustible para la producción de energía en la UE aumentará en un futuro próximo, como parte de los compromisos adquiridos por los gobiernos para aumentar la proporción de energía proveniente de fuentes renovables al 20 por ciento en 2020. La ceniza generada como subproducto de la combustión para generación de energía, tiene un uso potencial como fertilizante en los sistemas forestales y puede contribuir al desarrollo de nuevos modelos de implementación de una economía verde y circular, convirtiendo un residuo en un recurso. Sin embargo, aunque parece poco probable que la adición de ceniza de caldera de biomasa en suelos de clima templados pueda dar lugar a ningún tipo de toxicidad, hacen falta nuevas técnicas para garantizar que este “nuevo” recurso no amenaza la salud del ecosistema.

En el escenario de Cambio Climático, los científicos proponen el uso del “biochar” como elemento reductor de los gases de efecto invernadero, y que mejora la fertilidad del suelo. Con su generación se puede, además, producir energía limpia. La pirólisis de los residuos forestales genera energía y biochar, materia orgánica difícilmente degradable. Sin embargo, evidencias científicas recientes indican que la aplicación de biochar puede tener efectos perniciosos sobre la biota del suelo.

Ya se han desarrollado algunas técnicas para determinar la toxicidad potencial de los residuos. Con la utilización de estas técnicas se puede proponer el mejor destino para cada producto.

Objetivo

El propósito de esta actividad era adaptar e implementar diferentes técnicas para determinar la ecotoxicidad potencial de diferentes residuos y asegurar así, su uso seguro como enmiendas de suelos.

Diseño experimental

Se adaptaron procedimientos de ensayo existentes para tres técnicas diferentes de evaluación de la ecotoxicidad potencial y se desarrollaron dichos procedimientos para determinar la ecotoxicidad potencial del

biochar y las cenizas de caldera de biomasa:

Microtox es un sistema de ensayo *in vitro* que utiliza una bacteria bioluminiscente (*Vibrio fischeri*) para detectar sustancias tóxicas en diferentes sustratos tales como agua, aire, suelos y sedimentos. Cuando la bacteria se expone a una sustancia tóxica, se interrumpe el proceso respiratorio de la misma, lo que reduce su producción de luz. La respuesta a la toxicidad se observa como un cambio en la luminiscencia, que es el resultado de la disminución de la respiración celular. Este cambio se puede utilizar para calcular un porcentaje de inhibición de *Vibrio fischeri* que se correlaciona directamente a la toxicidad.

MARA (Microbial Assay for Risk Assessment) consiste en un conjunto de once microorganismos genéticamente diversos (diez bacterias y una levadura), liofilizados en una placa de microtitulación (Figura 1). Los organismos se exponen a concentraciones crecientes del sustrato que se quiere probar y se incuba durante 18 horas en un medio de crecimiento. El crecimiento de los microorganismos en la matriz se mide mediante el registro del cambio de color de un colorante mediante el uso de un escáner de sobremesa y software de análisis de imagen plana (Figura 1).

LumiMARA es un ensayo que emplea un conjunto de 11 bacterias bioluminiscentes que consta de 9 especies de agua marina y 2 de agua dulce. El LumiMARA, como Microtox, hace uso de bacterias luminiscentes naturales, sin embargo, LumiMARA consta de bacterias de diferentes hábitats. Cuando estas bacterias se exponen a un ambiente tóxico su luminiscencia es inhibida. El nivel de toxicidad se determina midiendo el grado de inhibición de luz con resultados en sólo 30 minutos.

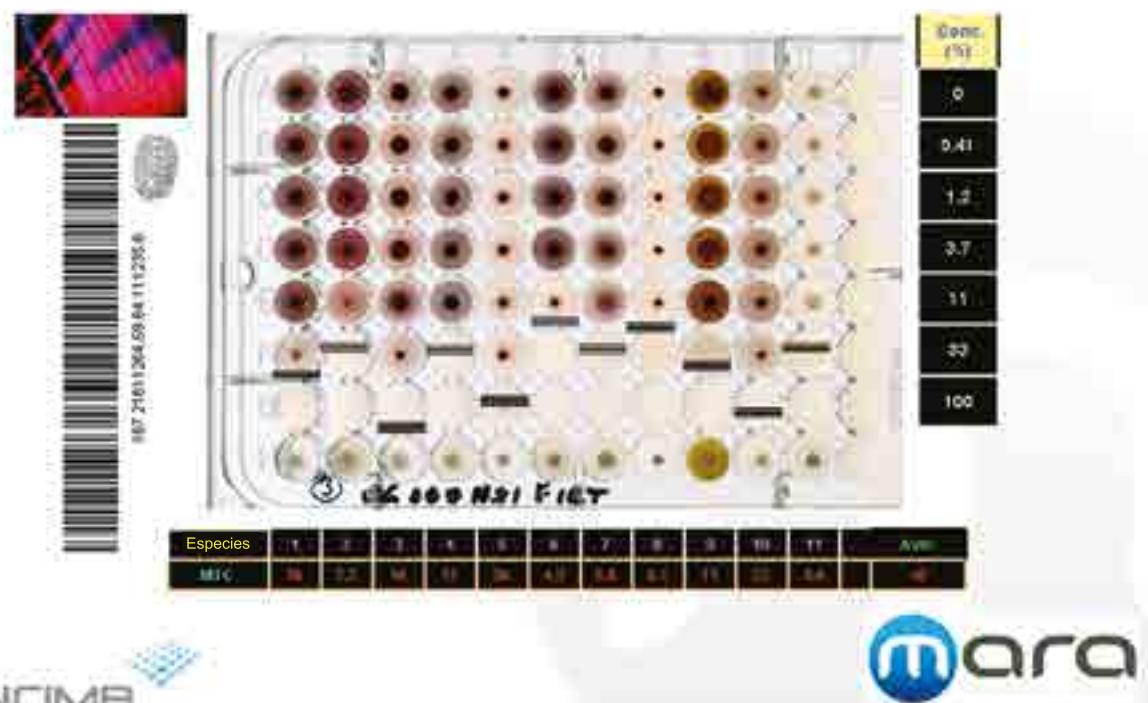


Figura 1: Ejemplo de una placa de microtitulación de MARA.

Resultados

La ecotoxicidad potencial de biochar y cenizas de caldera de biomasa se determinó por el método de extracción de acuerdo con la normativa de la legislación española (Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, 1989). Los extractos se inocularon a los diferentes microorganismos. La bioluminiscencia de *Vibrio fischeri* no se alteró significativamente cuando se expuso a los extractos de biochar o ceniza de caldera de biomasa. Sin embargo, las pruebas microbianas

MARA y LumiMARA indican toxicidad para algunos de los microorganismos, como por ejemplo, Micobacteria y Serratia. Esta última cepa fue la más sensible al extracto biochar y la Micobacteria la más sensible al extracto de ceniza de caldera de biomasa. (Figura 2). De la misma manera, el extracto de biochar en LumiMARA mostró cierta toxicidad para las bacterias de agua dulce (Figura 3a) y ninguna toxicidad para las bacterias bioluminiscentes marinas (Figura 3a), al igual que Microtox.

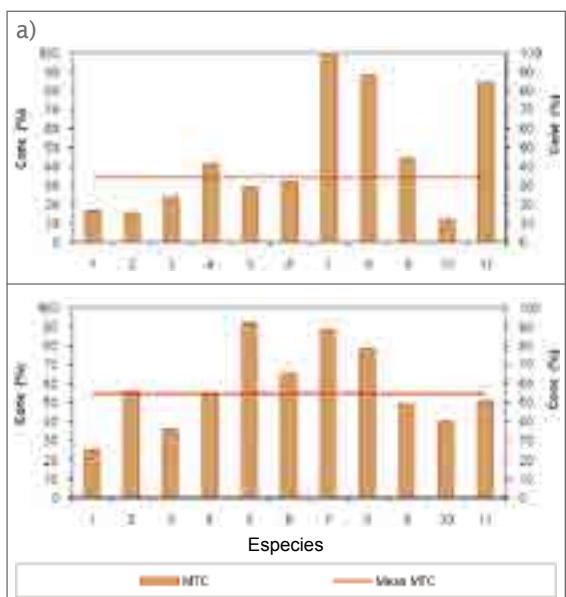


Figura 2: Las barras por debajo de línea roja significan toxicidad para esa especie. a) Perfil de MARA para el extracto de biochar (1:16) y b) Perfil de MARA para el extracto de ceniza de caldera de biomasa (1:16).

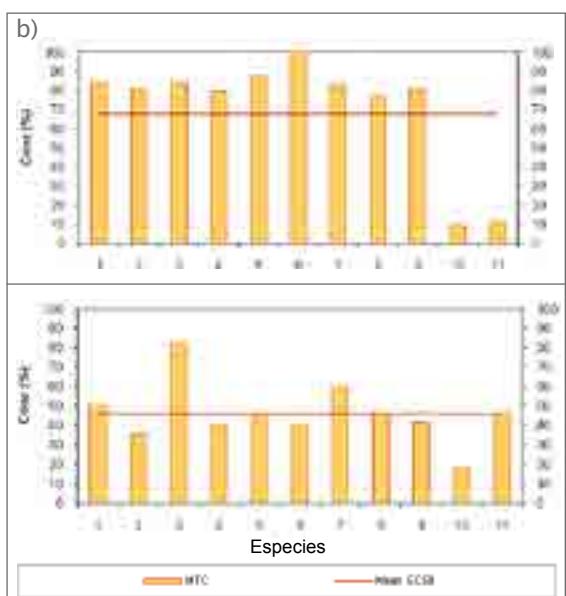


Figura 3: Las barras por debajo de línea roja significan toxicidad para esa especie. a) Perfil de LumiMARA para el extracto de biochar (1:16) y b) Perfil de LumiMARA para el extracto de ceniza de caldera de biomasa (1:16).

Así mismo, se determinó la ecotoxicidad del agua matricial de la zona radicular mediante el muestreo con capsulas de succión (Figura 4). Se recogió el agua matricial un año después de la aplicación del biochar y las cenizas de caldera de biomasa en la parcela experimental establecida con el apoyo financiero del proyecto REINFORCE, que fue co-financiado por el Programa Operativo del Atlántico a través del

Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y el Gobierno Vasco. En estas muestras de agua matricial se realizó un test de cribado de MARA y ninguna de las muestras recogidas fue clasificada como tóxica, por lo que podemos concluir que el biochar y la ceniza de caldera de biomasa aplicadas en esta parcela experimental eran seguros.



Figura 4: Capsula de succión establecida en campo para la monitorización de la ecotoxicidad de la aplicación de biochar y ceniza de caldera de biomasa. (Foto: Ander Arias González, NEIKER).

Observaciones futuras

La ecotoxicidad del agua matricial de la zona radicular se seguirá monitorizando durante los próximos 3 años para asegurarse de que la aplicación de este biochar y ceniza de caldera de biomasa es seguro para los organismos acuáticos.



4 ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

ANÁLISE DO RISCO E FERRAMENTAS DE AJUDA À DECISÃO

4.1. Análisis del riesgo

4.1. Análise do risco



4.1.2. Evaluación de los riesgos de erosión y compactación del suelo en plantaciones de *Pinus radiata* en el País Vasco

ES

Región: País Vasco y Portugal

Antecedentes

Los bosques son la mejor infraestructura para evitar la degradación del suelo y para prevenir la erosión hídrica y eólica del suelo. El primer metro de suelo superficial acumula 15x 1.011 toneladas de carbono a nivel mundial (Eswaran *et al.*, 1993) y 36% de ellos corresponde a los suelos forestales (FAO, 2002). Sin embargo, el uso de maquinaria pesada de forma inadecuada puede conducir a la degradación de suelo: la erosión, la compactación, la pérdida de materia orgánica del suelo y la pérdida de biodiversidad.

La erosión del suelo es el desgaste de la superficie de la tierra por el agua y el viento. Se trata de un proceso natural, pero puede ser “acelerado” por las actividades humanas. La erosión causa efectos *in situ* (la pérdida de suelo, la pérdida de nutrientes, menor productividad) y *ex situ* (reducción de la calidad del agua, aumento de la sedimentación, la pérdida de hábitat). Pero también es un problema económico serio, por ejemplo, se estima que la erosión cuesta 53 millones € al año, sólo en el Reino Unido (DEFRA 2009). La erosión del suelo es un problema para Europa (Kirbi *et al.*, 2004). En Portugal muchas de las plantaciones de eucalipto, así como en el País Vasco la mayoría de las plantaciones de pino radiata se establecen en laderas con alto potencial de problemas de erosión.

La compactación del suelo es el aumento de la densidad aparente del suelo que resulta de la reordenación de las partículas del suelo en respuesta a fuerzas externas aplicadas. Por lo general es un problema cuando se utiliza maquinaria pesada en suelos húmedos. La compactación no sólo puede reducir la capacidad de infiltración del agua y por lo tanto aumentar el riesgo de erosión, acelerando la escorrentía sino que también puede afectar al desarrollo/expansión de las raíces y, por tanto, a la productividad de las plantaciones (BC Ministerio de Bosques, 1999).

Durante el período de interrotación (el período entre la cosecha y el establecimiento definitivo de la nueva plantación) ambos problemas pueden verse agravados ya que la cobertura arbórea desaparece y, en la silvicultura comercial, se utiliza maquinaria pesada para la cosecha y preparación del terreno. La gestión forestal juega un papel vital para evitar efectos no deseados derivados de la erosión y la compactación.

Objetivo

El propósito de esta acción es adecuar y aplicar un nuevo método para determinar el riesgo de la erosión y la compactación. De esta manera, los gestores forestales tendrían una herramienta para planificar las operaciones forestales como la cosecha y la preparación del terreno para evitar la erosión y la compactación. Como consecuencia, la productividad de los bosques se verá reforzada y se protegerán los suelos de los bosques y el agua.

Diseño experimental

Se utilizó la guía de evaluación de riesgo para estimar la sensibilidad del sitio a los

procesos de degradación publicado por el Ministerio de Bosques de la Columbia Británica en 1999, con el objetivo de adecuar un método científicamente sólido para evaluar los riesgos de erosión y compactación a las características de las plantaciones del sur de Europa.

Instituto Superior de Agronomía (ISA) en colaboración con ALTRI FLORESTAL propuso la guía para la evaluación de riesgo de erosión (ver sección 4.1.3.) que posteriormente sería probado en diferentes masas forestales. De la misma manera, NEIKER ha adaptado la guía de evaluación de riesgo de compactación del suelo (Tabla 1).

Textura (0-20 cm)		Calificación del riesgo	
		De suelos secos o excesivamente drenados hasta suelos húmedos la mayor parte del periodo de crecimiento Horizonte orgánico <5cm	De suelos húmedos la mayor parte del periodo de crecimiento hasta suelos con la capa freática al nivel o muy cerca de la superficie durante la mayor parte del año Horizonte orgánico ≥5cm
Elementos gruesos (0 - 15 cm)> 70%		Bajo	Medio
Elementos gruesos (0 - 15 cm)≤ 70%	Arenoso Franco arenoso Limoso/Franco Arcillosos	Bajo Medio Alto Muy Alto	Muy Alto

Tabla 1: Guía de evaluación del riesgo de compactación adaptada por NEIKER del Ministerio de Bosques de la Columbia Británica (1999).

Se estudiaron 12 parcelas en el País Vasco y su riesgo de compactación y la erosión se determinó para todos ellos (Figura 1) con la metodología propuesta. Se encontró que el riesgo de erosión era alta en 8 de las parcelas estudiadas y el riesgo de compactación era alto o muy alto en todas las parcelas estudiadas (Tabla 2). No se

proporcionó por parte de las compañías que realizaron los trabajos forestales ningún plan técnico para el sistema de extracción de fustes, ni para la preparación del terreno (limpieza de los residuos de la cosecha, la preparación del suelo para la siembra), o asesoría técnica sobre el contenido de humedad del suelo.



Figura 1: Vista de Santa Lucía, una de las parcelas estudiadas después de la cosecha y preparación del terreno (a) y signos de erosión del suelo en Sarasolalde tras la utilización maquinaria pesada (b). (Fotos: Ander Arias González, NEIKER).

Nombre	UTM_X	UTM_Y	Textura	Pendiente (%)	Riesgo de erosión	Riesgo de compactación
Arbaliza I	483654	4781268	Franco	18	Alto	Alto
Arbaliza II	484856	4781044	Franco	14	Alto	Alto
Kolitxa	479932	4783301	Franco	29	Alto	Alto
La Guinea	481433	4784039	Franco arcilloso	40	Alto	Muy Alto
La Herbosa I	483205	4785522	Franco	25	Alto	Alto
La Herbosa II	483763	4785707	Franco	25	Alto	Alto
La Sancha I	481387	4786796	Franco arcilloso	13	Medio	Muy Alto
La Sancha II	481458	4786635	Franco arcilloso	11	Medio	Muy Alto
Aretxabalagane	520125	4792200	Franco arcillo limoso	15	Medio	Muy Alto
Sarasolalde	514000	4776450	Franco arcillo limoso	10	Medio	Muy Alto
Santa Lucia	523300	4795550	Franco arcillo limoso	46	Alto	Muy Alto
Baluga	488175	4784250	Franco arcillo limoso	25	Alto	Muy Alto

Tabla 2: Riesgos de Erosión y Compactación de las 12 parcelas estudiadas en el País Vasco.

Observaciones futuras

La información recogida en esta acción se puede usar para producir diferentes mapas de ayuda a la toma de decisiones, de esta forma los gestores forestales podrían planificar las actividades forestales y la administración asegurar la sostenibilidad de las operaciones

forestales. Hace falta generar directrices sobre cuándo y cómo se debe utilizar o prohibir la maquinaria pesada en las labores forestales. Los socios en este grupo de trabajo están trabajando en conjunto con los órganos de la administración con el fin de definir las zonas sensibles a la erosión y a la compactación con el fin de promover y fomentar una gestión sostenible para el período de interrotación.

4.1.2. Avaliação dos riscos de erosão e compactação do solo em plantações de *Pinus radiata* no País Basco

PT

Regiões: País Basco e Portugal

Fundamento

As florestas são a melhor infra-estrutura para evitar a degradação do solo e para evitar a erosão hídrica e eólica. O primeiro metro de solo acumula a nível mundial, 15x 1.011 toneladas de carbono (Eswaran *et al.*, 1993) e 36% destes correspondem a solos florestais (FAO, 2002). No entanto, o uso inadequado de equipamentos pesados pode levar à degradação do solo: erosão, compactação, perda de matéria orgânica do solo e a perda de biodiversidade.

A erosão do solo é o desgaste da superfície da terra pela água e pelo vento. Este é um processo natural, mas pode ser “acelerado” pelas actividades humanas. A erosão provoca efeitos *in situ* (perda de solo, perda de nutrientes, redução da produtividade) e *ex situ* (redução da qualidade da água, o aumento da sedimentação, perda de habitat). Mas também é um grave problema económico, por exemplo, estima-se que a erosão custe cerca de 53 milhões de euros por ano, só no Reino Unido (DEFRA, 2009). A erosão do solo é um problema para a Europa (Kirbi *et al.*, 2004). Em Portugal, as plantações de eucalipto e no País Basco, as plantações de *Pinus radiata* são estabelecidas em encostas com elevado potencial de possuírem problemas de erosão.

A compactação do solo resulta de um aumento da sua densidade devido ao rearranjo das partículas de terra, em resposta à aplicação de forças externas. Geralmente este tipo de problema ocorre quando se utiliza equipamento pesado em solos húmidos. A compactação pode reduzir a capacidade de infiltração da água e, assim, aumentar o risco de erosão e pode também afectar o desenvolvimento/expansão das raízes e, por conseguinte, a produtividade das plantações (BC Ministério das Florestas, 1999).

Durante o período que existe entre rotações (o período entre a colheita e o estabelecimento definitivo da nova plantação), os dois problemas podem ser agravados devido à perda da cobertura arbórea e devido ao uso de equipamentos pesados para a colheita e preparação do local, frequentemente utilizados na silvicultura comercial. A gestão florestal tem um papel vital para evitar efeitos indesejáveis resultantes da erosão e compactação do solo.

Objectivo

O objectivo desta tarefa é adaptar e aplicar um novo método para determinar o risco de erosão e compactação dos solos. Assim, os gestores florestais teriam uma ferramenta útil no planeamento de operações florestais tais como, na colheita e na preparação do solo, de forma a evitar a erosão e compactação do mesmo. Como resultado, a produtividade da floresta será reforçada, assim como a protecção dos solos florestais e da água.

Actividades experimentais

Utilizou-se o guia de avaliação de risco publicado pelo Ministério das Florestas da British Columbia (1999) para estimar a sensibilidade de um dado local aos processos de degradação e, para que fosse possível adequar um método cientificamente sólido de avaliação do risco de erosão e compactação às características das plantações no sul da Europa.

O Instituto Superior de Agronomia (ISA) em colaboração com a empresa ALTRI FLORESTAL propôs um guia de avaliação do risco de erosão (Wood *et al.*, 2014; esta publicação) que posteriormente será testado em diferentes florestas. Da mesma forma, o Neiker adaptou o guia de avaliação do risco de compactação do solo (Tabela 1).

Textura (0-20 cm)		Classificação do risco	
		Em solos secos ou excessivamente drenados até solos húmidos, na maior parte do período de crescimento Horizonte orgânico <5cm	Em solos húmidos na maior parte do período de crescimento até solos com um nível freático à superfície ou próximo desta, durante a maior parte do ano Horizonte orgânico ≥5cm
Elementos grosseiros (0 - 15 cm) > 70%		Baixo	Médio
Elementos grosseiros (0 - 15 cm) ≤ 70%	Arenoso Franco arenoso Limoso/Franco Argiloso	Baixo Médio Alto Muito alto	Muito alto

Tabela 1: Guia para a avaliação do risco de compactação adaptada do British Columbia (B. C. Ministry of Forests, 1999) pelo NEIKER.

Foram estudadas 12 parcelas no País Basco, sendo que o risco de compactação e erosão foi determinado para todos elas através da metodologia proposta (Figura 1). Registrou-se um risco de erosão elevado em 8 das 12 parcelas monitorizadas e, um risco de compactação elevado ou muito elevado, em todas as outras parcelas observadas (Tabela 2).

As empresas que fizeram os trabalhos silvícolas não disponibilizaram qualquer plano técnico para a extração de troncos, para a preparação do local (limpeza resíduos de culturas, preparação do solo para o plantio), ou qualquer aconselhamento técnico sobre o teor de humidade no solo.



Figura 1: Vista de uma das parcelas em Santa Lúcia, estudadas após a colheita e preparação do local (a); sinais de erosão do solo em Sarasolalde devido ao uso de máquinas pesadas (b). (Fotos: Ander Arias González, NEIKER).

Nome	UTM_X	UTM_Y	Textura	Declive (%)	Risco de erosão	Risco de compactação
Arbaliza I	483654	4781268	Franco	18	Alto	Alto
Arbaliza II	484856	4781044	Franco	14	Alto	Alto
Kolitxa	479932	4783301	Franco	29	Alto	Alto
La Guinea	481433	4784039	Franco argiloso	40	Alto	Muito Alto
La Herbosa I	483205	4785522	Franco	25	Alto	Alto
La Herbosa II	483763	4785707	Franco	25	Alto	Alto
La Sancha I	481387	4786796	Franco arcilloso	13	Médio	Muito Alto
La Sancha II	481458	4786635	Franco arcilloso	11	Médio	Muito Alto
Aretxabalagane	520125	4792200	Franco arcillo limoso	15	Médio	Muito Alto
Sarasolalde	514000	4776450	Franco arcillo limoso	10	Médio	Muito Alto
Santa Lucia	523300	4795550	Franco arcillo limoso	46	Alto	Muito Alto
Baluga	488175	4784250	Franco arcillo limoso	25	Alto	Muito Alto

Tabela 2: Risco de erosão e de compactação de 12 parcelas estudadas no País Basco.

Conclusões/Recomendações

As informações contidas neste guia podem ser utilizadas para produzir diferentes mapas que ajudem os gestores a planejar e a garantir a sustentabilidade das operações florestais. É necessário gerar directrizes sobre quando e como se deve utilizar ou quando se deve proibir o uso de máquinas pesadas no trabalho florestal.

Os parceiros deste grupo de trabalho estão a trabalhar em conjunto com as organizações governamentais para definir as áreas mais sensíveis à erosão e compactação, para que se possa promover e incentivar a gestão sustentável do solo no período entre rotações.



4 ANÁLISE DO RISCO E FERRAMENTAS DE AJUDA À DECISÃO

ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.1. Análise do risco

4.1. Análisis del riesgo



4.1.3. Avaliação de riscos de erosão e disponibilidade de nutrientes do solo em povoamentos de eucaliptos em Portugal

PT

Regiões: Norte e Centro de Portugal

Fundamento

A erosão acelerada implica a perda de solo e de nutrientes e o decréscimo de produtividade. As formações florestais constituem uma infra-estrutura de controlo da erosão. Porém, a instalação ou reinstalação de plantações florestais podem apresentar ameaças para o recurso solo, devido à modificação das suas características e à perda por erosão (Figura 1). Esta abrange também estruturas como caminhos (Figura 1), aceiros e linhas eléctricas. Assim, em cooperação com a ALTRI FLORESTAL, desenvolveu-se à escala da unidade de gestão um sistema de avaliação do risco de erosão para identificar medidas de gestão apropriadas, bem como um sistema de monitorização para avaliar in situ o desempenho dessas medidas.



Figura 1: Áreas de instalação de plantações (esquerda) e caminho com erosão ravina (direita) (Fotos: ALTRI FLORESTAL).

Figura 1: Una unidad de gestión preparada para una plantación de eucalipto (izquierda) y una pista forestal con evidentes cárcavas de erosión (derecha) (Fotos: ALTRI FLORESTAL).



Actividades

O estudo envolveu a elaboração de um sistema de avaliação do risco de erosão do solo associado aos factores determinantes da erosão potencial natural, considerando o clima (precipitação média anual), a topografia do terreno (declive e o comprimento e uniformidade da encosta) e características relevantes do solo (elementos grosseiros, destacabilidade das partículas, a permeabilidade e a profundidade de camadas restritivas do movimento de água). A notação desses factores permite obter um score global para notação do grau de risco de erosão. Seguiram-se de perto as metodologias desenvolvidas na British Columbia (B. C. Ministry

of Forests, 1999) e tendo também em conta normas legislativas associadas à instalação de plantações florestais em Portugal (ICNF, 2013). No futuro, visa-se a simplificação do sistema no que toca às variáveis do factor solo.

As especificidades do sítio e os riscos de erosão inerentes permitem identificar as medidas apropriadas para minimizar os processos de perda de solo (Figura 2) e da conservação das estruturas associadas à gestão e exploração florestal. Porém, as medidas implantadas no terreno necessitam de ser objecto de monitorização (Figura 2) para avaliar a sua eficiência e potencial extração para outros sítios. Para o efeito, desenvolveu-se uma ficha para essa monitorização expedita *in situ* (Quadro 1).



Figura 2: Sistemas de instalação das plantações para controlo do processo erosivo no âmbito da unidade de exploração e actividade de teste do sistema de monitorização da erosão (Foto: ALTRI FLORESTAL).

Figura 2: Plantaciones de eucalipto para controlar el proceso erosivo en una unidad de gestión y prueba del sistema de monitorización de la erosión (Foto: ALTRI FLORESTAL).

Propriedadex		Tipo de erosão						Deposição de sedimentos ^A	Deslizamento de terras ^B
		Laminar		Sulcos		Ravinhas			
Unidade de gestão (UG)		Intens	Exten	Intens	Exten	Intens	Exten		
UG	Plantação								
	Caminhos								
	Aceiros								
	Linha de água								

Int – Intensidade; Ext – Extensão; Extensão (% area): ausente – 0; baixa (< 10%) – 1; média (10-25%) – 2; alta (> 25%) – 3; A: 0 - Ausência; 1 - <10 m; 2 -10-100 m; 3 -> 100 m; B: 0 - Ausência; 1 - Presença.

Quadro 1: Ficha preliminar de avaliação in situ da ocorrência e da intensidade de erosão, da deposição de sedimentos e de deslizamento de terras.

A disponibilidade de nutrientes nas plantações de Eucalyptus

A disponibilidade de nutrientes no solo é um dos factores essenciais para optimizar a produtividade florestal nas mais variadas condições ecológicas (Foekel, 2005). Para avaliar as eventuais restrições nutricionais no âmbito do universo das áreas de plantações

de *Eucalyptus globulus*, exploradas directa ou indirectamente pela ALTRI FLORESTAL, foram consideradas as características genéricas dos solos mais relevantes quanto à disponibilidade de nutrientes. A organização da informação foi efectuada por quatro grandes regiões tendo em consideração a natureza do material originário do solo e as condições climáticas: as regiões Norte (a mais pluviosa) e Interior

Centro correspondem a solos desenvolvidos sobre rochas graníticas e xistentas; as regiões do Oeste (arenitos da Orla Meso-Cenozóica do Litoral) e do Tejo (arenitos da Bacia Cenozóica do Tejo/Sado) correspondem a solos sobrejacentes a formações sedimentares.

As características dos solos apresentam variações genericamente relacionadas com a quantidade de precipitação, como é o caso do pH, do teor de matéria orgânica e dos teores de Ca e de Mg extraíveis, bem como do teor de Al extraível e do respectivo grau de saturação. Por seu turno, os teores de P e de K extraíveis, bem como de boro, parecem associadas à natureza do material originário. Exceptuando o caso Ca na Região Norte, genericamente os teores dos nutrientes considerados estão no limite ou acima do limiar considerado necessário para atingir produtividades até $30\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ de *Eucalyptus* sp. em áreas de clima quente e húmido (Novais *et al.*, 1986). Porém, estas tendências têm de ser especificadas para o *E. globulus* no âmbito das condições ecológicas de Portugal (clima Mediterrâneo).



Figura 3: Grandes regiões florestais e locais de colheita de informação sobre os respectivos solos.
Figura 3: Las grandes regiones forestales y los sitios de recogida de información de los suelos.

Região	pH H_2O	MO %	P_2O_5 mg kg^{-1}	K_2O mg kg^{-1}	Ca^{2+} $\text{cmol}_{\text{c}}\text{kg}^{-1}$	Mg^{2+} $\text{cmol}_{\text{c}}\text{kg}^{-1}$	K^{+} $\text{cmol}_{\text{c}}\text{kg}^{-1}$	Al^{3+} $\text{cmol}_{\text{c}}\text{kg}^{-1}$	SAI %	Zn mg kg^{-1}	Cu mg kg^{-1}	Mn mg kg^{-1}	Fe mg kg^{-1}	B mg kg^{-1}
Norte	4,81	7,7	8,3	53,0	0,37	0,18	0,13	1,85	67	1,3	1,2	17,9	189	1,02
Interior Centro	4,88	3,6	12,2	89,9	0,99	0,80	0,19	1,84	53	2,5	1,4	17,3	136	0,70
Oeste	5,04	3,7	7,5	69,5	1,13	0,44	0,12	0,66	34	2,4	1,0	15,8	171	0,82
Tejo	5,30	2,1	12,0	79,5	2,68	0,61	0,16	0,40	25	1,3	0,7	19,0	91	0,65

Quadro 2: Características gerais dos solos das quatro regiões consideradas (SAI – grau de saturação em alumínio).

Os teores foliares de nutrientes nas plantações de *Eucalyptus* espelham as características dos solos em que as mesmas ocorrem. Os baixos teores de Ca na região mais pluviosa (a Norte) reflectem os baixos teores deste nutriente no solo e o elevado grau de saturação em alumínio; por outro lado, os teores foliares de B expressam a variação do teor do mesmo no solo e sugerem que em algumas plantações, nomeadamente na região Interior Centro, poderá ocorrer deficiência deste elemento. De acordo com a interpretação do estado nutricional do *E. globulus* (Dell *et al.*, 2003) os teores de N, P e S estão no limiar da deficiência, nomeadamente nas áreas com menor teor de matéria orgânica.

	N mg kg^{-1}	P mg kg^{-1}	K mg kg^{-1}	Ca mg kg^{-1}	Mg mg kg^{-1}	S mg kg^{-1}	B mg kg^{-1}	Fe mg kg^{-1}	Cu mg kg^{-1}	Zn mg kg^{-1}	Mn mg kg^{-1}
Norte	16,5	1,1	7,6	3,8	1,7	1,2	38,9	48,3	7,5	12,6	253
Interior Centro	14,3	0,9	7,9	6,6	1,7	1,1	13,2	65,1	7,1	13,2	356
Oeste	16,2	0,9	8,4	8,0	1,8	1,2	25,3	52,7	8,9	15,8	326
Tejo	13,5	0,8	7,9	8,8	1,6	1,1	18,3	56,6	5,9	12,4	468

*Quadro 3: Análise foliar de plantações de *Eucalyptus* localizadas nas quatro regiões consideradas.*

Esta informação vai ser organizada mais detalhadamente e por frequências para conhecer o grau de gravidade de deficiências nutricionais em cada região (e por material originário) para desenvolver uma estratégia de amostragem e georreferenciação e analítica a fim de eliminar as restrições à expressão do potencial genético das plantas utilizadas nas plantações.

4.1.3. Evaluación de los riesgos de erosión y agotamiento de nutrientes del suelo en plantaciones de eucalipto en Portugal

ES

Regiones: Norte y Centro de Portugal

Antecedentes

La erosión acelerada implica la pérdida de suelo y nutrientes y por consiguiente, pérdida de productividad. Es bien sabido que los bosques son la mejor infraestructura para el control de la erosión. Sin embargo, una inadecuada gestión de las plantaciones forestales puede suponer una amenaza para el suelo, ya que una inapropiada utilización de la maquinaria en las labores selvícolas puede alterar las funciones del suelo y producir una pérdida irrecuperable de este recurso. (Figura 1 - izquierda, página 79). Así mismo, las infraestructuras ligadas a los sistemas forestales tales como pistas (Figura 1 - derecha, página 79), cortafuegos o líneas eléctricas incrementan el riesgo de erosión. Por todo ello, se desarrolló un sistema para evaluar el riesgo de erosión e identificar las medidas de gestión adecuadas, así como un sistema de monitorización para evaluar *in situ* el funcionamiento de estas medidas a escala de unidad de gestión en cooperación con la empresa ALTRI FLORESTAL.

Actividades

El estudio incluyó el desarrollo de un sistema para evaluar el riesgo de erosión asociado con factores determinantes de erosión natural potencial (considerando factores de clima, topografía y características del suelo) (Tabla 1). La suma de estos factores da una puntuación global del grado de riesgo de erosión (Tabla 1). Este sistema es una adaptación de la metodología desarrollada por el Ministerio de Bosques de la Columbia Británica (BC Ministerio de Bosques, 1999), y que tiene en cuenta las normas legislativas relacionadas con el establecimiento

de plantaciones forestales en Portugal (ICNF, 2013). En el futuro, se quiere simplificar el sistema para las variables de suelo.

Las características del sitio y el riesgo de erosión permiten identificar las medidas apropiadas para minimizar los procesos de pérdida de suelo (Figura 2, página 80). Sin embargo, las medidas aplicadas sobre el terreno deben ser monitorizadas (Figura 2, página 80) para evaluar su eficacia y su posible extrapolación a otros sitios. Con este fin, hemos desarrollado una ficha de monitorización *in situ* (Tabla 1).

Propiedadx		Tipo de erosión						Deposición de sedimentos ^A	Deslizamiento de tierras ^B
		Laminar		Surcos		Cárcavas			
Unidad de gestión (UG)		Intens	Exten	Intens	Exten	Intens	Exten		
UG	Plantación								
	Pista								
	Cortafuegos								
	Curso de agua								

Int – Intensidad; Ext – Extensión;); Extensión (% area): ausente – 0; baja (< 10%) – 1; media (10-25%) – 2; alta (> 25%) – 3; A: 0 - Ausencia; 1 - <10 m; 2 -10-100 m; 3 -> 100 m; B: 0 - Ausencia; 1 - Presencia.

Tabla 1: Ficha preliminar de evaluación *in situ* de la ocurrencia y la intensidad de la erosión, la deposición de sedimentos y deslizamientos de tierra.

Agotamiento de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus*

La disponibilidad de nutrientes en el suelo es uno de los factores esenciales para optimizar la productividad de los bosques en diferentes condiciones ecológicas (Foelkel, 2005). Para evaluar las posibles restricciones nutricionales dentro del universo de las plantaciones de *Eucalyptus globulus*, directa o indirectamente explotado por ALTRI FLORESTAL, se consideraron las características genéricas más relevantes de los suelos en la disponibilidad de nutrientes. Se diferenciaron cuatro regiones principales, teniendo en cuenta la naturaleza del material parental de los suelos y condiciones climáticas: el norte (la más lluviosa) e Interior Centro regiones que corresponden a suelos desarrollados sobre rocas graníticas y xistentas; regiones del Oeste (areniscas de Meso-Cenozoico Orla Costera) y Tajo (areniscas de cuenca cenozoica del Tajo/

Sado) que corresponden a los suelos de material parental sedimentario.

Las diferencias en las propiedades de suelos son debidos generalmente por variaciones relacionadas con la cantidad de lluvia, como es el caso del pH, contenido de materia orgánica y de los niveles de Ca y Mg extraíble, así como el contenido de Al extractable y su grado de saturación. A su vez, los niveles de P y K extractable, así como los del boro, parecen estar vinculados a la naturaleza del material parental. Salvo en el caso del Ca en el norte, en general, los niveles de nutrientes se consideran iguales o por encima del umbral considerado necesario para lograr una productividad de hasta 30 m³ ha⁻¹ año⁻¹ de *Eucalyptus* sp. en zonas con clima cálido y húmedo (Novais *et al.*, 1986). Sin embargo, estos niveles se deben especificar para *E. globulus* en las condiciones ecológicas de Portugal (clima mediterráneo).

Región	pH H ₂ O	MO %	P ₂ O ₅ mg kg ⁻¹	K ₂ O mg kg ⁻¹	Ca ²⁺ cmol _c kg ⁻¹	Mg ²⁺ cmol _c kg ⁻¹	K ⁺ cmol _c kg ⁻¹	Al ³⁺ cmol _c kg ⁻¹	SAI %	Zn mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Mn mg kg ⁻¹	Fe mg kg ⁻¹	B mg kg ⁻¹
Norte	4,81	7,7	8,3	53,0	0,37	0,18	0,13	1,85	67	1,3	1,2	17,9	189	1,02
Interior Centro	4,88	3,6	12,2	89,9	0,99	0,80	0,19	1,84	53	2,5	1,4	17,3	136	0,70
Oeste	5,04	3,7	7,5	69,5	1,13	0,44	0,12	0,66	34	2,4	1,0	15,8	171	0,82
Tejo	5,30	2,1	12,0	79,5	2,68	0,61	0,16	0,40	25	1,3	0,7	19,0	91	0,65

Tabla 2: Características generales de los suelos de las cuatro grandes regiones forestales consideradas (SAI- grado de saturación de aluminio).

Las concentraciones foliares de nutrientes en plantaciones de eucalipto son indicadores de las características del suelo sobre el que se desarrolla la plantación. Por lo tanto, la baja concentración de Ca en la región más lluviosa (la región norte) refleja los bajos niveles de este nutriente en el suelo y el alto grado de saturación de aluminio; Por otro lado, la concentración de B foliar demuestra una variación de su

contenido en el suelo y sugiere que en algunas plantaciones, en particular en las regiones Interior Centro pueden sufrir deficiencia de este elemento. De acuerdo con la interpretación de la situación nutricional de *E. globulus* (Dell *et al.*, 2003) las concentraciones de N, P y S se encuentran en el umbral de la deficiencia, en particular en las zonas con menor contenido de materia orgánica.

	N mg kg ⁻¹	P mg kg ⁻¹	K mg kg ⁻¹	Ca mg kg ⁻¹	Mg mg kg ⁻¹	S mg kg ⁻¹	B mg kg ⁻¹	Fe mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹	Mn mg kg ⁻¹
Norte	16,5	1,1	7,6	3,8	1,7	1,2	38,9	48,3	7,5	12,6	253
Interior Centro	14,3	0,9	7,9	6,6	1,7	1,1	13,2	65,1	7,1	13,2	356
Oeste	16,2	0,9	8,4	8,0	1,8	1,2	25,3	52,7	8,9	15,8	326
Tejo	13,5	0,8	7,9	8,8	1,6	1,1	18,3	56,6	5,9	12,4	468

Tabla 3: Análisis foliar de las plantaciones de *Eucalyptus* en las cuatro grandes regiones forestales.

Esta información se va a organizar en más detalle y se recogerá con frecuencia para conocer la gravedad de las deficiencias nutricionales en cada región (y el material parental) para desarrollar una estrategia de muestreo y georeferenciación de los análisis con el fin de eliminar las restricciones a la expresión del potencial genético de plantas utilizadas en las plantaciones.

4

ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.1. Analyse du risque

4.1. Análisis del riesgo



hazi



4.1.4. Cartographie du risque vent dans les régions Aquitaine, Pays Basque et Asturias

FR

Région : Aquitaine, Pays Basque et Asturias

Contexte

Les tempêtes sont à l'origine de la majorité des dégâts forestiers en Europe, générant plus de 50 % des volumes de dégâts observés (Gardiner *et al.*, 2010). Dans le passé, ces dégâts avaient lieu essentiellement en Europe du nord et en Europe centrale, mais récemment les tempêtes ont causé des dégâts importants dans le sud ouest de la France et même dans le nord de l'Espagne et du Portugal. Les exemples les plus remarquables sont la tempête Martin en Aquitaine (décembre 1999), la tempête Klaus qui affecta l'Aquitaine et le nord de l'Espagne en janvier 2009, et la tempête Xynthia qui fit des dégâts dans l'ouest de la France, le nord de l'Espagne et le nord du Portugal en février 2010.

Objectif

L'objectif du travail réalisé dans le cadre du projet FORRISK était de développer un modèle de risque vent utilisable dans le sud-ouest de la France, le nord de l'Espagne et le nord du Portugal. Ceci nécessita d'adapter le modèle ForestGALES développé au Royaume-Uni (Gardiner *et al.*, 2008), pour les espèces prépondérantes dans les régions du projet : le pin maritime, le pin radiata, l'eucalyptus et le hêtre. Une des premières informations nécessaires à la calibration du modèle est l'évaluation de la résistance de l'appareil racinaire et du tronc de chacune de ces espèces. Pour utiliser le modèle, il est aussi nécessaire

d'avoir des cartes de vent détaillées. Ce travail fut fait en Aquitaine, au Pays Basque et dans les Asturias et validé par la confrontation avec les dégâts observés lors des tempêtes Klaus et Xynthia.

Méthode

Expérimentation de résistance à la traction

La résistance du pin maritime au vent avait déjà été étudiée en Aquitaine, mais pour les trois autres espèces, il n'y avait que très peu de données disponibles. Il a donc fallu organiser des campagnes de traction sur le terrain pour mesurer la résistance à l'arrachage des ces

espèces. Des arbres de plusieurs tailles sur des sols représentatifs de la région ont été renversés à l'aide d'un treuil automatique tout en mesurant la tension exercée pour renverser ces arbres. Une fois les arbres couchés, le tronc, le houppier et l'appareil racinaire sont mesurés pour identifier les caractéristiques les mieux corrélées à la résistance à l'arrachage.

Régime des vents

En général, le régime des vents dans une région n'est disponible que pour un nombre limité de stations météorologiques. En Aquitaine, ce problème n'est pas gênant, le faible relief permettant de faire des extrapolations entre les stations de manière relativement aisée. En revanche, la topographie accidentée de régions comme le Pays Basque rend l'exercice bien plus difficile. Par chance, le maillage de stations météorologiques dans cette région au cours des 2-5 dernières années est assez dense avec 57 stations météo étagées du niveau de la mer à 1147 m. Ces données ont permis de construire un modèle pour généraliser les paramètres Weibull A et Weibull k (nécessaires pour décrire la probabilité des différentes vitesses de vent) en fonction de l'altitude, de l'exposition et de la distance à la mer.



Figure 1 : Petit Eucalyptus globulus après arrachage montrant le capteur de force servant à mesurer la force de traction, et des inclinomètres utilisés dans la mesure d'inclinaison de la tige.

Figura1: Eucalyptus globulus de pequeño tamaño después de ser derribado, mostrando la célula de carga para medir la fuerza de empuje, junto a inclinómetros para medir la inclinación del tronco.

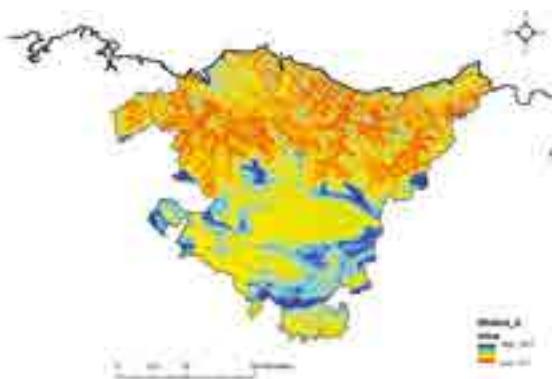


Figure 2 : Carte du paramètre Weibull A pour le Pays Basque.

Figura 2: Mapa del parámetro A de Weibull para el País Vasco.

Resultats

Les cartes caractérisant le régime des vents ont été produites pour tout le Pays Basque afin que l'aléa vent puisse être déterminé en tout point de la région. Les formules pour calculer les paramètres weibull permettant d'établir les cartes ci-dessous sont disponibles sur le site web du projet.

Au moment où ces lignes sont écrites, l'expérience de traction a été réalisée sur 24 eucalyptus (*Eucalyptus globulus*) en Asturies et 19 pins radiata (*Pinus radiata*) dans le Pays Basque en Espagne en octobre 2014. La traction des arbres sera terminée avec l'abattage de 15 hêtres (*Fagus sylvatica*) à Álava (Pays Basque) au début de 2015. Les données collectées lors de l'arrachage ont été utilisées pour paramétriser le modèle forestGALES et un exemple sur le pin radiata est montré sur la figure 3 pour illustrer de quelle façon les vitesses critiques et la période de retour (nombre d'années moyen entre les périodes de dégâts) varient avec l'âge dans une région ventée.

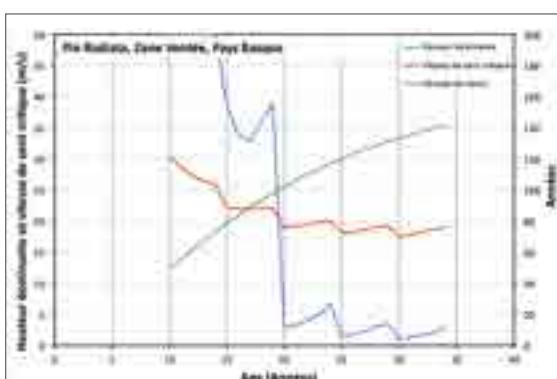


Figure 3 : Hauteur dominante, vitesse de vent critique, et période de retour pour un peuplement de pin radiata éclairci situé dans une zone ventée (crête) dans le Pays Basque.

Perspectives

Le modèle forestGALES a été utilisé pour calculer la vitesse critique de vent générant des dégâts sur tous les points de l'inventaire forestier basque en 2010. Ces données ont été confrontées à la carte des vents enregistrés pendant la tempête Xynthia le 27 février 2010 (Gaztelumendi *et al.*, 2011), fournie gracieusement par Santiago Gaztelumendi d'EUSKALMET pour comparer les dégâts prédis par le modèle et les dégâts réellement observés. Cette validation était importante pour confirmer que la carte de risque vent pouvait être utilisée de manière fiable dans la région

Recommendations

Il est recommandé que la nouvelle version de forestGALES décrite ci-dessus soit utilisée pour cartographier le risque vent pour le pin maritime, le pin radiata, l'eucalyptus et le hêtre. Cet outil peut aider à déterminer la durée de révolution et le régime d'éclaircies à appliquer aux forêts de la région. Le modèle pourrait aussi être traduit en français et en espagnol et mis à disposition en téléchargement pour les forestiers, les gestionnaires et les entreprises forestières de la région.

4.1.4. Cartografía del riesgo de tormentas en Aquitania, el País Vasco y Asturias

ES

Regiones: Aquitania, el País Vasco y Asturias

Resumen

Los vendavales causan los mayores daños en los bosques de Europa, produciendo más del 50% del total del volumen de madera dañado (Gardiner *et al.*, 2010). En el pasado, este tipo de daños se ubicaban principalmente en Europa Septentrional y Central, pero recientemente las tormentas han causado graves daños en los bosques del suroeste de Francia y del norte de España y Portugal. Las tormentas Martin en diciembre de 1999 y Klaus en enero de 2009 en Aquitania y norte de España y la tormenta Xynthia en febrero de 2010 en el oeste de Francia, norte de España y norte de Portugal son ejemplos relevantes para el Sur de Europa.

Objetivo

El objetivo de este trabajo incluido en FORRISK era desarrollar un modelo de riesgo de viento para los bosques del suroeste de Francia, norte de España y norte de Portugal. Ello requiere adaptar el modelo de riesgo de viento ForestGALES, desarrollado en el Reino Unido (Gardiner *et al.*, 2008), para las principales especies forestales del área de proyecto: pino marítimo, pino radiata, eucalipto y haya. Los requerimientos básicos para el modelo son el conocimiento de la resistencia radicular y la fuerza del tronco de las especies de interés y un mapa detallado de las características del viento en el área donde crecen las mismas. En este proyecto, nuestro objetivo fue parametrizar el modelo para las

citadas cuatro especies de interés, desarrollar un mapa detallado de las características del viento para el País Vasco y validar el modelo frente a daños realmente observados en las tormentas Klaus y Xynthia.

Establecimiento del experimento

Experimentos de derribo de árboles

Ya existe información sobre la resistencia radicular para el pino marítimo que crece en Aquitania, pero los datos para las otras 3 especies son muy escasos. Por tanto, ha sido necesario organizar estudios de derribo de árboles para medir la resistencia radicular de las mismas (Nicoll *et al.*, 2006). Se han buscado

árboles con una suficiente variedad de tamaños y creciendo sobre los principales tipos de suelos en cada región, con el fin de derribarlos usando un cable motorizado que permitiera medir la fuerza necesaria para tumbarlos en el proceso de derribo. Después de su derribo, se han realizado medidas detalladas de las características de tronco, copa y raíces (Figura 1, página 85) con el fin de encontrar características (normalmente, el peso del tronco) que estén bien correlacionadas con la resistencia radicular.

Características del viento

A menudo las características del viento en un área sólo pueden conocerse a partir de estaciones provistas de anemómetros. En Aquitania esto no es un problema de difícil solución porque como es un territorio llano, la extrapolación entre los datos de las estaciones existentes proporciona valores adecuados. Sin embargo, en áreas como el País Vasco es mucho más difícil debido a la irregularidad de su topografía. Afortunadamente, existen datos de velocidad de viento en esta región procedentes de 57 estaciones meteorológicas de la red de Euskalmet (Agencia Vasca de Meteorología) a lo largo de un periodo que oscila entre 2 y 5 años y que se encuentran situadas en elevaciones desde el nivel del mar hasta 1.147 m. Se emplearon estos datos para desarrollar un modelo estadístico para predecir los parámetros A y k de Weibull (necesarios para describir la probabilidad de diferentes velocidades del viento) mediante funciones de altitud, exposición topográfica local (TOPEX) y distancia a la costa.

Resultados

Se han realizado mapas de los parámetros que explican la velocidad del viento para todo el País Vasco (Figura 2, página 85) y que permiten el cálculo del riesgo de daño por viento para toda la región. Las fórmulas utilizadas para el cálculo de los parámetros de Weibull están disponibles en el sitio Web del proyecto.

En 2014, el apeo de árboles ha sido completado con 24 eucaliptos (*Eucalyptus globulus*) en Asturias y 19 pinos radiata (*Pinus radiata*) en Bizkaia (País Vasco). El trabajo será finalizado con el previsto derribo de 15 hayas (*Fagus sylvatica*) en Álava a principios de 2015. Los datos de eucalipto han sido utilizados para la parametrización del modelo ForestGALES. De igual manera, actualmente se están utilizando los datos de apeo de radiata.

En la Figura 3, se muestra un ejemplo de la velocidad crítica de viento para causar daño al pino radiata y el periodo de retorno (número medio de años entre eventos que causan daño), mostrando que estos parámetros cambian con la edad para un sitio expuesto al viento.

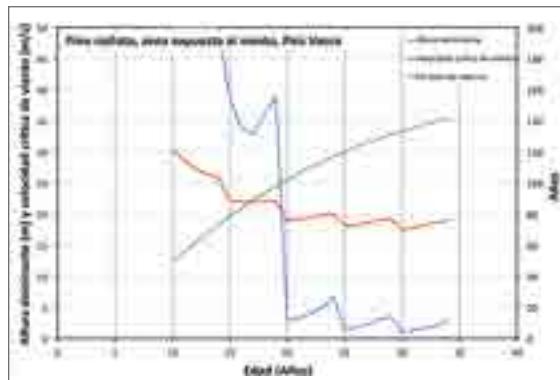


Figura 3: Altura dominante, velocidad crítica de viento y periodo de retorno para una masa aclarada de pino radiata en una zona expuesta al viento (cima de una loma) en el País Vasco.

Trabajo futuro

El modelo ForestGALES ha sido utilizado para calcular velocidades críticas de daños por viento para todas las parcelas del inventario forestal nacional del País Vasco del año 2010 y junto a las velocidades de viento observadas durante la tormenta Xynthia, ocurrida el 27 de Febrero de 2010 (Gaztelumendi *et al.*, 2011), información que fue generosamente aportada por Santiago Gaztelumendi de EUSKALMET, permitió comparar el daño predicho por el modelo ForestGALES con el daño real producido tras la tormenta. La validación del nuevo modelo de riesgo de daños por viento permite garantizar su utilización de forma fiable en la región.

Recomendaciones

Se recomienda la utilización del nuevo modelo ForestGALES, descrita anteriormente, para la cartografía de mapas de riesgo de daños por viento para los pinos marítimo y radiata, eucalipto y haya en la región. Este modelo podría ser utilizado como una herramienta de ayuda a la toma de decisiones sobre el periodo de rotación y la realización de claras en la región. El modelo debería ser, además, traducido al francés y español, y estar disponible para su descarga por parte de los propietarios, gestores, y empresas forestales de la región.

4 ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.1. Análisis del riesgo

hazi

4.1.5. Mapas de vulnerabilidad al viento y al fuego en el País Vasco, basados en el vuelo Lidar 2012

ES

Región: País Vasco

Resumen

Se han elaborado diversos Mapas de vulnerabilidad al viento y al fuego en el País Vasco, basados en la información forestal disponible, pública y gratuita. La fuente principal de información han sido el Inventario Forestal Nacional (IFN) y el vuelo Lidar 2012 propio del País Vasco.

Objetivo

Establecer una metodología, extrapolable a otras regiones españolas, con el fin de aprovechar las fuentes de información disponibles para elaborar, en este caso, diversos Mapas de vulnerabilidad a agentes de daños.

Elaboración del Mapa de riesgo de viento

El País Vasco cuenta con las siguientes fuentes de información forestal:

- Parcelas de muestreo del Inventario Forestal Nacional (IFN) de 2005 y 2011 medidas cada 10 años y ubicadas en una red UTM de 1 km*1 km.
- Vuelos completos Lidar en 2008 y 2012. Este último está incluido en el programa PNOA 2008-2012 para toda España.

Al igual que otras regiones vecinas, en los últimos años, el País Vasco ha sufrido la incidencia de las tormentas Klaus (enero de 2009) y Xynthia (febrero de 2010).

Para complementar esta información, se ha contado con un mapa de parcelas forestales afectadas por ambos vendavales, parcelas que sobre todo se concentran en la comarca Cantábrica Alavesa. Se conocen así las superficies más afectadas por ambos vendavales y se han

podido analizar qué parámetros están más directamente relacionados con la magnitud de los daños.

A partir de los datos de las parcelas de campo del citado Inventario Forestal Nacional de 2011 y el vuelo Lidar de 2012 (altura media de los rebotes situados por encima de 4 metros respecto al suelo en un radio de 25 m), se pueden estimar para cualquier masa forestal parámetros como la altura media (hm), el diámetro medio (dg) o el volumen maderable (Figura 2). También pueden estimarse otros parámetros relacionados, como la relación de esbeltez (hm/dg), la altura dominante o el área basimétrica.

Se ha comprobado, en primer lugar, que la altitud es un factor básico en la distribución de las parcelas afectadas por las tormentas, hasta los 600 metros de cota, que suelen ser el límite de plantación del pino radiata. Este hecho suele estar relacionado, en territorios montañosos como el vasco, con una mayor exposición al viento en zonas altas.

En cuanto a datos forestales, se ha podido comprobar que la relación de esbeltez es otro factor directamente relacionado con la magnitud de daños por viento. También se han encontrado otros dos parámetros directamente relacionados con la magnitud de daños por viento:

- Modelo 1: relaciona el riesgo de daños por viento con el área basimétrica
- Modelo 2: relaciona el riesgo de daños por viento con un factor basado en el tamaño del árbol medio de un arbolado, como diámetro medio o altura media

Esta misma información procedente del IFN ha sido empleada para elaborar los modelos correspondientes a otras especies vulnerables ante el riesgo de viento: eucalipto, pino marítimo y abeto douglas. Estas especies son de crecimiento rápido y hoja perenne, lo que aumenta el riesgo de derribos en vendavales invernales.

Los modelos así construidos para el pino radiata basados en el Lidar 2012 han podido aplicarse con los datos del Lidar 2008 en la misma comarca Cantábrica Alavesa y así se ha podido calcular el riesgo de derribo por viento antes de las tormentas Klaus y Xynthia (Figura 5). La aplicación de todos estos modelos a las masas forestales actuales del País Vasco ha permitido elaborar distintos mapas de vulnerabilidad al viento empleando los datos del Lidar 2012 (Figura 6).

Como cifra significativa, cerca del 28% de la superficie actual de pino radiata del País Vasco presenta alto riesgo de derribo por el viento.

Elaboración del Mapa de riesgo de incendio

Al igual que en el caso anterior, se cuenta en el País Vasco con la información procedente de las parcelas de muestreo del citado inventario Forestal Nacional de 2011 y el vuelo Lidar de 2012. Los parámetros forestales del total de las masas forestales del País Vasco se han calculado en esas parcelas de campo. Para ello se han tomado, dentro de un radio de 25 metros alrededor del punto central de cada parcela de campo, los datos del sotobosque medido en el IFN (básicamente, altura y densidad del matorral) y los rebotes del vuelo Lidar situados por debajo de 3 metros respecto al suelo. Así se han calculado parámetros como la altura media ponderada del matorral y su peso seco.

Con estos parámetros, se han podido construir dos modelos de riesgo de incendio forestal:

- Modelo 1, basado en la diferencia relativa de altura entre el arbolado y el sotobosque: alto riesgo de incendio si la diferencia entre altura media de los rebotes Lidar y la altura media ponderada del matorral es inferior a 2 metros.
- Modelo 2, basado en la diferencia relativa de

altura entre las ramas y el sotobosque: alto riesgo si la altura prevista de llama es mayor que la altura de la primera rama viva.

Estos modelos, lo mismo que otros modelos semejantes, pueden ser construidos con información forestal disponible en toda España: las propias parcelas de muestreo del inventario Forestal Nacional y el Lidar más cercano en el tiempo a ese inventario.

La aplicación de ambos modelos a la totalidad del País Vasco, empleando los datos del Lidar 2012, ha permitido elaborar distintos mapas de vulnerabilidad al incendio de las masas forestales actuales. Como primer resultado obtenido (Figura 8), los tipos de arbolado con mayor riesgo medio de incendio forestal en el País Vasco son los montes bajos y densos de quejigo y encina, junto con las plantaciones forestales jóvenes.



Figura 1: Ejemplo de parcela IFN y del volumen del cilindro del que se extraen los rebotes Lidar. (Foto: HAZI).

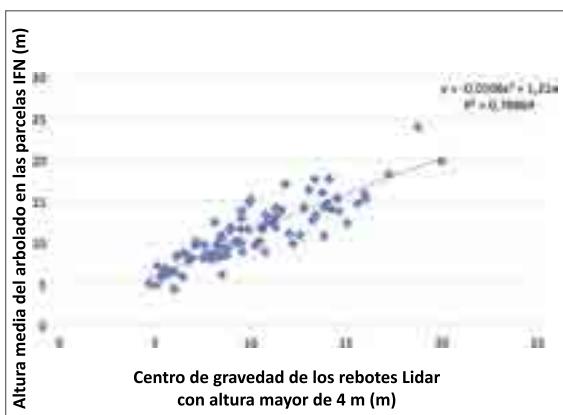


Figura 2: Ejemplo de regresión polinómica para el pino silvestre, para ajustar la altura media del arbolado de cada parcela IFN con la altura media de los rebotes situados por encima de 4 metros respecto al suelo.

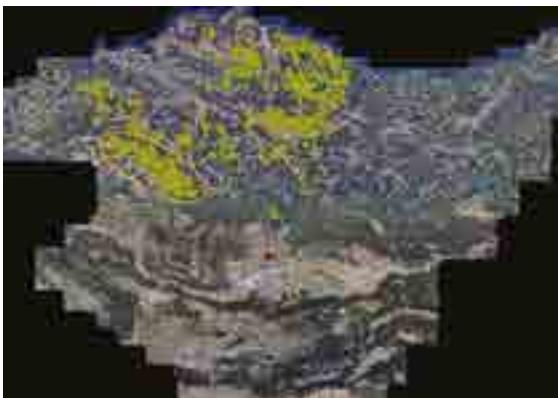


Figura 3: Parcelas afectadas por las tormentas Klaus y Xynthia en Álava y Bizkaia. La comarca Cantábrica Alavesa aparece marcada con una elipse. (Foto: HAZI).

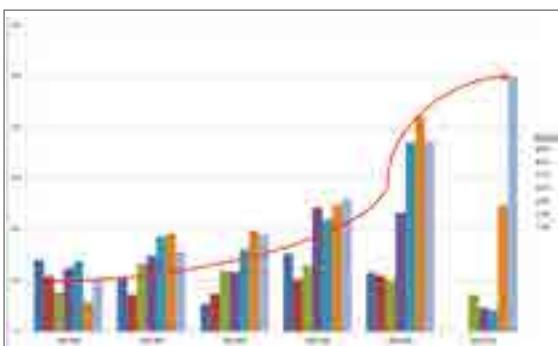


Figura 4: Probabilidad de sufrir daños por viento (eje vertical) en función de la altitud (eje horizontal) y de la relación de esbeltez HDom (dividiendo la altura dominante por el diámetro medio del pinar).



Figura 5: Mapa de riesgo de derribo por viento antes de las tormentas, generado con el Lidar 2008. (Foto: HAZI).



Figura 6: Mapa de riesgo actual de derribo por viento, generado con el Lidar 2012. (Foto: HAZI).



Figura 7: Mapa de riesgo de incendio forestal en la misma zona de Amurrio. (Foto: HAZI).



Figura 8: Zonas arboladas de alto riesgo de incendio según el mapa de vulnerabilidad elaborado. (Foto: HAZI).

Futuras observaciones

A lo largo de los próximos años se irá ajustando la fiabilidad de estos mapas a las observaciones que se vayan realizando.

Amás corto plazo, se prevé en los próximos meses realizar diversos trabajos complementarios:

- Integrar los citados Mapas de vulnerabilidad del arbolado con mapas físicos relacionados como mapas topográficos (mayor riesgo de viento en zonas expuestas, mayor riesgo de incendio en solanas de fuerte pendiente), ...
- Mapa de riesgo de incendio en áreas de matorral
- Elaboración de una Guía dirigida a propietarios y gestores forestales del País Vasco para aconsejar las posibles selviculturas mejor adaptadas a cada tipo de riesgo. Colaboración con el equipo INRA de Barry Gardiner.
- Preparación de un visor web con estos mapas
- Integración de los datos Lidar con las mediciones obtenidas con Laser 3D terrestre. Colaboración con CETEMAS (Asturias).



4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.1. Analyse du risque



4.1.6. Évaluation du risque causé par l'armillaire dans le contexte d'intensification de la sylviculture de la forêt des Landes de Gascogne

FR

Région : Aquitaine

Contexte

Parmi les différentes espèces d'armillaire présentes en forêt landaise, *Armillaria ostoyae* peut causer d'importants dégâts sur les pins maritimes à certains stades de la révolution sylvicole, notamment dans les jeunes plantations et les peuplements matures de plus de 30 ans (Figure 1). Avec le fomès (*Heterobasidion annosum sensus stricto*), ces deux champignons s'attaquant aux racines des pins, sont parmi les principales causes des dépérissements observés sur le massif selon les données du Département Santé des Forêts (DSF).

Dans un premier temps, essentiellement concentrés sur la bande littorale, une recrudescence des dégâts liés à l'armillaire est observée à l'est du massif depuis une vingtaine d'années (Aumonier, 2007).

Ces observations suggèrent que les populations de *A. ostoyae* progressent lentement à partir de foyers historiques associés aux peuplements forestiers pré-existant aux grands travaux de plantations de pins du 19^{ème} siècle, et concentrés sur le littoral et le long des cours d'eau principaux du plateau landais. Cependant, du fait d'une manifestation des dégâts limitée à certains stades du cycle sylvicole, généralement peu spectaculaires à l'échelle de la parcelle, et d'une présence dans le sol difficilement détectable en dehors des observations de mortalité, il reste difficile d'identifier l'importance de cet agent pathogène sur le massif et de confirmer cette apparente expansion.

Objectif

L'objectif de ce travail a été d'inventorier les foyers de mortalité associés à la présence d'*A. ostoyae* dans une zone au sud du bassin d'Arcachon et proche de la zone littorale où se concentrent de nombreux foyers déjà répertoriés. Cet inventaire visait à vérifier la présence hétérogène des foyers de mortalité sur le plateau landais et de tester si leur répartition spatiale était compatible avec une expansion graduelle à partir des forêts originelles d'avant le boisement du plateau landais.



Figure 1 : Mortalités associées à la présence d'*Armillaria ostoyae* dans un peuplement de pins maritimes du massif landais. (Photo : F. Labbé, INRA).

Méthode

La méthode repose sur un inventaire itinérant le long de routes et de pistes forestières. Les foyers de mortalité sont repérés à partir de l'identification visuelle d'arbres morts récemment et sur lesquels la présence de l'armillaire est notée au collet de l'arbre. Chaque foyer est cartographié à l'aide d'un GPS. Une carte d'intensité de présence de la maladie est ensuite construite par une méthode d'estimation tenant compte de l'intensité d'échantillonnage au voisinage des foyers (CERTU, 2006).

Résultats

Plus de 1100 km ont été parcourus et plus de 200 foyers de mortalité liés à au moins un arbre attaqué par l'armillaire ont été détectés. Ce premier inventaire fait apparaître deux zones plus denses au nord et au sud de la zone d'échantillonnage (Figure 2). La construction de la carte de densités confirme ces zones de fortes densités et l'absence apparente de l'armillaire dans les zones inter-fluviales (Figure 3).



Figure 2 : Inventaire des foyers de mortalité associés à la présence d'*Armillaria ostoyae* (point orange) au sud du bassin d'Arcachon. Les lignes jaunes représentent l'itinéraire de l'échantillonnage.

Des tests à affiner suggèrent une présence significativement plus importante d'*A. ostoyae* dans et à proximité des noyaux forestiers originels identifiés à partir de cartographies anciennes (cartes de Cassini du 18^{ème} siècle et cartes d'état-major du 19^{ème} siècle) (travaux en cours de la thèse Inra-Région Aquitaine de F. Labbé).

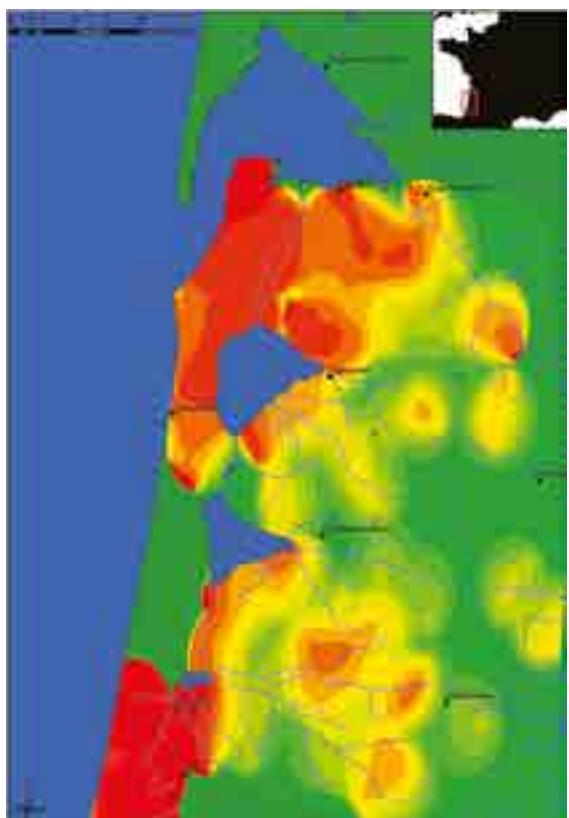


Figure 3 : Carte de densité de présence de foyers de mortalité associés à *Armillaria ostoyae* au sud du bassin d'Arcachon. Les zones non prospectées sont indiquées par des hachures. Les fortes densités d'armillaire sont mentionnées en rouge et les plus faibles en vert.

Perspectives

Cette première cartographie dans une zone où les observations de dégâts dus à l'armillaire étaient limitées à moins d'une dizaine de points sur une période de 30 ans, confirme une présence du champignon plus importante qu'attendue. Des travaux sont en cours pour estimer sur une zone d'échantillonnage plus réduite, la gravité de ces foyers de mortalité (arbre isolé ou rond de mortalité de grande superficie) et faire le lien avec les observations de la base du DSF qui ne recensent en général que les gros foyers de mortalité. Il conviendrait aussi d'évaluer cette méthode d'échantillonnage dans des zones plus éloignées du littoral où il est attendu une

présence moindre du champignon du fait de l'absence de zones forestières anciennes.

L'hypothèse d'une expansion probable du champignon à partir de quelques sources forestières originelles sera aussi testée au moyen de méthodes de génétique des populations dans le cadre de la thèse en cours de F. Labbé.

Enfin, des études sont en cours pour caractériser la variabilité de l'agressivité des souches d'armillaire du massif landais vis-à-vis du pin maritime. Les premiers résultats démontrent l'existence de quelques souches très agressives pouvant tuer en quelques mois la presque totalité de jeunes plants de pins testés. Si l'hypothèse d'une expansion récente du champignon est confirmée, différentes populations d'armillaire pourraient être présentes sur le massif. Des populations colonisatrices aux comportements parasitaires plus marqués pourraient avoir été sélectionnées au cours du temps du fait de l'homogénéité des peuplements actuels. La plupart des modèles théoriques prédisent en effet que l'agressivité d'une population de parasites tend à augmenter lorsque la transmission dans la population hôte est favorisée.

Conséquences pour la gestion

Bien que l'armillaire soit encore peu considéré sur le massif à l'exception de la zone littorale, sa possible expansion vers l'intérieur du plateau landais laisse présager une augmentation des risques dans les prochaines années et des pertes économiques de plus en plus importantes.

A l'échelle de la parcelle, un dessouchage systématique et méticuleux est préconisé dès lors que la maladie est diagnostiquée. Ce traitement reste à évaluer à long terme sur le massif. Bien que réduisant les risques de contaminations des arbres dans les premiers stades de la plantation, les infections pourraient réapparaître après quelques années et le dessouchage favoriser la dispersion de la maladie en enfouissant des fragments de racines contaminées.

En outre, dans les zones de fortes présences de la maladie, il reste à évaluer l'importance de l'installation de nouveaux foyers. Des études récentes ont montré que les spores du champignon produites à l'automne participent à l'installation de nouvelles colonies mycéliennes dans une parcelle. Les zones de fortes densités en armillaire pourraient constituer des zones de multiplication rapide de nouveaux foyers qu'il convient de surveiller

dans les prochaines années. Les observations contenues dans la base DSF complétées par des inventaires plus systématiques dans les zones d'apparente forte densité constitueraient une première cartographie utilisable pour définir ces zones de surveillance.

L'expansion de l'armillaire pose plus globalement des questions sur la nécessité de diversification des plantations du massif landais. L'homogénéité à l'échelle du massif et la replantation systématique du pin maritime sur les parcelles apparaissent comme des situations particulièrement favorables à la dispersion et à l'évolution de l'agressivité du champignon. La plantation d'autres ligneux, notamment des feuillus, peu ou pas sensibles à ce parasite racinaire contribuerait sans aucun doute à réduire ces risques. Ces plantations pourraient aussi contribuer à diminuer naturellement la pression d'inoculum sur les parcelles déjà contaminées en vue d'une replantation future en pins maritimes.



Photo : Xavier Capdevielle, INRA.

4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.1. Analyse du risque

4.1.7. Gestion du risque fomès dans les peuplements de douglas en Midi-Pyrénées et Limousin

FR

Région : Midi-Pyrénées et Limousin

Contexte

L'observation des chablis causés en 2009 par la tempête Klaus sur le Tarn, l'Aude et l'Aveyron, a montré que la majorité des arbres déracinés avaient leurs systèmes racinaires pourris, le fomès (*Heterobasidion annosum*) ayant été identifié sur la plupart d'entre eux (CRPF, 2012).

Depuis 2004, un premier bilan des dépérissements des plantations de douglas a été réalisé par le CRPF en partenariat avec le DSF grâce à l'installation et le suivi de placettes représentatives dans le Tarn et en Aveyron. Ce réseau donne une bonne image de l'évolution de l'état sanitaire des douglasaias suite à la canicule de 2003, mais les causes ne sont pas étudiées.

Dès 1994, les premières mortalités sont signalées sur de jeunes plantations succédant à des pessières contaminées, le taux de mortalité atteignant 20 % des plants. Des fructifications de fomès sont souvent trouvées au niveau du collet des plants morts.

Or, ce champignon paraît impliqué de façon certaine dans au moins 40 % des mortalités recensées dans des futaines de douglas du Tarn depuis le début des années 1990.

Objectif

Ce projet comprend trois parties, test du ROTSTOP™ (<http://www.arole-pfb.fr/produits-foret/fongicide/rotstop/>, Soutrenon *et al.*, 2000), nouveau produit homologué contre le fomès, état des lieux des contaminations, et corrélation entre état des houppiers et niveau de contamination des racines et dynamique du fomès dans les systèmes racinaires.

Protocole

Test ROTSTOP™ : Cette étude a montré que le ROTSTOP™ est un substitut satisfaisant aux produits anciennement utilisés. En effet, les 2 sites d'études présentant respectivement 50 souches traitées au ROTSTOP™, puis inoculées par une suspension de spores de fomès, ont montré une efficacité de 74 % sur l'un des sites et 100 % sur l'autre.



Figure 1 : Préparation et épandage du ROTSTOP™. a) Traitement ROTSTOP™ et colorant TURF. b) Préparation de la bouillie dosée à : 1 g de ROTSTOP™/litres d'eau/m². c) Application du traitement sur souches fraîches à l'aide d'un pulvérisateur.

Type 1	Type 2	Type 3	Type 3+
Sain : duramen et aubier circulaires et distincts	Excavations sur le pourtour du duramen	Colorations plus foncées des excavations au-delà du duramen	Tâches intégrées au duramen et décolorations blanchâtres
Type 4	Type 5	Type 6	Type 7
Tâches isolées de résines dans le sain des cernes	Tâches isolées de résine radiales (un ou plusieurs cerne)	Tâches isolées de résine non lié à un cerne	Colocation en flamme au centre (lié à un cerne)

Relation entre état du houppier et présence de fomès.

Figure 2 : Typologie des tâches d'altération du fomès sur douglas.

A partir de ces descriptions des tâches de décolorations du bois (aubier et duramen), il sera possible d'en tirer des éléments de l'importance de la contamination par le fomès. L'observation a concerné 250 souches d'arbres à des âges différents (éclaircies ou coupes définitives).

Observations des souches et des systèmes racinaires : 20 souches ont été déracinées à la pelleteuse, pour ensuite être décortiquées afin d'identifier les zones de décoloration, et donc de progression de la contamination par le fomès.

Mais au total, sur les 250 arbres dont les houppiers ont été observés puis coupés, **60 %** des souches offrent différents degrés d'altération entre l'aubier et le duramen et seulement 39 % des arbres sont indemnes de fomès. Le fomès est très présent, mais le diagnostic ARCHI ne suffit pas pour déceler sa présence.

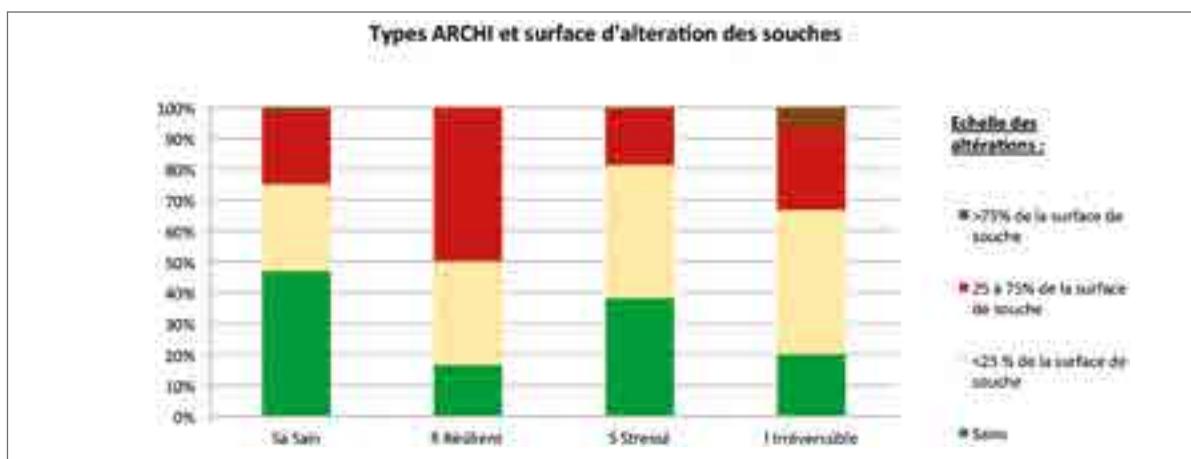


Figure 3 : Corrélation entre les catégories ARCHI et les altérations des souches par les champignons.

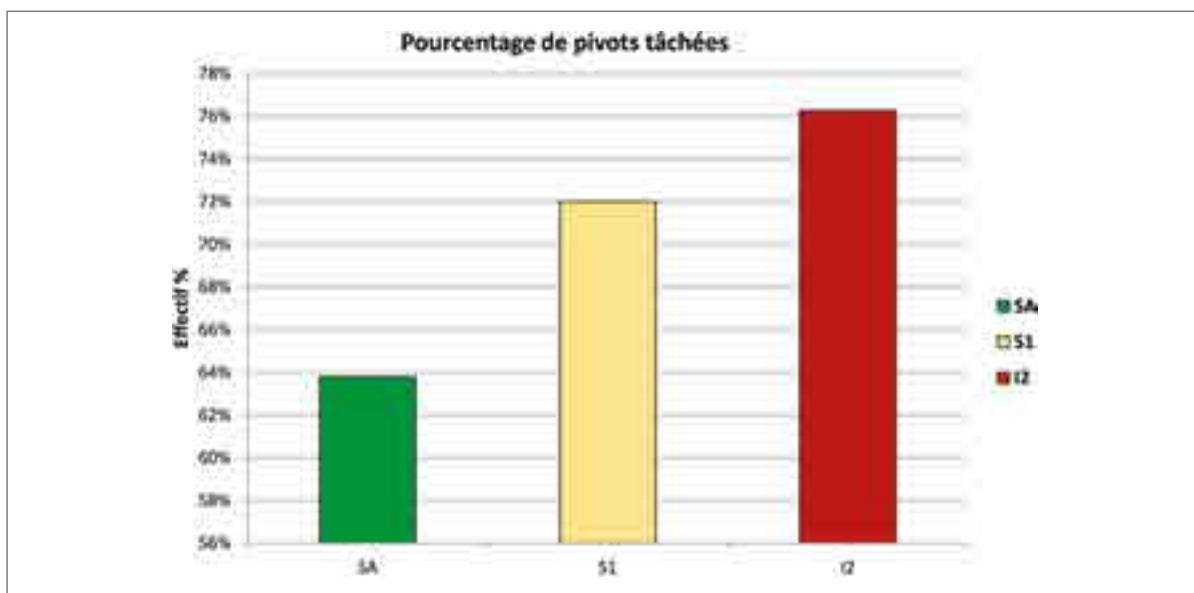


Figure 4 : Pourcentage de pivots tâchées et classés par classe de ARCHI.



Figure 5 : Souche de douglas avec pivot altéré.
(Photo : CNPF/IDF).

Observations à venir

Lors d'une étude réalisée en 2002, par le CRPF Midi-Pyrénées, sur 41 peuplements, soit 150 hectares de forêts tarnaises représentatives, 46 % d'entre eux présentaient du fomès sur souche d'éclaircies. Dans 53 % des parcelles présentant des dépréisements ou des mortalités, le fomès est présent.

Cela indique que le fomès n'est certainement pas responsable de l'ensemble des mortalités observées dans les peuplements de douglas du Tarn, mais il y contribue fortement. Les risques de maladie et la sensibilité des arbres aux attaques de fomès dépendent aussi des conditions du milieu.

D'autre part, moins de 1 % des arbres sont altérés à plus de 75 % de la surface de souches

ce qui appuie le fait que peu de purges sont effectuées à cause du fomès. Le fomès ne cause pas de pertes économiques importantes. En revanche, sur les arbres âgés, les altérations du fomès sont plus importantes.

Cependant, compte tenu de l'âge des douglas, et les grandes surfaces où le fomès est présent, on peut s'attendre avec le vieillissement des arbres à une augmentation des altérations.

Aujourd'hui, le fomès est plus un facteur d'affaiblissement de la stabilité des arbres par l'altération des systèmes racinaires.



Figure 6 : L'équipe (Photo: CNPF/IDF).



4 ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.1. Análisis del riesgo



4.1.8. Uso de imágenes aéreas para la detección de decaimiento de árboles en masas forestales

ES

Región: Galicia

Antecedentes

Fusarium circinatum, *Bursaphelenchus xylophilus*, *Gonipterus platensis* son ejemplos de patógenos de gran impacto que influyen en las políticas forestales y las actividades selvícolas. Las empresas y las Administraciones invertieron, invierten e invertirán gran cantidad de dinero en programas de vigilancia, control y erradicación de estos patógenos. La detección en grandes superficies de terreno a través del análisis de imágenes tomadas por aviones pilotados en remoto (Remotely Piloted Aircraft Systems o RAPS, en inglés) o satélite abaratarían costes en vigilancia fitosanitaria al permitir la detección de árboles en decaimiento en el inicio de la propagación de las enfermedades. Esta capacidad, permitiría retirar árboles sintomáticos y asintomáticos, e iniciar los protocolos de control contra brotes virulentos.

Objetivo

Dentro del desarrollo del proyecto se pretende establecer relaciones experimentales precisas entre variables fisiológicas asociadas a estrés o daño (biótico o abiótico) e Índices de Vegetación (Vegetative Index VI, en inglés) derivados de datos espectrales de imágenes aéreas. A corto plazo, se pretende realizar valoraciones tempranas y previsuales de daños en el bosque con la ayuda de técnicas de teledetección.

Protocolo experimental

Tras la búsqueda de un monte adecuado (con árboles afectados y no afectados en sitios de condiciones ambientales homogéneas, como exposición, densidad, material genético plantado, etc.) nos centramos una masa juvenil de *Pinus pinaster* Ait afectada por *Armillaria mellea*, situada en el Noroeste de España. El monte de estudio es el Monte Vecinal en Mano Común de Peña de Francia, Dozón, Pontevedra, España. En 2010, varios focos de *Armillaria*

mellea fueron detectados. Después de retirar los árboles muertos las calvas resultantes se podían ver desde imágenes aéreas (Figura 1). El área de estudio fue de 12,5 ha. La densidad inicial de la plantación fue de 1111 pies/ha y, hoy día, la plantación tiene 14 años.



Figura 1: Área de estudio de campo con indicación de claros afectados por *Armillaria mellea* (TRAGSATEC).

En primer lugar, se realizó una campaña de toma de imágenes multiespectrales, que incluía la georeferenciación precisa de las imágenes tomadas. Se midió la reflectancia en una serie de diferentes longitudes de onda y se calcularon los VI (Tabla 1). La resolución final de las imágenes georeferenciadas sería de 10 cm.

Index	Author
ARI_700: Anthocyanin reflectance index 700	Gitelson <i>et al.</i> , 2001
ARI_NIR: Anthocyanin reflectance index NIR	Gitelson <i>et al.</i> , 2001
PRI: Photochemical Reflectance Index	Gamon <i>et al.</i> , 1992
NDVI: Normalized Difference Vegetation Index	Rouse <i>et al.</i> , 1973
GNDVI: Green Normalized Difference Vegetation Index	Gitelson <i>et al.</i> , 1996

Tabla 1: Índices de vegetación VI usados para detectar decaimiento en árboles.

Del análisis anterior un gradiante de valores de VI se observó de Noroeste a Sureste a nivel del conjunto de la masa. Debido a problemas de borrosidad y en menor medida de desalineamiento de bandas (de distintas longitudes de onda) se decidió trabajar con una sola escena en vez de con el conjunto del mosaico. La escena seleccionada presentaba una zona visiblemente afectada, identificada por un claro casi sin árboles, y otras zonas alrededor con árboles bien desarrollados, por lo que muestras de árboles a lo largo de transectos de dentro del claro a fuera del mismo deberían presentar diferentes valores de VI, y por consiguiente, mostrarían el lugar activo de avance de la enfermedad.

También, se tomaron parámetros fisiológicos en esos mismos árboles muestrados para determinar feadamente el estado de decaimiento de cada uno de ellos: relativo a estrés por sequía (potencial hídrico a mediodía) y relativo al funcionamiento de la fotosíntesis (cosecha cuántica máxima y el índice de comportamiento -Performance Index- según lo definió Strasser *et al.*, en 2004).



Figura 2: Configuración del muestreo de árboles en dos transectos de dentro a fuera del mismo, pasando de un área afectada a otra no afectada (Foto: M.J. Checa, TRAGSATEC).



Figura 3: Campaña de medición multiespectral a bordo de RAPS (Fotos: M.J. Checa, TRAGSATEC).



Figura 4: Mediciones fisiológicas de campo para testar feacientemente el decaimiento de los árboles: potencial hídrico a mediodía con una bomba de presión Scholander y capacidad fotosintética de las acículas con un fluorímetro (Fotos: FJ Lario, TRAGSA).

Resultados iniciales y observaciones futuras

Las medidas fisiológicas de campo a lo largo de los transectos indicaron que un frente de la enfermedad oculta estaba actuando en árboles asintomáticos. La baja densidad de las copas supuso un problema en el análisis de imágenes ya que las reflectancias del sotobosque aparecían mezcladas con las del propio árbol, por lo que un pixel podría estar configurado por la reflectancia de copa arbórea y matorral en este tipo de copas poco densas. Se espera conseguir pronto la segregación informática de los pixels de copa válidos para comprobar las relaciones definitivas.

4 ANÁLISE DO RISCO E FERRAMENTAS DE AJUDA À DECISÃO

4.1. Análise do risco



4.1.9. Desenvolvimento de um mapa de risco para *Gonipterus platensis* em Portugal

PT

Região: Portugal

Fundamento

Os mapas de risco podem constituir uma ferramenta útil à decisão na gestão de pragas, em particular quando se trata de espécies invasoras (Venette *et al.*, 2010). Os mapas são ainda ferramentas muito vantajosas do ponto de vista de comunicação visual permitindo descrever o local onde as espécies exóticas poderão ter maior impacto. No caso do gorgulho do eucalipto *Gonipterus platensis* (Marelli), sabe-se que a incidência dos estragos em Portugal está relacionada com factores climáticos e topográficos, que serão indirectamente determinados pela baixa eficácia do parasitóide dos ovos *Anaphes nitens* (Hymenoptera, Mymaridae) (Reis *et al.*, 2012). Neste trabalho procurou-se modelar as áreas de maior risco para *G. platensis* em função de variáveis climáticas e topográficas e reproduzir o modelo num mapa de risco.

Objectivo

Definir um modelo e mapa de risco para Portugal continental exprimindo a probabilidade de ataque de *G. platensis* em função de variáveis climáticas e topográficas.

Método experimental

Foi construída uma base de dados com valores dendrométricos e topográficos recolhidos entre 2010 e 2013, em 14.948 parcelas do inventário de *Eucalyptus globulus* da ALTRI FLORESTAL (Figura 1). Nas mesmas parcelas foi amostrada a presença de estragos por *G. platensis* através de classes de desfolha.

Para a modelação destes dados usou-se uma regressão logística recorrendo à função *glm* da linguagem R, considerando como variável binomial resposta, a presença ou ausência de ataque por *G. platensis*. Como variáveis preditivas usaram-se variáveis topográficas: declive (d), exposição (exp), classes de altitude

(DTM), e climáticas: precipitação (P), média das temperaturas mínimas e máximas dos três meses mais quentes (TminQ e TmaxQ) e dos três meses mais frios (TminF e TmaxF) e radiação (R). Foram utilizadas duas bases climáticas, Worldclim (Hijmans *et al.*, 2005), e a base de dados estimados pelo "Hadley Centre for Climate Prediction and Research" HadRM3Q0 (Collins *et al.*, 2006). Figura 1 - Mapa de Portugal com a distribuição dos 14.949 pontos amostrados entre 2010-2013.

Numa análise prévia excluíram-se variáveis muito correlacionadas ($r > 0.90$). A seleção de variáveis baseou-se nos resultados de significância fornecidos pela função *glm*, obtidos pelo teste de Wald, confirmados por testes de hipóteses baseados na distribuição dos desvios entre os modelos saturados (envolvendo todas as variáveis) e os modelos reduzidos (após eliminação da variáveis não significativas) (Tarpey, 2012).



Figura 1: Mapa de Portugal com a distribuição dos 14.949 pontos amostrados entre 2010-2013.

Resultados

Para a base de dados Worldclim foram selecionadas as variáveis P, TmaxQ, TminQ, TmaxF, e classes DTM. Para a base de dados HadRM3Q0 foram selecionadas estas variáveis mais duas outras, R e TminF.

Com as estimativas dos parâmetros, e os valores climáticos estimados no Worldclim para Portugal Continental construiu-se um modelo de risco que reflete a probabilidade de ocorrer ataque pelo gorgulho do eucalipto (Figura 2).

O mapa de risco obtido com os dados do Worldclim, prevê que 40% da superfície do território está sob elevado risco de ataque por *G. platensis* (probabilidade superior a 0.6), compreendendo sobretudo as regiões do Centro, Norte e Interior do país, mas também algumas regiões no Sul (Figura 2). Uma parte das regiões de maior risco, Centro e Noroeste, incluem zonas onde atualmente se concentram áreas importantes de plantações de eucalipto.

O mapa de risco mostrou uma boa concordância com o universo amostrado. Efetivamente, 96% das amostras recolhidas em locais de risco

mais baixo (0-0.2) correspondem a parcelas sem ataque, enquanto 82% das amostras recolhidas nos locais de risco mais elevado (> 0.8) correspondem a parcelas que apresentam alguma intensidade de ataque pelo gorgulho (1, 2 ou 3).

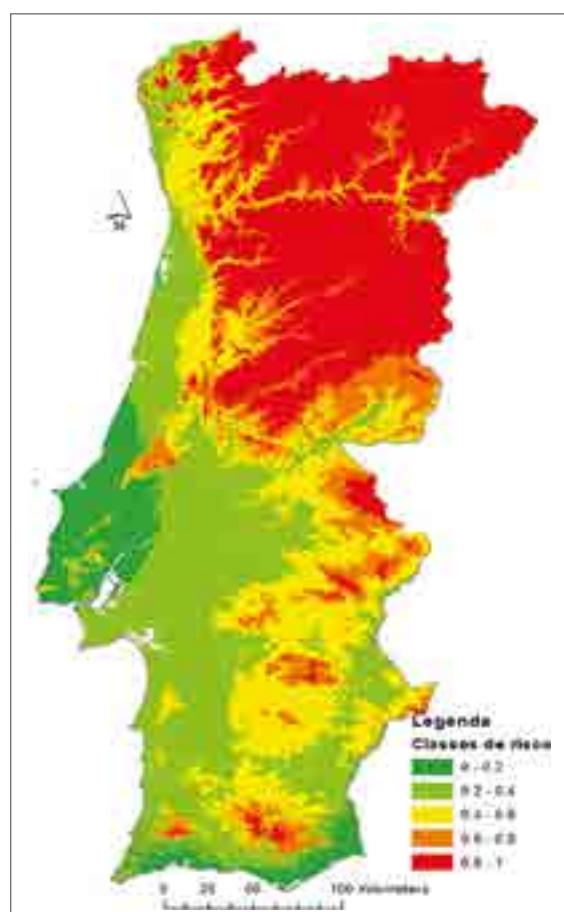


Figura 2: Mapa com as classes de risco de ataque de *G. platensis* a *E. globulus*, a partir de dados climáticos obtidos no Worldclim.

Conclusões/Recomendações

A construção de um modelo de risco permitiu seleccionar um conjunto de variáveis climáticas e topográficas que permitem prever as regiões de maior risco para esta praga. As variáveis selecionadas estão de acordo com resultados obtidos num trabalho anterior (Reis et al., 2012). Este tipo de abordagem pode ser interessante na decisão do uso do solo para plantações de eucalipto e na seleção de materiais adequados nas zonas de maior risco. Resta-nos saber se os dois conjuntos de variáveis climáticas prevêem resultados semelhantes. Será ainda interessante aplicar este exercício a condições futuras de acordo com os modelos de alterações climáticas esperadas para esta região.



4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.2. Outils de modélisation



INSTITUT TECHNOLOGIQUE

4.2.1. Evaluer l'impact de différentes pratiques sylvicoles sur la résistance au vent du pin maritime

FR

Région : Aquitaine

Contexte

Région Aquitaine (Sud-Ouest de la France). A partir de nos essais touchés par les tempêtes de 1999 et de 2009, nous aimions savoir si les effets observés dépendent de certaines caractéristiques dendrométriques (liées à l'arbre) et des pratiques de sylviculture.



Figures 1 : Dégâts de tempête sur les essais FCBA en Aquitaine (France) après la tempête Martin en 1999. (Photos : J.M. de Boissoso, FCBA).

Objectif

Produire un modèle de probabilité de résistance au vent en fonction de caractéristiques sylvicoles et de caractéristiques de l'arbre.

Méthode

Il s'agit d'essayer de trouver des interprétations au fait que l'arbre puisse être touché par la tempête. Il y a donc un facteur à expliquer par un certain nombre de facteurs. Ici, le facteur à expliquer est le fait que l'arbre soit coupé ou non après la tempête. La note Chablis nous indique de quelle manière l'arbre est touché par la tempête (Tableau 1, Figure 1). Les arbres qui ont la note 1 et 2 ne seront pas coupés après la tempête alors que les autres le seront.

Note Chablis	Description de l'arbre	Signification
1	Droit	pas atteint
2	penché <20° / verticale	penché mais peut rester à la prochaine éclaircie
3	penché >20° / verticale	penché, doit être enlevé
4	Arraché	doit être enlevé
5	Cassé (volis)	doit être enlevé

Tableau 1 : Définition de la note Chablis.

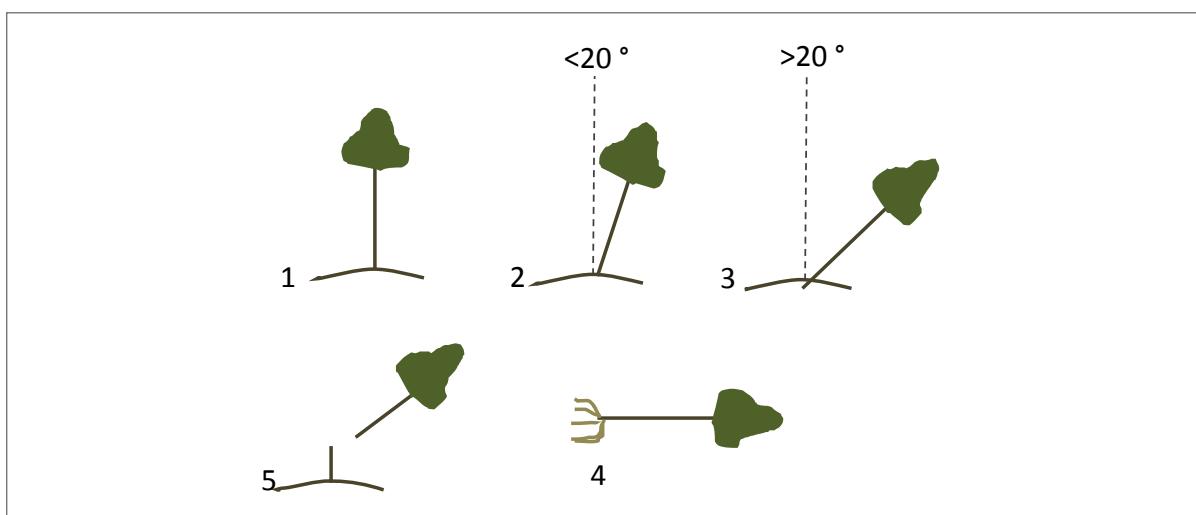


Figure 2 : Description de la note Chablis du tableau 1.

Les facteurs explicatifs testés sont ceux pour lesquels nous avions des informations. Ils sont de différents types :

Essai	Effet du site (N° d'essai)
Age	Age des arbres au moment de la tempête (ans)
Circonférence	Circonférence au moment de la tempête à 1m30 (cm)
Densité	Densité au moment de la tempête (nombre de tiges par ha)
Méthode de régénération	Semis naturel, semis en ligne, plantation en ligne, plantation en bande
Type de lande	Lande sèche, lande mésophile, lande humide
Tempête	1999 (Martin) ou 2009 (Klaus)

Tableau 2 : Descriptif des facteurs explicatifs testés pour les 24 essais analysés et les 13 modèles statistiques testés.

Une méthode de modélisation statistique a été utilisée (modèle de régression logistique et validation croisée) afin de tenter d'analyser notre facteur à expliquer en fonction des facteurs explicatifs. Il s'agit de construire plusieurs modèles statistiques : un pour chaque facteur explicatif testé, d'autres avec plusieurs facteurs ensemble, d'autres avec des interactions entre facteurs explicatifs. Puis on teste l'adéquation de ces modèles avec les données du facteur à expliquer (ici coupé ou non) pour voir celui qui représente le mieux ces données. Treize modèles statistiques ont été testés (Tableau 2). Au total 24 essais et 34381 arbres ont été testés parmi notre réseau d'essais.

Model	
Youden	13
IC_min	0,1923
IC_max	0,1855
Kappa	0,2115
Kappa_ICmin	0,3075
Kappa_ICmax	0,2791
	0,3295

Tableau 3 : Coefficient pour le meilleur modèle testé (avec tous les facteurs explicatifs).

La capacité du modèle à traduire la réalité est notée par les indices de Youden et Kappa. Si l'indice vaut 1 c'est parfait, s'il vaut 0 c'est qu'il n'est pas bon. Ici le meilleur modèle (Tableau 2) a des indices très proches de 0. Le meilleur modèle testé n'est donc pas capable de traduire la réalité.

Il ressort de notre analyse que pour l'échantillon testé et les facteurs testés, aucun facteur ne peut expliquer le fait que les arbres soient coupés ou non après la tempête. Cependant, il est à noter que pour l'échantillon testé, la gamme de valeur des paramètres n'est pas entièrement explorée.

Résultats

Sur l'échantillon des 24 essais (34 381 arbres) testés, l'analyse effectuée n'a pas permis de mettre en évidence d'effet significatif des huit facteurs testés à savoir : site de l'essai, âge, circonférence, densité, méthode de régénération, type de lande et tempête (Martin ou Klauss) pouvant expliquer les différences observées sur la stabilité des arbres face au vent, en considérant d'une part, les arbres fortement déstabilisés (regroupement des notes 3, 4 et 5) qui ont été donc obligatoirement "coupés et récoltés" et d'autre part, les arbres pas ou peu déstabilisés (notes 1 et 2 regroupées) qui ont pu être maintenus.



4 ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.2. Herramientas de modelización



4.2.2. Modelos de estimación de biomasa arbórea y predicción del riesgo de incendio en masas de coníferas gestionadas bajo una selvicultura de podas y claras

ES

Región: Asturias

Antecedentes

Los incendios forestales son una amenaza común en la mayoría de los países europeos (p.e., Schmuck *et al.*, 2012). Este problema se acentúa en el noroeste de España donde la combinación de causas antrópicas y elevadas cargas de combustible favorecen el riesgo de incendio. La importancia de estos eventos en la zona sugiere la necesidad de programas de gestión del combustible para reducir la propagación y severidad de los incendios. La realización de una selvicultura de podas y claras en las masas forestales puede modificar la estructura del combustible, reduciendo su inflamabilidad mediante la ruptura de la continuidad vertical y horizontal del combustible; aspecto que por tanto debe ser considerado por los gestores forestales. Por otra parte, para una protección óptima de los bosques es necesaria una gestión del riesgo de incendio basada en el conocimiento del terreno, ya que la modelización y estudio del comportamiento de un incendio y la simulación de la propagación del fuego son totalmente dependientes del factor espacial (Finney, 2003). Por ello, la generación de mapas de combustible resulta esencial (Keane *et al.*, 2001). En este sentido, los sistemas LiDAR (*Ligth Detection and Ranging*) aerotransportados han demostrado su capacidad para la estimación y posterior mapeado de variables estructurales del complejo de combustibles de copa (carga de combustible disponible, densidad aparente del dosel y altura de la base del dosel) y de otras que influyen en el comportamiento del fuego de copas (altura de la masa y fracción de cabida cubierta), a lo largo de extensas áreas forestales (p.e., Andersen *et al.*, 2005 y González Ferreiro *et al.*, 2014). Así, la utilización de sistemas LiDAR supone una alternativa al trabajo tradicional de campo para la estimación de las características del combustible, aportando además, información espacialmente explícita para cada unidad de superficie del territorio y permitiendo su utilización en simuladores del comportamiento del fuego en los que se incluye, entre otros, el factor espacial (p.e., FARSITE (Finney, 2004) y FlamMap (Finney, 2006)).

Objetivo

El objetivo principal de este estudio (dentro del proyecto FORRISK) es modelizar, en masas de coníferas gestionadas con podas y claras, las principales variables estructurales del complejo de combustibles de copa; ya que son fundamentales a la hora de evaluar el riesgo potencial de un incendio forestal.

La modelización se realiza estableciendo relaciones empíricas entre estadísticos extraídos de la nube de datos LiDAR aéreos y sus correspondientes mediciones en campo. Además, se analiza el efecto de los tratamientos selvícolas sobre las principales variables dasométricas a nivel de masa y también sobre los estadísticos extraídos de los datos LiDAR.

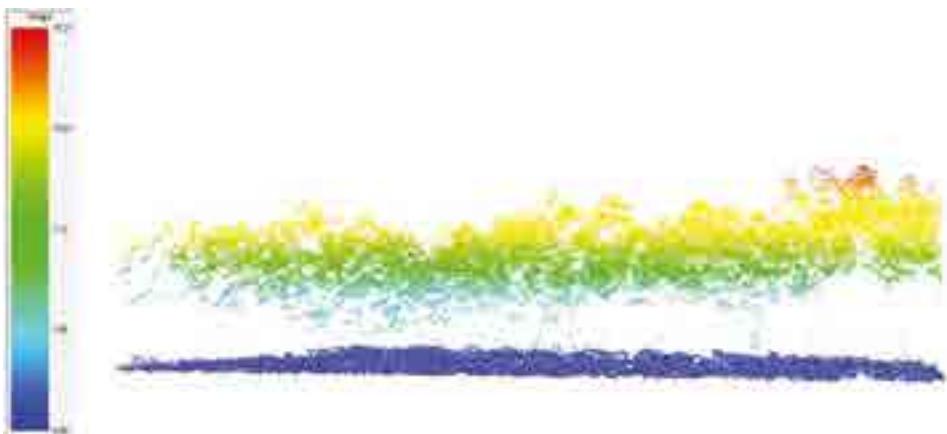


Figura 1: Nube de puntos normalizado para datos LiDAR de 8 pulsos m^{-2} en la subparcela control del monte de Barcia.

Dispositivo experimental

El dispositivo de parcelas empleado contó con 8 sitios de ensayo de podas y claras, cuyo diseño experimental ha sido mostrado en la sección 3.3.1. Esta red de parcelas cubre masas puras regulares de *Pinus radiata* y *Pinus pinaster*, siendo representativas, en cuanto a sitios y calidades, de la mayor parte del área de distribución de ambas especies en Asturias. Con el fin de simplificar esta sección, se analizan aquí únicamente los datos procedentes de las subparcelas de *P. pinaster* gestionadas de forma intensiva en el marco del proyecto FORRISK. Éstas cubrieron todas las alternativas selvícolas (podas y claras) realizadas en campo (ver Figura 1, sección 3.3.1.). En todos los casos, se intentó asegurar una superficie mínima para cada subparcela de muestreo de 1000 m^2 , según recomienda Frazer (2011).

Caracterización de la masa: Variables estimadas a partir del inventario de campo

Los datos de campo fueron tomados en el invierno 2013-2014. En todos los árboles de cada subparcela se midieron: diámetro normal, altura total y alturas de copa viva y muerta. A continuación se estimaron variables estructurales del complejo de combustibles de copa usando las ecuaciones de Gómez-Vázquez *et al.* (2013), según las siguientes definiciones: CFL (carga de combustible disponible), CBD (densidad aparente del combustible en el dosel de copas), estas dos últimas según los criterios de Van Wagner (1977) y Sando y Wick (1972), de modo que cuando se usa este criterio se denominarán CBD y CBH efectivos(CBDe y CBHe). En este estudio el combustible disponible fue definido para las fracciones de acículas y ramas finas (hasta 6 mm de diámetro). La biomasa de las fracciones finas se estimó utilizando las ecuaciones de Hevia Cabal (2013).

Caracterización de la masa: Variables LiDAR

Los datos LiDAR fueron obtenidos en septiembre de 2013 utilizando un sensor Leica ALS50 II, con un máximo de 4 retornos por pulso. En la Tabla 1 se muestran los valores de densidad de muestreo LiDAR y las coordenadas de los centroides de las masas de *P. pinaster* gestionadas de forma intensiva.

Masas forestales	Coordenada X (m)	Coordenada Y (m)	Densidad media LiDAR (primeros retornos m^{-2})
Valsera	724,896	4.826,454	8
Barcia	703,633	4.821,205	8
Monteagudo	733,935	4.823,075	16
Urias	673,795	4.771,081	8

Tabla 1: Densidad promedio de muestreo LiDAR y coordenadas X e Y UTM 29T (Sistema de referencia ETRS89) de los centroides de las masas de gestión intensiva de *P. pinaster* estudiadas.

Se utilizó el software FUSION V. 3.4.2. (McGaughey, 2014) para el filtrado, interpolación, generación de los Modelos Digitales de Elevación (MDE) y de copas (MDC) y la Nube de Datos con Altura Normalizada (NDAN) así como para el cálculo de los estadísticos LiDAR que servirán como variables explicativas en la modelización (ver en González Ferreiro *et al.*, (2014)) una descripción completa de los estadísticos utilizados y de la metodología).

Análisis estadístico

Se realizaron tres tipos de análisis estadísticos: a) Análisis de la varianza (ANOVA) y test Tukey para estudiar la influencia de la intensidad y tipos de clara (control, selectiva —150 pies ha^{-1} árboles de porvenir— y baja fuerte —30 40% de área basimétrica eliminada—) sobre las variables de masa, variables estructurales del complejo de combustibles de copa y estadísticos LiDAR; b) Análisis de regresión lineal múltiple, usando el método de mínimos cuadrados ordinarios y selección paso a paso de las variables explicativas para la construcción de cada modelo y posterior validación cruzada del modelo finalmente propuesto para cada variable dependiente (todas y cada una de las variables estructurales del complejo de combustibles de copa) y c) Análisis discriminante no paramétrico

utilizando árboles de regresión con el fin de determinar la importancia de cada estadístico LiDAR en la estimación de las variables estructurales del complejo de combustibles de copa.

Resultados

A continuación se presentan algunos de los resultados correspondientes a los análisis estadísticos *a* (Tabla 2) y *b* (Tabla 3).

La variable CBD mostró diferencias significativas en cuanto a la media entre las parcelas de control (no aclaradas) y las parcelas con clara selectiva y también entre las parcelas de control y las parcelas con clara baja fuerte. Los estadísticos LiDAR PAR_{Ahmode} , PFR_{Ahmode} mostraron diferencias significativas entre el control y la clara selectiva y también entre el control y la clara baja fuerte (Tabla 2).

Los resultados de la modelización de las principales variables estructurales del complejo de combustibles de copa ($R^2 > 0,92$) demostraron el potencial de los datos LiDAR aerotransportados para estimar variables relacionadas con el riesgo de incendios en masas gestionadas de *P. pinaster* en el arco atlántico (Tabla 3).

Variables de masa	Tratamiento			Estadísticos LiDAR	Tratamiento		
	Control	Selectiva	Baja Fuerte		Control	Selectiva	Baja Fuerte
W_{cff}	18,54 ^A	11,90 ^A	12,87 ^A				
CFL	0,8540 ^A	0,5143 ^B	0,5583 ^{AB}	PAR_{Ahmode}	32,92 ^A	23,69 ^B	20,93 ^B
CBH	5,0935 ^A	5,6858 ^A	5,6970 ^A	PFR_{Ahmode}	45,22 ^A	32,30 ^B	28,92 ^B
CBD	0,1748 ^A	0,1105 ^B	0,1188 ^B	PFR_{A2}	87,26 ^A	70,92 ^B	72,21 ^B
CBHe	3,7383 ^A	4,0453 ^A	4,0650 ^A	$AR_{Ahmode}: FR$	45,24 ^A	32,40 ^B	28,92 ^B
CBDe	0,1353 ^A	0,0825 ^B	0,0878 ^{AB}	$AR_{A2}: FR$	88,79 ^A	71,90 ^B	73,38 ^{AB}

Donde W_{cff} es la biomasa de fracciones finas de copa ($Mg ha^{-1}$), CFL es la carga de combustible de copa ($kg m^{-3}$), CBH es la altura de la base de la copa (m), CBD es la densidad aparente de copa ($kg m^{-2}$), CBHe es la altura de la base de la copa "efectiva" (m) y CBDe es la densidad aparente de copa "efectiva" ($kg m^{-2}$).

Tabla 2: Resultados de Análisis de la varianza (ANOVA) y test Tukey ($P \leq 0.05$) para los diferentes tipos de claras. A la izquierda^A: Valores medios de las variables estructurales del complejo de combustibles de copa para los diferentes tipos de claras. A la derecha^B: valores medios de los estadísticos LiDAR para los diferentes tipos de claras (sólo se presentan aquellos estadísticos que mostraron medias significativamente diferentes para alguno de los tipos de tratamientos).

Variable dependiente	Variable independiente	Estimación del parámetro	Error estándar	Modelo ajustado		Validación cruzada	
				RMSE	R ² _{adj}	REMC	MEF _{adj}
W _{cff}	Intercept AR _{A2} : FR h ₁₀	-27,4691 0,3286 2,6117	3,7143 0,0403 0,4763	1,3788	0,9210	1,8220	0,8621
CFL	Intercept AR _{A2} : FR h ₀₅	-1,1754 0,01578 0,1055	0,1057 0,0011 0,0134	0,03969	0,9648	0,05880	0,9228
CBH	Intercept AR h _{Ikurt}	6,3172 0,00007425 -24,8696	0,7630 0,0000075 5,1851	0,3489	0,9391	0,4824	0,8836
CBD	Intercept AR _{A2} :FR h ₀₁	-0,1800 0,003070 0,01784	0,0231 0,0002512 0,00297	0,00892	0,9446	0,01342	0,8747
CBHe	Intercept AR h _{Ikurt}	4,4102 0,00004070 -13,7009	0,4027 0,00000396 2,7365	0,1842	0,9435	0,2501	0,8951
CBDe	Intercept PFR _{A2} h ₀₁	-0,1801 0,002800 0,01587	0,0221 0,0002451 0,00277	0,00832	0,9373	0,01277	0,8522

*Ver descripción de cada variable dependiente en Tabla 2.

Tabla 3: Estimación de los parámetros, errores standard y estadísticos de bondad del ajuste para los modelos ajustados relacionando las principales variables estructurales del complejo de combustibles de copa e información LiDAR.

Conclusiones

Las intervenciones selvícolas, como las podas o las claras pueden modificar la estructura del complejo de combustible, haciéndolo menos inflamable. El mapeo de los rodales aclarados y sin aclarar, podados y sin podar a partir de datos LiDAR proporcionaría información útil para los gestores forestales. Se deben llevar a cabo investigaciones más profundas, pero se ha demostrado que algunas variables LiDAR relacionadas con el cierre de copas podrían ser interesantes para este fin. Por otro lado, los modelos proporcionados para la estimación de variables estructurales del complejo de combustibles de copa pueden utilizarse para generar mapas que informen del tipo y cantidad de combustible, y éstos podrán ser útiles para modelizar y simular el comportamiento del fuego, para el estudio del riesgo de incendio y facilitar la toma de decisiones en programas de gestión del combustible forestal.

Trabajo futuro

El análisis y modelización a partir de datos LiDAR seguirá siendo un objetivo prioritario dentro de la red de parcelas de podas y claras en masas de coníferas de Asturias. La tecnología LiDAR aérea y también terrestre (ya se han comenzado a capturar datos de láser terrestre con la ayuda de HAZI) será utilizada, junto con los datos de campo, para aportar información a nivel de rodal y de árbol individual, con un enfoque espacialmente explícito. Esto permitirá generar mapas de riesgo de incendio en función de la gestión selvícola realizada. Esta información será de gran utilidad para la gestión y planificación forestal de éstas y otras especies en el arco atlántico.



4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.2. Outils de modélisation



4.2.3. Modélisation du risque processionnaire sur pin maritime en Aquitaine

FR

Région : Aquitaine

Contexte

La chenille processionnaire du pin (PP), *Thaumetopoea pityocampa* est le principal insecte défoliateur des forêts de pin du Sud de l'Europe en termes de fréquence, d'emprise géographique et d'impact socioéconomique (Roques (Ed.), 2014). La PP présente des pullulations cycliques en France, avec des intervalles d'environ 7 ans en Aquitaine. Elle se propage également vers des latitudes plus hautes, en réponse au réchauffement climatique. Les défoliations causées par la PP entraînent des pertes de croissance pour les pins touchés (Jacquet *et al.*, 2012) ce qui soulève des questions concernant les conséquences économiques de la pullulation de cet insecte. Ce défoliateur a fait l'objet de nombreuses études et il est suivi depuis plus de 30 ans par le Département Santé des Forêts (DSF) en France. Les données accumulées permettent ainsi d'établir un premier modèle de risque de la PP intégrant toutes les composantes du risque : aléa, vulnérabilité et impact sur la croissance des arbres. Ces composantes peuvent être désormais assemblées dans un modèle de prévision du risque de défoliation, lui-même couplé à un modèle de dynamique forestière à l'échelle d'un peuplement de pins, pour proposer un outil d'aide à la gestion.

Objectif

Evaluer les conséquences économiques des attaques de chenille processionnaire sur la durée d'une révolution d'un peuplement de pin maritime en Aquitaine.

Méthode

Les données des dernières études sur la PP en Aquitaine (Samalens, 2009 ; Dulaurent, 2010 ; Jacquet, 2012) ont été rassemblées et parfois ré-analysées pour fournir les informations nécessaires à la construction du modèle (Régolini *et al.*, 2014). De même, les données de suivi des attaques de PP enregistrées par le DSF depuis 1980 ont été utilisées d'une part comme données d'entrée dans le modèle et d'autre part pour compléter les diverses analyses.

Résultats

Les résultats ont permis de déterminer les trois composantes du risque : aléa, vulnérabilité et impact. Les analyses se sont basées sur les études réalisées ou les données récoltées par Samalens (2009), Dulaurent (2010) et Jacquet (2010).

Aléa : Les relevés annuels du DSF qui décrivent la variation de l'aléa au cours du temps ont permis d'établir la fréquence et l'intensité des attaques de PP depuis 30 ans dans le massif landais. Chaque année, le pourcentage moyen d'arbres attaqués est connu : les pics d'infestation de la chenille suivent un cycle de 7 ans et le taux moyen depuis 1981 est d'environ 15 % d'arbres attaqués par an.

Vulnérabilité : Les résultats agrégés pour le modèle ont montré que la probabilité d'attaque de PP dépend de certaines caractéristiques à

l'échelle globale du peuplement, puis de la position et de la taille de l'arbre au sein d'un peuplement (Régolini *et al.*, 2014).

A l'échelle du peuplement, le pourcentage moyen d'arbres attaqués dépend de la densité d'arbres : en effet, pour une population de chenilles processionnaires donnée, plus le nombre d'arbres par hectare est réduit, plus la proportion d'arbres infestés est élevée.

Dans un peuplement de pins, les arbres de bordures (qui représentent environ 16 % des arbres dans les Landes de Gascogne, selon Samalens (2009)) sont plus attaqués que les arbres d'intérieur. En effet, l'émergence du papillon se fait dans un milieu ouvert proche d'un peuplement de pins ; lorsque l'accouplement s'est effectué, la femelle papillon recherche un arbre hôte. Ainsi, les arbres de bordure sont à la fois les plus proches et les plus visibles par la femelle lorsqu'elle cherche à pondre ses œufs.

De même, les arbres les plus gros (diamètre plus élevé) ont une probabilité d'infestation plus élevée que les autres : en effet, ils sont généralement plus hauts, et sans doute plus facilement repérables par la femelle papillon lors de la ponte des œufs.

Impact : les données du DSF ont permis d'établir la relation entre pourcentage d'arbres attaqués et taux de défoliation du peuplement. De même, le lien entre classes de défoliation et perte de croissance a été modélisé (Jacquet *et al.*, 2012, 2014). Cette relation montre que les pertes de croissance radiale dépendent du taux de défoliation et de l'âge de l'arbre au moment de cette défoliation : les pertes sont plus importantes lorsque l'arbre a environ 25 à 30 ans.

Intégration du module Processionnaire dans le modèle de dynamique forestière du pin maritime :

Le modèle "pinuspinaster" (Meredieu et Labbé, 2014) implémenté sous la plateforme Capsis (Dufour-Kowalski *et al.*, 2012) est un modèle de croissance de type "Arbre, indépendant des distances" qui permet de simuler la dynamique de peuplements de pin maritime selon différents itinéraires sylvicoles. Pour initialiser un peuplement virtuel à 12 ans, il faut fournir le nombre de tiges à l'hectare et la hauteur dominante à 40 ans (indice de fertilité du peuplement). Dans ce modèle, le niveau de l'aléa, la vulnérabilité du peuplement et l'impact des défoliations ont été intégrés et permettent la comparaison des données d'évolution d'un peuplement indemne et celles d'un peuplement affecté par les attaques cycliques de la PP (Figure 1).

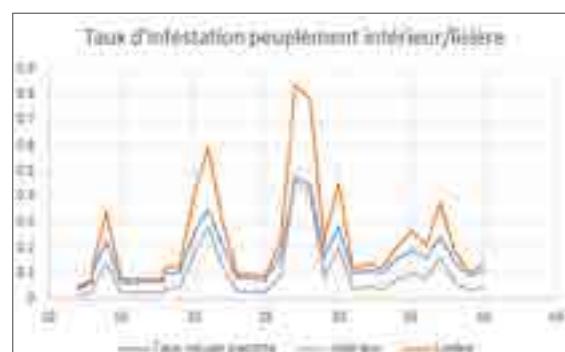


Figure 1 : Taux d'attaques de la chenille processionnaire correspondant à la vulnérabilité du peuplement virtuel infesté dans "pinuspinaster" sous Capsis. Les taux moyens général, de la lisière et de l'intérieur du peuplement sont représentés : ils dépendent de la séquence réelle de variation de l'aléa en Aquitaine (source DSF) et de l'évolution de la densité du peuplement simulé.

Résultats fournis par le modèle

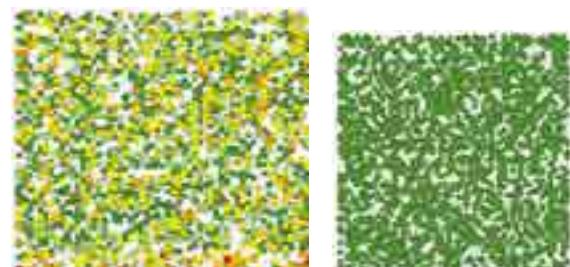


Figure 2 : Représentations des deux peuplements simulés avec "pinuspinaster" sous Capsis à 28 ans (âge auquel la plus forte infestation de PP subie par le peuplement a lieu). À droite, le peuplement est indemne, à gauche il subit les défoliations de PP. A cette étape de croissance, les arbres présentant une forte défoliation sont en rouge, en orange les arbres avec une défoliation moyenne, en jaune une défoliation faible, en vert pâle une défoliation très faible. Les arbres vert foncé sont indemnes. La lisière du peuplement est représentée sur la face inférieure du peuplement. Une surface de 5 ha est simulée.



Figure 3 : Évolution du volume produit chaque année par un peuplement indemne comparé à un peuplement ayant subi les attaques cycliques de PP.

Le modèle “pinuspinaster” permet d’intégrer les attaques de PP au cours du temps. La figure 2 représente à gauche un peuplement régulièrement infesté par la chenille et à droite un peuplement indemne.

Au bout de 40 ans d’une sylviculture classique et exactement la même entre le peuplement indemne et le peuplement infesté, la différence de production est de 8 m³/ha (Figure 3).

Perspectives du modèle

Ce premier modèle d’analyse du risque complet d’un insecte forestier va permettre de simuler différents scénarios sylvicoles avec ou sans attaque de PP, mais aussi de faire varier la séquence de l’aléa au cours de la vie du peuplement. Ces simulations pourront être réalisées par un utilisateur via un mode interactif ou sous forme d’une séquence de simulations sur un grand nombre de peuplements. De nouvelles fonctionnalités concernant la lutte contre la processionnaire sont déjà implémentées ou en cours d’implémentation comme la possibilité de tester l’impact d’une lisière feuillue.

Conséquences pour la gestion

La différence de production entre un peuplement indemne et un peuplement qui subit les attaques cycliques de la PP, comme c’est le cas dans les Landes de Gascogne, représente environ 6 arbres du peuplement final sur une révolution de 40 ans dans le cadre d’un scénario sylvicole classique et pour un alea de valeur moyenne (15 % d’infestation en moyenne). On remarquera aussi que les pertes de croissance sont d’autant plus importantes que la révolution est longue et que l’âge auquel interviennent les fortes infestations est important. Grâce à une gamme plus large de scénarios sylvicoles simulés, le gestionnaire forestier pourra connaître les niveaux moyens de perte avec ou sans une augmentation de l’aléa (prévue en cas de réchauffement climatique), analyser la réduction des pertes potentielles en cas de présence d’une lisière de feuillus. Il pourra ainsi décider d’investir ou non dans une lisière qui diminue de deux rangées l’emprise de son peuplement de pin maritime mais dont les effets seront intéressants sur le long terme, ou il pourra choisir d’intégrer ces pertes dans sa gestion courante.



Photo : Bastien Castagneyrol, INRA.

4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.2. Outils de modélisation



4.2.4. Modélisation du risque sanitaire causé par le fomès (*Heterobasidion annosum*) à l'échelle du peuplement et mise au point d'un outil d'aide à la décision

FR

Région : Aquitaine

Contexte

Depuis une vingtaine d'année, le fomès (*Heterobasidion annosum*) (cf. Action 3.3.5.) progresse régulièrement dans le massif des Landes de Gascogne (Lung-Escarmant & Aumonier, 2008) et suscite des inquiétudes assez vives. Bien que les pratiques préventives visant à s'en prémunir aient fait la preuve de leur efficacité (Soutrenon *et al.*, 2000), les gestionnaires de forêts n'ont pas encore totalement intégré ces mesures dans les itinéraires sylvicoles et doivent les maîtriser. À ce jour, il n'existe pas de réponse claire quant à la stratégie à adopter sur les parcelles contaminées en cours de révolution forestière. Le reboisement des parcelles fortement contaminées, selon les méthodes habituelles, risque de donner lieu à des mortalités précoces dont la propagation peut être "explosive". A l'extrême, et en l'absence de traitement curatif, on pourrait craindre la diminution des surfaces reboisées affectant alors notamment la capacité productive du massif.

Objectif

L'objectif est de mobiliser tous les connaissances disponibles pour construire un modèle du risque fomès en Aquitaine puis de le coupler à un modèle de dynamique forestière à l'échelle d'un peuplement de pins pour proposer un outil d'aide à la gestion.

Méthode

Les données des études menées par Lung-Escarmant ces 10 dernières années ont été mobilisées et ont été ré analysées. La bibliographie sur la dispersion des spores de champignons a été synthétisée pour permettre l'analyse d'une expérimentation menée à Pierroton durant trois ans. Enfin, une étude dendrochronologique a analysé les conséquences en termes de perte de croissance

et de mortalité dans des peuplements de pin maritime touchés par le fomès.

Un premier modèle de risque du fomès en Aquitaine intégrant toutes les composantes du risque, aléa, vulnérabilité et impact - sur la croissance des arbres - a été conçu puis a été couplé à un modèle de dynamique forestière.

Résultats

Aléa : Durant 3 ans, sur Pierroton, un comptage des spores de fomès qui se sont déposées sur les rondelles fraîches a été effectué toutes les semaines. Ce nombre de spores est sous dépendance climatique : plus la somme des températures est élevée plus le nombre de spores déposées est grand. Nous avons aussi confirmé qu'à toutes les périodes de l'année, la contamination est possible en Aquitaine.

Vulnérabilité : La mobilisation de toutes les études de Lung-Escarmant a permis de constituer un fichier des paramètres de propagation du fomès intégrant les différents types de milieu du massif landais (Tableau 1).

Paramètres du modèle	Adapté aux Landes de Gascogne
Probabilité d'infection	Oui et fixe, variable selon la saison
Probabilité de colonisation	Oui et variable
Probabilité de transfert Souche - Arbre	Oui et variable
Probabilité de transfert Arbre - Arbre	Littérature internationale
Vitesse de propagation du pathogène dans les souches	Oui et variable
Vitesse maximum de propagation du pathogène dans les souches	Oui et variable
Vitesse de propagation du pathogène dans les arbres	Oui et fixe
Perte de croissance	Oui et fixe

Tableau 1 : Liste des paramètres du module FomPine et de leur adaptation au contexte géographique et climatique.

Impact : Deux études dendrochronologiques ont montré que la période de perte de croissance est de très courte durée, 2 à 3 ans maximum, puis est suivie de la mort de l'arbre (Figure 1).

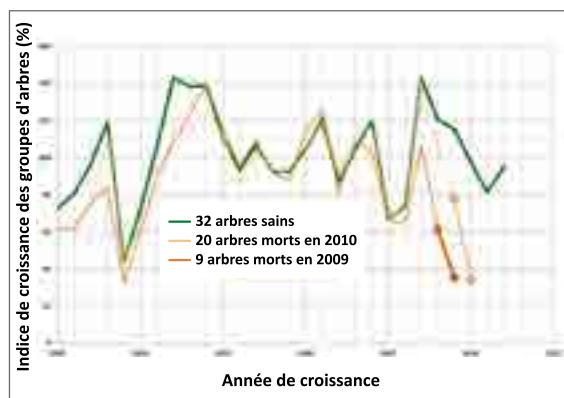


Figure 1 : Évolution de l'index de croissance pour des arbres indemnes de fomès et des arbres infectés.

Intégration du module FomPine dans le modèle de dynamique forestière du pin maritime :

Le modèle “pinuspinaster” (Meredieu & Labbé, 2014) implémenté sous la plateforme Capsis (Dufour-Kowalski *et al.*, 2012) est un modèle de croissance de type “Arbre, indépendant des distances” qui permet de simuler la dynamique de peuplements de pin maritime selon différents itinéraires sylvicoles. Pour initialiser un peuplement virtuel à 12 ans, il faut fournir, le nombre de tiges à l’hectare et la hauteur dominante à 40 ans (indice de fertilité du peuplement). Pour intégrer le risque fomès, l’utilisateur active le module “FomPine”

et choisit le design de sa plantation mais également la contamination des souches du précédent peuplement. Dans ce module, les trois composantes du risque ont été modélisées puis intégrées pour permettre la comparaison des données d'évolution d'un peuplement indemne et celles d'un peuplement infecté.



Figure 2 : En haut, copie d'écran partielle de la boîte de dialogue permettant de générer un peuplement virtuel de départ : Visualisation des paramètres de génération des arbres et des souches du précédent peuplement. En bas copie d'écran de la boîte de dialogue d'un des outils pour simuler une éclaircie ou une coupe rase avec prise en compte du risque formé.

Perspectives du modèle

Ce premier modèle d'analyse du risque complet d'un pathogène forestier pour le massif landais va permettre de simuler différents scénarios sylvicoles avec ou sans contamination initiale et secondaire, mais aussi de faire varier la séquence de l'aléa au cours de la vie du peuplement (à l'initialisation et à chaque éclaircie). Ces simulations pourront être réalisées par un utilisateur via un mode interactif ou sous forme d'une séquence de simulations sur un grand nombre de peuplements. A ce stade, la contamination initiale par les souches du précédent peuplement n'est pas encore activée car des données complémentaires sont nécessaires pour mieux modéliser les zones et la durée de contamination liées à la présence de ces vieilles souches. Des fonctionnalités concernant la lutte contre le fomès sont déjà implémentées : l'utilisateur peut définir le niveau de contamination de son peuplement, l'emploi ou non du produit de protection des souches à chaque éclaircie et son niveau d'efficacité (ROTSTOP™ <http://www.arole-pfb.fr/produits-foret/fongicide/rotstop/>, Soutrenon *et al.*, 2000), les modalités de préparation du sol avant plantation (croquage, dessouchage, traitement cf. Figure 2).



Photos : Xavier Capdevielle, INRA.



Photo : Didier Bert, INRA.

Conséquences pour la gestion

En Aquitaine, le traitement de protection des souches est fortement recommandé quelle que soit la saison pour éviter la contamination primaire. Un catalogue de simulations sera à construire en coopération avec le groupe de travail interprofessionnel sur le fomès, groupe constitué sur le massif landais fin 2013. Les résultats attendus vont porter sur les pertes de production en volume (perte de croissance et volume de bois mort) comparés à des peuplements sains. Couplés à une analyse économique intégrant le coût des traitements (dessouchage, traitement au ROTSTOP™), la faisabilité économique des mesures de prévention sera enfin disponible pour les sylviculteurs ainsi que l'intérêt ou non des coupes rases anticipées dans les peuplements contaminés.

4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.3. Outils d'aide à la décision



4.3.1. Développer et tester un outil intégré de gestion du risque dans différentes propriétés forestières : quelle efficacité pour réduire les risques multiples ?

FR

Région : Aquitaine

Contexte

La tempête Klaus du 24 janvier 2009 a rappelé douloureusement la vulnérabilité des espaces forestiers face aux risques naturels.

Le risque était pourtant déjà intégré à la gestion forestière dans la région : incendies, maladies et ravageurs sont de vieux ennemis qui sont pris en considération de façon individuelle, par les sylviculteurs, et collective par des structures chargées de la prévention, de la détection ou de la lutte. La situation actuelle amène cependant à se poser la question de la connaissance des risques et de leur gestion. La question des effets combinés de plusieurs risques (vent + incendie + attaques d'insectes) que l'on a l'habitude de traiter de façon séparée se pose. Enfin, il faut se poser la question de l'évolution des aléas sous l'influence du changement climatique et de la nécessité d'évaluer l'adaptabilité des systèmes actuels de gestion.

Objectif

Développer une approche multirisque (incendie, dégâts de vent, attaques sanitaires, dégâts de gibier) à l'échelle de la propriété forestière : définition d'une méthode simple d'analyse de risque, aide à la décision pour le gestionnaire en fonction des risques identifiés et hiérarchisés.

Méthode

Le Centre Régional de la Propriété Forestière d'Aquitaine a développé une méthode par paliers avec l'appui technique du Groupement d'Intérêt Public "Aménagement du Territoire et Gestion des Risques".

La première étape a consisté à rassembler le plus d'informations possible sur les principaux risques auxquels est exposée la forêt des



Figure 1 : Collecte de données sur le terrain. (Photo : Julia Morin).

Landes de Gascogne. L'information recueillie a été synthétisée sous forme d'un tableau comparatif pour les 19 risques identifiés. L'analyse des caractéristiques de l'aléa, de la vulnérabilité et des impacts a permis de réduire la liste.

A l'étape suivante, le vent, l'incendie, la sécheresse, le fomès, l'armillaire, le chevreuil, le cerf, la processionnaire du pin, l'hylobe, les scolytes et la pyrale du tronc ont été réexamинés. Pour chacun, une liste des facteurs explicatifs a été établie, suivant les composantes du risque : aléa, vulnérabilité et enjeux. Chaque facteur a été décomposé en différentes modalités s'appliquant au peuplement forestier, à la parcelle ou à son environnement proche. Un système de notation pondérée permet de calculer une note d'aléa, de vulnérabilité et d'enjeux. Elles se combinent dans une matrice pour déterminer une classe de risque (faible, moyen, fort).

Le niveau de risque peut alors être estimé pour chaque parcelle et pour chaque risque.

Un travail de compilation des facteurs et des modalités a alors permis d'établir une seule feuille de données pour l'ensemble des risques. Le recueil des données combine du travail de bureau (données cartographiques, plan simple de gestion), des relevés de terrain et des éléments qualitatifs approchés par une entrevue avec le propriétaire.



Figure 3 : Carte des niveaux forts de risque. La couleur indique le nombre de risques classés en niveau fort identifiés pour chaque parcelle.

Ce travail a été accompli en vraie grandeur sur une propriété test d'environ 230 ha, choisie dans le département des Landes.

L'étape d'analyse de risque a alors été développée en s'appuyant sur des cartes et des graphiques de synthèse à l'échelle de la propriété, qui permettent de définir les grands enjeux à prendre en compte dans la gestion du risque et de cartes détaillées par parcelle et par risque qui permettent de remonter aux facteurs expliquant la classe de risque.

En dernière étape, une stratégie de gestion des risques a été définie. Elle a permis d'identifier des actions attachées à chaque risque, à différentes échelles d'intervention. Cette base permet d'éclairer le choix du gestionnaire en donnant une estimation de l'efficacité, du coût et des interactions possibles avec d'autres risques.



Figure 2 : Frottis de chevreuil, dégât sur jeune pin maritime. (Photo : Julia Morin).

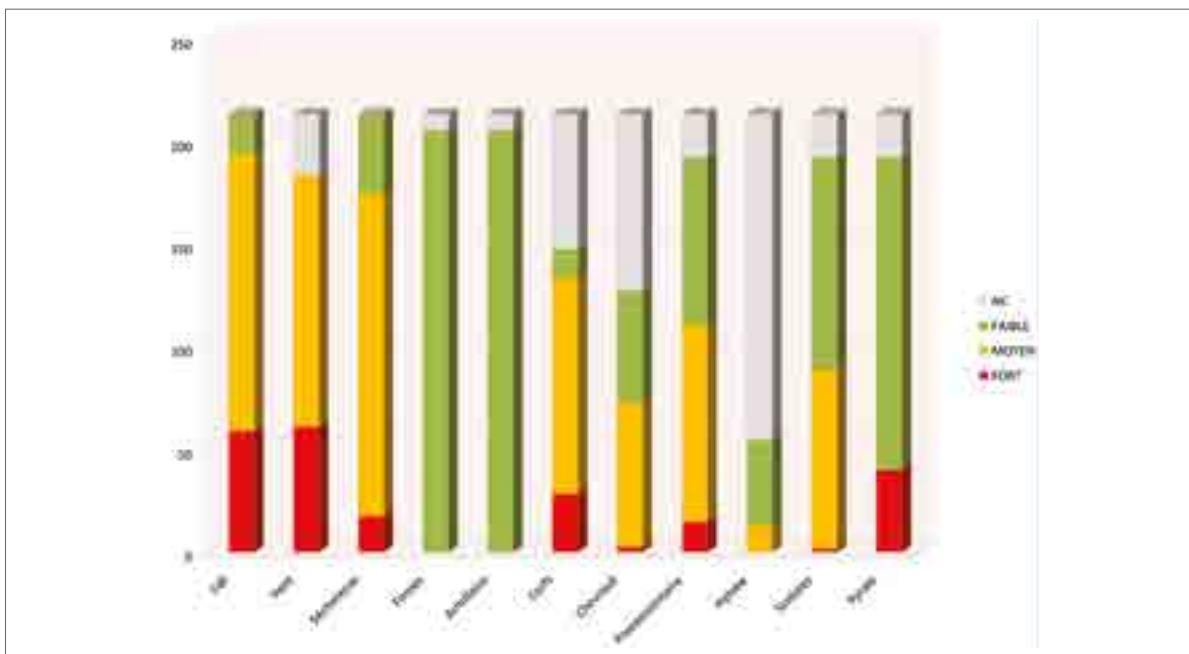


Figure 4 : Histogramme des % de la surface totale affectés par les différents niveaux de risque, pour chaque risque.

Conclusion et perspectives

La méthode par paliers permet une approche totalement transparente pour l'évaluation des risques. Ceci permet de retrouver facilement l'explication d'un classement mais aussi d'adapter la méthode en fonction des évolutions de la connaissance. Les premiers résultats sont très intéressants car ils révèlent des situations contrastées. Une gestion des risques ciblée serait alors envisageable. Il est prévu de répliquer les tests afin de tester la robustesse de la méthode et d'améliorer l'ergonomie et la maniabilité de l'outil qui nécessite pour le moment un accompagnement.



Figure 5 : Jeune peuplement de pin maritime débroussaillé récemment. (Photo : Sarah Fermet-Quinet).

4 ANALYSE DU RISQUE ET OUTILS D'AIDE À LA DÉCISION

4.3. Outils d'aide à la décision



4.3.2. Analyse de risque multicritère : comparaison de différents scénarios sylvicoles en fonction de risques multiples pour les essences productives de la zone SUDOE

FR

Régions : toutes

Contexte

Les aléas biotiques et abiotiques en forêt provoquent des dégâts parfois importants qui ont et auront tendance à augmenter avec les changements climatiques. Par ailleurs, ces aléas n'arrivent pas seul, et il se peut qu'un même peuplement soit soumis à la fois à un risque incendie, sécheresse ou biotique, pouvant donner lieu à des recommandations contradictoires. Ainsi, dans un contexte de changements globaux, il est crucial de considérer des analyses de risques multiples plutôt que les différents aléas séparément.

Objectif

Construire un outil d'analyse de risque multicritères qui permettraient de classer plusieurs scénarios sylvicoles en fonction de risques multiples et pour les essences productives du Sud-Ouest de l'Europe.

Méthode

L'analyse de risque multi-critères a été une première fois explorée par Jactel *et al.*, 2012. Cette même méthode a été utilisée et adaptée au contexte du projet FORRISK.

De manière générale, l'analyse de risque consiste à définir la fréquence et l'intensité des aléas, la vulnérabilité des forêts aux aléas et

l'impact des aléas sur les forêts (c'est-à-dire les enjeux) puis d'intégrer toutes ces données pour obtenir une valeur de risque globale (Figure 1). Dans notre cas toutes ces valeurs ont été utilisées dans l'outil d'aide à la décision Visual Prométhée (Mareschal, 2014), qui permet de comparer différentes options en faisant varier les poids des critères sur lesquels se fait la comparaison d'options.

Aléa x Vulnérabilité x Enjeux = Risque

Figure 1: Définition du risque.

Définitions des scénarios : pour plusieurs essences productives des régions du Sud-Ouest de l'Europe, des scénarios de gestion forestière contrastés ont été élaborés (Figure 1). La palette de ces scénarios va de la longue révolution pour

produire du bois d'œuvre (comme M1 ou R4) aux courtes rotations avec un objectif biomasse (comme M7, R7 et P5) en passant par des itinéraires plus classiques et certains scénarios mixant les essences (comme R5).

Une essence étudiée dans tous les Pays	Aquitaine	Portugal	Galice	Asturies		
<u>Pin maritime</u> M1- Haute qualité M2- Standard M3- Faible investissement M4- Court terme (avec subvention) M5- Faible densité sans éclaircies M6- Semi dédié à la biomasse M7- Biomasse M8- Sans gestion	Vent, feu, gibier, sécheresse, PP, scolytes, fomès	Vent, feu, PP, scolytes, <i>Fusarium</i> , lourde pluie, gel	Vent, feu, gibier, <i>Fusarium</i> , nématode	Vent, feu, gibier, aléas biotiques		
Une essence étudiée dans différentes régions d'un même Pays	Galice		Pays Basque			
<u>Pin radiata</u> R1-Standard R2- Court terme R3- Moyen terme R4- Haute qualité R5- Sophistiqué R6- Semi dédié à la biomasse R7- Biomasse	Vent, feu, gibier, <i>Fusarium</i> , nématode		Vent, feu, PP, <i>Diplodia</i> , <i>Dothistroma</i> , <i>Fusarium</i>			
Une essence atypique	Vallée de la Garonne (Midi-Pyrénées et Aquitaine)					
<u>Peuplier</u> P1- Standard P2- Faible investissement P3- Intensif P4- Courte révolution P5- Très courte rotation P6- Semi dédié à la biomasse	Vent, gibier, sécheresse, gel, inondation, puceron lanigère, rouille, pathogènes de faiblesse					

Figure 2 : Exemple de 3 essences étudiées dans les régions du projet. Pour chaque essence, plusieurs scénarios sylvicoles ont été identifiés. Les scénarios de mêmes couleurs (en dehors du noir) sont des scénarios d'esprit similaires (comme la production de biomasse sur de très courtes révolutions ou rotations pour M7, R7 et P5). Pour chaque région, les aléas étudiés sont indiqués dans les cases du tableau.

Pour chaque essence, les partenaires des régions du projet ont déterminé les aléas les plus importants dans leur région : les tempêtes et les incendies la plupart du temps, le gibier parfois, et un certain nombre de ravageurs et de pathogènes (Figure 2).

Aléa : pour définir l'aléa, les volumes ou surfaces impactés par chacun des aléas choisis ont été déterminés à l'aide d'études ou d'avis d'experts. Cela donne une première notation en pourcentage. Puis le type de dégâts causé par ces aléas a été qualifié (mortalité, perte

de croissance, diminution de la qualité du bois) et le pourcentage de perte économique en cas d'occurrence de l'aléa a été déterminé. Cette information forme une deuxième note. Ces deux pourcentages ont été multipliés pour former une valeur d'aléa. Ainsi, les aléas ont pu être classés entre eux.

Exemple : pour le pin maritime, la chenille processionnaire du pin touche en moyenne 16 % des arbres chaque année. La première notation est donc 16 %. Des études portugaises ont montré une perte d'environ 17 % sur le revenu

net dû aux pertes de croissances moyennes établies dans d'autres études. La deuxième notation est donc 17 %. La notation globale pour définir l'aléa chenille processionnaire sur le pin maritime des Landes de Gascogne est $16\% \times 17\% = 2.7\%$.

Vulnérabilité : pour déterminer la vulnérabilité, chaque scénario sylvicole a été décomposé en opérations sylvicoles. Ce travail a été fait pour toutes les essences choisies dans le projet. Les opérations sylvicoles qui décomposent les scénarios sont : la préparation du site, la fertilisation, la composition du peuplement, la structure du peuplement, le matériel génétique utilisé, le type de régénération, les nettoyages, les dégagements éventuels, les éclaircies, les élagages et enfin la longueur de révolution et l'objectif de récolte. Un panel d'experts sur des aléas forestiers différents a été réuni dans chaque région pour noter ces options sylvicoles les unes par rapport aux autres en fonction de la façon dont elle pouvait augmenter ou diminuer la vulnérabilité des forêts aux aléas considérés. Puis ces notes ont été sommées pour constituer une note unique par scénario et par aléa dans chaque région.

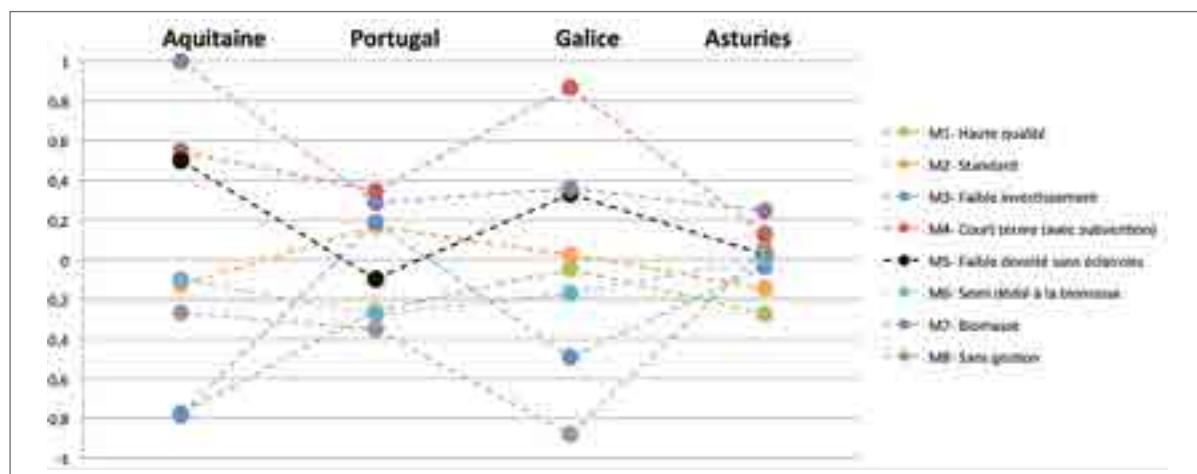
Enjeux : la valeur exposée aux risques a été calculée pour chaque scénario dans chaque région en fonction de la production des différentes essences dans les régions considérées, des coûts de réimplantation du même peuplement en cas de dégâts et du prix du bois dans chaque région. Pour notre étude de cas, une valeur moyenne en €/ha/an a été calculée, en considérant un peuplement idéal constitué d'une placette par année de la durée de révolution du scénario. Par exemple, pour

un scénario avec une révolution de 60 ans, le peuplement idéal est constitué de 60 placettes âgées de 1 à 60 ans qui occupent un espace de 1/60 ha. On a donc une valeur de l'enjeu qui est indépendante de la durée de révolution et qui ne prend en compte que la valeur exposée à l'aléa sur le terrain et pas les bénéfices déjà engrangés lors des éclaircies.

Intégration des données dans le modèle : chacune des trois étapes décrites ci-dessus fournit une valeur chiffrée. Dans Visual Prométhée, les critères considérés sont les aléas, et les options à évaluer sont les scénarios sylvicoles. Les poids des critères sont alors la note relative donnée à chaque aléa, et, pour chaque scénario, le produit de sa note de vulnérabilité par sa valeur exposée (enjeux) sera intégré au modèle. Avec ces données, Visual Prométhée peut comparer les scénarios tous risques confondus, et effectuer ce type de comparaison en fonction de plusieurs régions du projet. On peut utiliser notamment le "Prométhée II ranking" : c'est un classement qui compare les scénarios les uns par rapport aux autres. Il est issu de deux classements partiels : l'un qui mesure à quel point un scénario est préféré aux autres (c'est-à-dire sa force par rapport aux autres), et l'autre qui mesure à quel point tous les scénarios sont préférée à un seul (c'est-à-dire la faiblesse de ce scénario par rapport aux autres). Puis Prométhée calcule la différence entre ces deux valeurs pour effectuer un classement.

On obtient ainsi un classement des scénarios sylvicoles en fonction de risques multiples, par région ou toutes régions confondues.

Résultats



Une essence commune à tous les pays : Le pin maritime

Figure 3 : Résultats du classement Prométhée II ranking pour le pin maritime en Aquitaine, au Portugal, en Galice et dans les Asturies (-1 est la valeur la plus à risque et 1 la moins à risque)

En Aquitaine et en Galice, les scénarios sont bien différenciés alors qu'au Portugal et en Asturias ils sont beaucoup plus proches (Figure 3). Certains scénarios comme le court terme (M4), le biomasse (M7) sont toutefois toujours classés dans les scénarios les moins à risque. De même, les scénarios standard (M2) et semi-

dédié à la biomasse (M6) sont souvent en milieu de classement. Il ne faut pas oublier que les aléas étudiés ne sont pas les mêmes dans toutes les régions et que cela influe sur le classement des scénarios à la fois pour la partie "aléa" et pour la partie "vulnérabilité aux aléas".

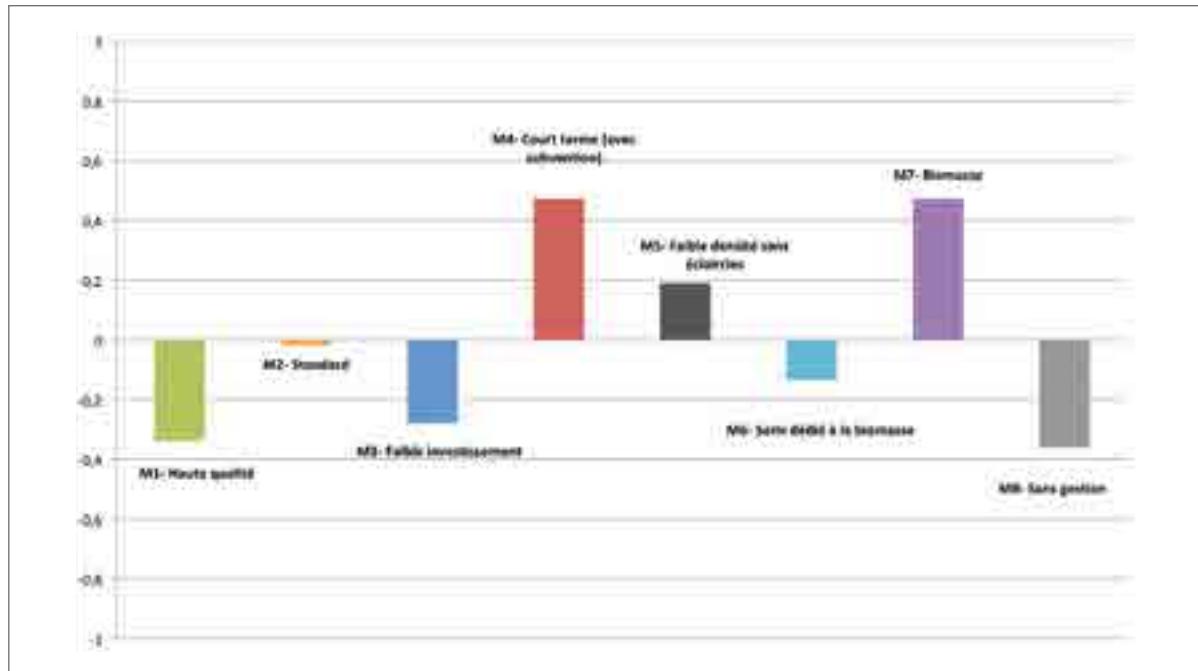


Figure 4 : Résultats du classement Prométhée II ranking pour le pin maritime toutes régions confondues (Aquitaine, Portugal, Galice et Asturias, -1 est la valeur la plus à risque et 1 la moins à risque).

Le classement général montre que, de manière générale, les scénarios les plus courts (M4 et M5 conduisent en 25 ans et M7 conduit en 12 ans) sont les moins à risque, car en général la valeur de l'enjeu est faible. A contrario, les scénarios les

plus à risques sont les scénarios de plus longue révolution (M1 en 60 ans et M3 en 55 ans), ainsi que le scénario sans gestion. Les scénarios de durée moyenne (M2 en 40 ans et M6 en 35 ans) sont dans le milieu du classement.

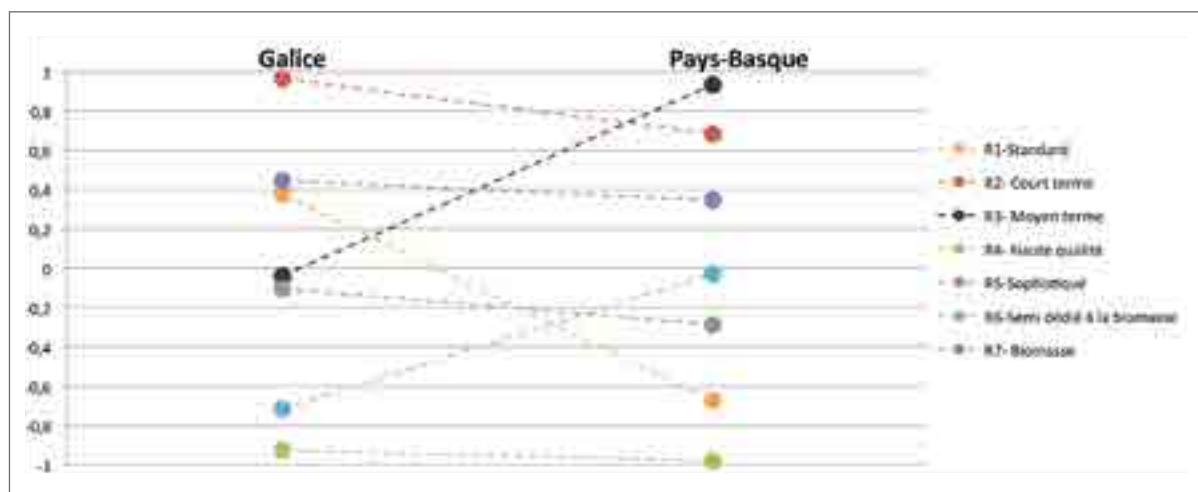


Figure 5 : Résultats du classement Prométhée II ranking pour le pin radiata en Galice et au Pays-Basque (-1 est la valeur la plus à risque et 1 la moins à risque).

Les classements des scénarios diffèrent en fonction des deux régions (Figure 5) : ceci est sans doute lié aux aléas considérés qui diffèrent eux-mêmes entre les deux régions. Cependant, certains scénarios sont globalement en même

position dans les deux cas : les scénarios de courte révolution (c'est-à-dire R2 et R7 conduits en 18 et 12 ans) semblent moins à risque, alors que le scénario haute qualité (R4), conduit en 45 ans est en fin de classement.

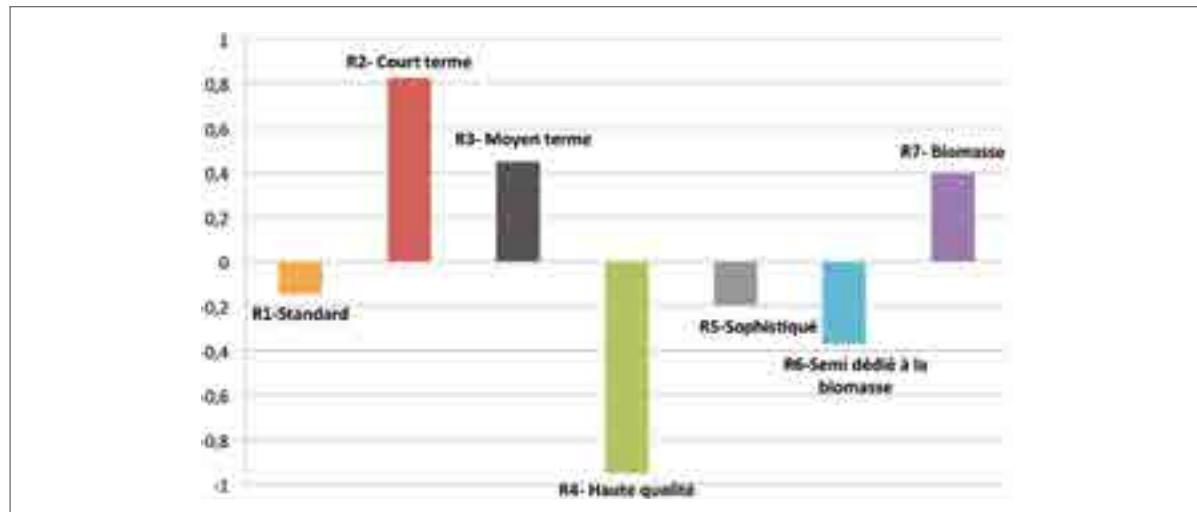
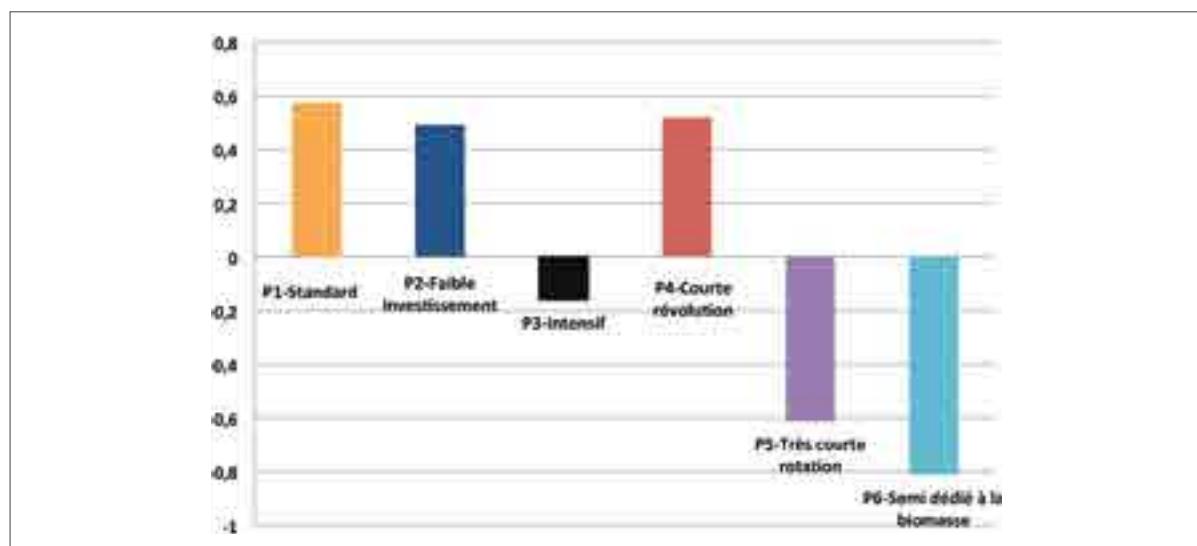


Figure 6 : Résultats du classement Prométhée II ranking pour le pin radiata pour les deux régions (Galice et Pays-Basque) confondues (-1 est la valeur la plus à risque et 1 la moins à risque).

Le classement général pour les deux régions (Figure 6) semble confirmer que les scénarios les plus courts (R2 en 18 ans, R3 en 27 ans et R7 en 12 ans) sont moins à risque que les plus longs (R4 en 45 ans et R6 en 30 ans). On remarque cependant que les scénarios standard (R1) et sophistiqué (R5) sont intermédiaires bien que leurs révolutions soient assez longues, et notamment R5 qui est conduit en 45 ans avec un objectif de bois de qualité.

Ce niveau de risque un peu moins élevé est sans doute lié au fait que R5 est le seul scénario

mixte où le chêne compose 50 % du peuplement final avec le pin. Ainsi, non seulement la valeur de pin exposée au risque est moins élevée que pour le scénario R4 (qui est conduit également en 45 ans), mais la vulnérabilité à certains aléas est diminuée du fait de la présence des feuillus. Ainsi, la longue révolution qui aurait tendance à augmenter de façon importante les risques semble contrebalancée par le mélange à 50 % avec une essence différente.



Une essence avec une gestion particulière : le peuplier.

Figure 7 : Résultats du classement Prométhée II ranking pour le Peuplier dans la vallée de la Garonne (Midi-Pyrénées et Aquitaine, -1 est la valeur la plus à risque et 1 la moins à risque).

Trois scénarios sont les moins à risque et ne peuvent pas être différenciés (Figure 7) : le scénario standard (P1, le plus courant actuellement dans la vallée de la Garonne), celui de faible investissement (P2, avec pour objectif de réduire les dépenses initiales) et le scénario courte révolution (P4, pour produire de la biomasse en 10 ans). Il faut remarquer que ces trois scénarios sont caractérisés par l'implantation de plusieurs cultivars de peupliers sur la parcelle.

Les scénarios très à risque sont les itinéraires de très courte rotation (P5, production de biomasse en 5 ans) et semi-dédié à la biomasse (P6). Le scénario intensif (P3) est également plutôt à risque. Contrairement aux trois scénarios les moins à risques, ces trois scénarios "à risque" considèrent l'implantation d'un seul cultivar sur la parcelle.

Ainsi, pour le peuplier, le choix des cultivars est primordial dans la gestion des risques. En effet, l'utilisation de cultivars variés et multiples aura tendance à diminuer les risques en les partageants, alors que l'utilisation d'un seul cultivar (choisi par exemple pour ses performances de croissance) aura tendance à concentrer les multiples risques auxquelles est exposée une parcelle de peuplier.

Conséquences pour la gestion

L'ensemble des classements effectués dans cette analyse restent à nuancer : certains paramètres ont fait l'objet d'hypothèses fortes ou ont reposé sur des dires d'experts en l'absence de données disponibles. Par ailleurs, des scénarios très proches sur l'échelle ne peuvent pas être différenciés, même si l'un apparaît comme légèrement supérieur à l'autre (par exemple P1, P2 et P4 sur la Figure 7). Dans ces cas-là, aucun conseil ne peut être donné pour privilégier l'un

ou l'autre scénario pour une meilleure gestion des risques.

Pour le pin radiata et le pin maritime, les scénarios les moins à risque sont souvent caractérisés par les révolutions les plus courtes : la valeur exposée au risque est beaucoup plus faible dans ces cas-là car les arbres n'atteignent pas une valeur sur pied importante. Il serait donc intéressant de calculer la rentabilité de ces scénarios pour refaire un classement combinant meilleure rentabilité et risque minimum. Ce calcul se justifierait notamment dans le cas des scénarios dits "biomasse" pour lesquels l'investissement est important et la valeur sur pied très faible : un scénario très peu à risque car non rentable ne saurait être conseillé.

Le choix des espèces utilisées joue également un rôle dans la diminution des risques : pour le pin radiata, le fait de constituer une forêt mixte avec 50 % de chêne permet de réduire le risque lié à la longueur de la révolution. De même, l'utilisation de plusieurs cultivars différents dans les plantations de peuplier semble diminuer les risques par rapport à une culture monoclonale.

On remarque aussi que, même si certains scénarios sont globalement toujours classés de façon similaire, les conclusions relatives à la gestion des risques doivent être adaptées à chaque région car les aléas auxquels sont soumises les forêts varient.

Pour aller plus loin

Toutes les analyses détaillées effectuées dans le cadre de FORRISK (intégrant plus d'essences) sont disponibles sur le rapport dédié à cette action sur le site web du projet :

<http://forrisk.efiatlantic.efi.int/>

4 ANÁLISIS DEL RIESGO Y HERRAMIENTAS DE AYUDA PARA LA TOMA DE DECISIONES

4.3. Herramientas de ayuda para la toma de decisiones

EUROPEAN FOREST INSTITUTE
ATLANTIC EUROPEAN REGIONAL OFFICE – EFIATLANTIC



hazi



4.3.2. Análisis de riesgos multicriterio: comparación de diferentes escenarios selvícolas en función de los múltiples riesgos para las especies productivas de la zona SUDOE

ES

Regiones: todos

Antecedentes

Los riesgos bióticos y abióticos causan con frecuencia daños importantes en los bosques, un hecho que se ha incrementado y que probablemente seguirá aumentando con el cambio climático. Además, una misma masa forestal puede estar amenazada por más de un riesgo; en ocasiones, los riesgos pueden ser los incendios o la sequía o al mismo tiempo un riesgo biótico, dando lugar a recomendaciones contradictorias entre sí en términos de gestión del riesgo. Por ello, es importante llevar a cabo un análisis simultáneo de los múltiples riesgos y no de cada riesgo por separado cuando se trata de cambios a nivel global.

Objetivo

Desarrollar una herramienta de análisis de riesgos multicriterio para clasificar diversos escenarios selvícolas de acuerdo con los múltiples riesgos para las especies productivas del suroeste de Europa.

Método

La metodología utilizada en el proyecto FORRISK ha sido basada y adaptada de Jactel *et al.*, 2012.

El análisis del riesgo generalmente consiste en definir la intensidad de la amenaza, la

vulnerabilidad de los bosques a las amenazas y su impacto potencial, y la combinación de estos parámetros resultaría en el valor de riesgo (Figura 1). En nuestro caso, todos estos valores fueron utilizados en la herramienta de ayuda para la toma de decisiones Visual Prométhéa (Mareschal, 2014) con el objetivo de comparar las diferentes opciones modificando el factor de ponderación del criterio sobre el que se lleva a cabo dicha comparación.

Amenaza x Vulnerabilidad x Impacto= Riesgo

Figura 1: Definición de riesgo.

Definición de los escenarios: Se desarrollaron escenarios de gestión forestal de diversa naturaleza para varias especies existentes en las regiones del suroeste de Europa (Figura 1), incluyendo desde rotaciones largas para la producción de madera de construcción (M1 o R4) hasta rotaciones cortas para la producción de biomasa (M7, R7 y P5) así como regímenes más clásicos y escenarios mixtos con diferentes especies (R5).

Una especie estudiada en todos los países	Aquitania	Portugal	Galicia	Asturias		
Pino marítimo M1- Alta calidad M2- Estándar M3- Baja inversión M4- Turno corto (con subsidios) M5- Baja densidad sin clara M6- Semidedicado a biomasa M7- Biomasa M8- Sin gestión	Viento, fuego, caza, sequía, procesionaria del (PP), escolítidos, Fomes sp.	Viento, fuego, PP, escolítidos, <i>Fusarium</i> , fuertes lluvias, heladas	Viento, fuego, caza, <i>Fusarium</i> , nematodo	Viento, fuego, caza, riesgos bióticos		
Una especie estudiada en diferentes regiones de un país	Galicia		País Vasco			
Pino radiata R1-Estandar R2- Corta rotación R3- Turno medio R4- Alta calidad R5- Sofisticado R6- Semidedicado a biomasa R7- Biomasa	Viento, fuego, caza, <i>Fusarium</i> , nematodo		Viento, fuego, <i>Diplodia</i> , <i>Dothistroma</i> , <i>Fusarium</i>			
Una especie atípica	Valle del Garona (regiones de Midi-Pyrénées y Aquitania)					
Chopo P1- Estándar P2- Baja inversión P3- Intensivo P4- Corta rotación P5- Muy corta rotación P6- Semidedicado a biomasa	Viento, caza, sequía, heladas, inundaciones, enfermedades secundarias					

Figura 2 : Ejemplo de tres especies estudiadas en las regiones del proyecto. Se identificaron diferentes escenarios selvícolas para cada una de las especies. Los escenarios en el mismo color (aparte del negro) son similares entre sí (por ejemplo, la producción de biomasa de corta rotación en M7, R7 y P6). Los riesgos estudiados se muestran para cada región.

Los socios del proyecto determinaron las amenazas existentes para cada especie en su propia región: en la mayoría se trataba de riesgos de viento y de incendios forestales, pero también se consideraron los daño producidos por las especies cinegéticas (denominados caza) y por ciertas plagas y enfermedades (Figura 2).

La (intensidad de la) amenaza: Para poder definir la amenaza, se determinó el volumen o superficie afectados por cada uno de los

peligros seleccionados, basados en estudios previos o mediante consultas a expertos, lo que dio lugar a una puntuación inicial expresada en porcentaje. En un segundo paso se describió el tipo de daño causado (mortalidad, reducción del crecimiento, disminución de la calidad de la madera) y el porcentaje de pérdida económica asociada a la amenaza, dando lugar a una segunda puntuación. Se multiplicaron esos dos porcentajes para obtener finalmente un único valor de amenaza.

Ejemplo:

En el caso del pino marítimo, la oruga procesionaria afecta de media al 16% de los árboles. Por lo tanto el primer parámetro adquiere el valor de 16%. Diferentes estudios realizados en Portugal han mostrado una pérdida de alrededor del 17% de los ingresos netos a causa de la pérdida media de crecimiento. El valor del segundo parámetro es, por tanto, 17%. El resultado general que define al riesgo de la oruga procesionaria en relación al pino marítimo en las Landas de Gascuña es de $16\% \times 17\% = 2.7\%$.

Vulnerabilidad: Con el fin de definir la vulnerabilidad, cada escenario selvícola ha sido descompuesto en diversas operaciones selvícolas para todas las especies analizadas. Las operaciones selvícolas son: preparación del terreno, fertilización, composición del arbolado y cambios en su estructura, material genético empleado, tipo de regeneración, operaciones de limpieza, clareos, claras, podas y finalmente la edad de rotación o corta final y el objetivo de esa corta. Se ha reunido un panel de expertos en riesgos forestales de cada región analizada, lo que ha permitido conseguir puntuar cada una de estas opciones selvícolas, teniendo en cuenta si aumentaba o disminuía la vulnerabilidad de los bosques en relación a los riesgos analizados. La suma de esas puntuaciones proporciona una nota única para cada escenario y cada riesgo en cada una de las regiones.

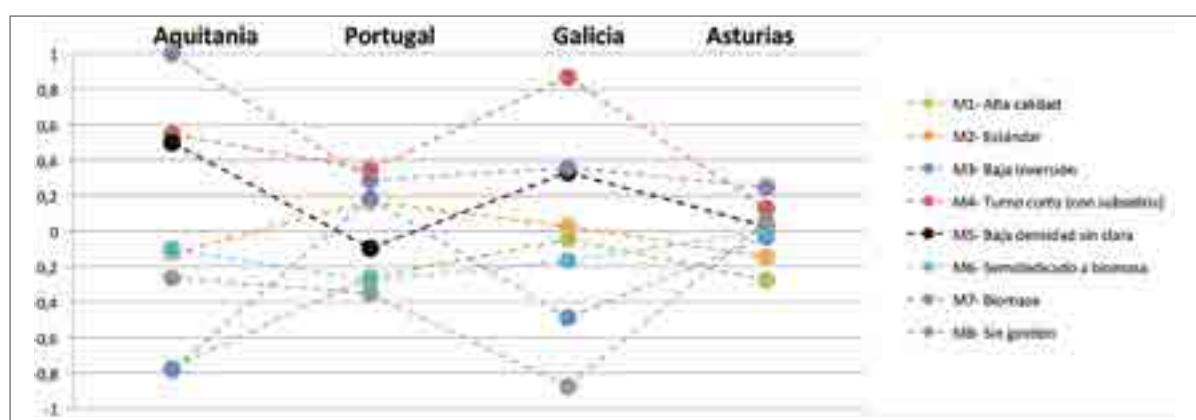
Impacto Potencial: Se calculó el impacto potencial de los riesgos para cada escenario en cada región en relación a la producción de las diferentes especies en cada una de las regiones consideradas, utilizando los costes de reforestación del mismo arbolado en caso de daño y el precio de la madera en cada región. En nuestro caso de estudio, se calculó un valor

medio en €/ha/año basado en un reparto ideal de parcelas de una hectárea con edades equilibradas. Por ejemplo, para un escenario con una edad de rotación de 60 años, el arbolado ideal lo constituirían 60 parcelas con edades de 1 a 60 años, cada una abarcando 1/60 ha. Se dispone, así, de un valor del elemento en riesgo obtenido de forma independiente de la edad de rotación y que sólo tiene en cuenta el valor expuesto al riesgo sobre el terreno y no los beneficios ya conseguidos en las claras.

La integración de los datos en el modelo: Cada uno de los pasos antes mencionados proporciona un valor cuantificable. En Visual Prométhée, los criterios considerados son los riesgos y las opciones a evaluar son los escenarios selvícolas. El factor de ponderación de cada criterio es el valor relativo dado a cada riesgo y el producto del valor de vulnerabilidad y el valor en riesgo de cada escenario se integra en el modelo. Con estos datos, Visual Prométhée permite comparar todos los riesgos asociados con todos los escenarios y efectuar este tipo de comparación para cada una de las regiones del proyecto. El "ranking Prométhée II" puede usarse para comparar los escenarios entre ellos y se basa en dos sistemas de clasificación parcial: uno que mide la preferencia de un escenario en relación a otros (es decir, su fortaleza en comparación con los otros) y el otro mide hasta qué punto todos los demás escenarios son preferidos antes que el analizado (es decir, la debilidad de este escenario individual comparado con los demás). Prométhée, por tanto, calcula la diferencia entre estos dos valores para realizar una clasificación de escenarios.

Se obtiene así una clasificación de escenarios selvícolas en función del riesgo múltiple, bien por región o bien en el conjunto de todas las regiones.

Resultados



Una especie común a los tres países: el pino marítimo.

Figura 3: Los resultados del ranking Prométhée II para el pino marítimo en cada una de las regiones: Aquitania, Portugal, Galicia y Asturias (-1 es el valor de mayor riesgo y 1 el menor).

En Aquitania y Galicia, los escenarios son muy diferentes entre sí, mientras que en Portugal y Asturias son más similares (Figura 3). Algunos escenarios, como el de rotación corta (M4) y el de biomasa (M7) se clasifican siempre entre los escenarios de menor riesgo. En el mismo sentido, el escenario estándar (M2) y el

semidedicado a la biomasa (M6) se suelen ubicar en mitad de la clasificación. No hay que olvidar que los riesgos analizados no son los mismos en todas las regiones y que este hecho influye en la clasificación de escenarios, tanto en la parte "riesgo" como en la parte "vulnerabilidad a los riesgos".

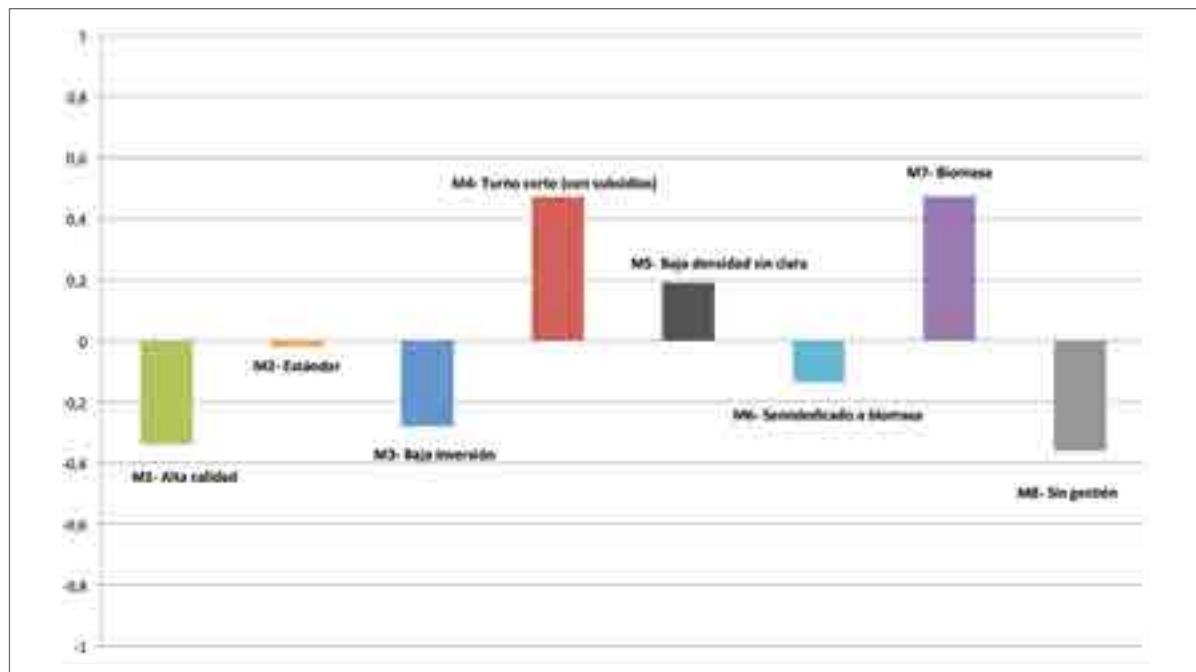
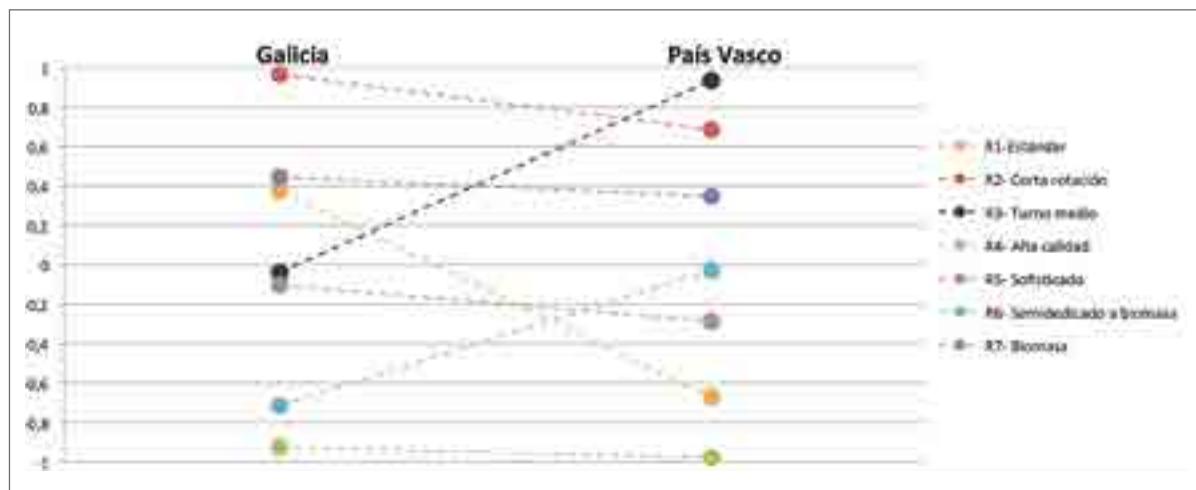


Figura 4: Resultados del ranking Prométhée II para el pino marítimo en cada una de las regiones: Aquitania, Portugal, Galicia y Asturias (-1 es el valor de mayor riesgo y 1 el menor).

La clasificación general muestra que los escenarios con rotaciones más cortas (M4 y M5 con un turno de 25 años, y M7 con un turno de 12 años) son los escenarios de menor riesgo. Por el contrario, los escenarios con mayor riesgo son los escenarios con rotaciones

más largas (M1 = 60 años y M3 = 55 años), así como el escenario que no conlleva ninguna gestión forestal. Los escenarios con rotaciones intermedias (M2 = 40 años y M6 = 35 años) se ubican en mitad de la clasificación (Figura 4).



Una especie común a varias regiones en un mismo país: el pino radiata.

Figura 5: Resultados del ranking Prométhée II para el pino radiata en Galicia y País Vasco (-1 es el valor de mayor riesgo y 1 el menor).

La clasificación de los escenarios depende de la región (Figura 5): esto se debe probablemente a que los riesgos evaluados en cada región fueron diferentes. Sin embargo, algunos escenarios muestran clasificaciones similares en las dos

regiones; los escenarios de rotaciones cortas (R2 = 18 años y R7 = 12 años) son los que muestran menor riesgo, mientras que el escenario para madera estructural (R4 = 45 años) se ubica en la zona inferior de la clasificación.

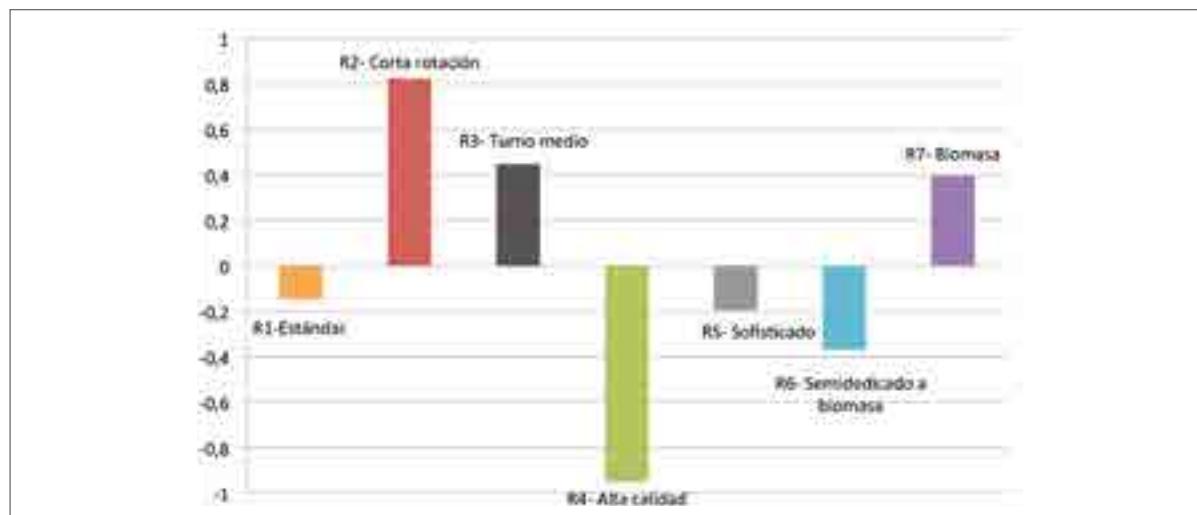
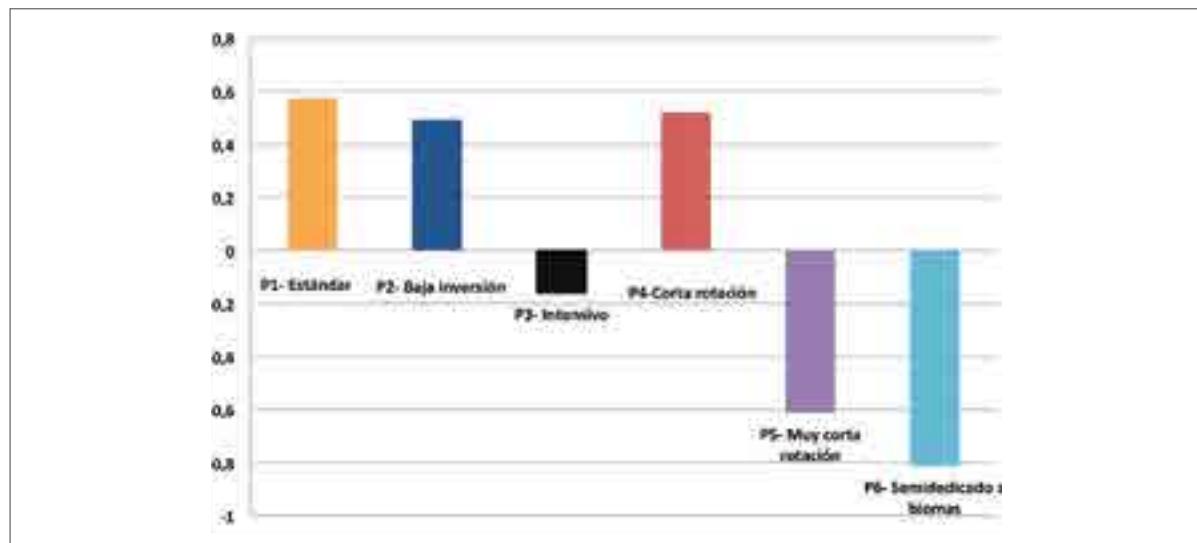


Figura 6: Resultados del ranking Prométhée II para el pino radiata en Galicia y País Vasco (-1 es el valor de mayor riesgo y 1 el menor).

La clasificación general para las dos regiones (Figura 6) parece confirmar que los escenarios con rotaciones más cortas (R2 = 18 años, R3 = 27 años y R7 = 12 años) tienen menor riesgo que los escenarios con rotaciones más largas (R4 = 45 años y R6 = 30 años). Sin embargo, cabe destacar que el escenario standard (R1) y el denominado "sofisticado" (R5) se ubican en la mitad de la clasificación aun siendo escenarios con rotaciones largas, particularmente el R5 con un turno de 45 años para obtención de madera de calidad estructural.

Este menor nivel de riesgo está probablemente

relacionado con el hecho de que R5 es el único escenario mixto en el que el roble supone el 50% del rodal junto con el pino. No es que únicamente el valor frente al riesgo que presentan los pinos es menor que para el escenario R4 (que también tiene un turno de 45 años) si no que la vulnerabilidad a algunos riesgos disminuye por la presencia de frondosas. Por lo tanto, el tiempo de rotación largo que tiene como resultado un aumento significativo de los riesgos, parece estar equilibrado hasta en un 50% cuando hay 2 especies presentes en el mismo rodal.



Un caso de prácticas de gestión especiales : el chopo.

Figura 7: Ranking resultante de Prométhée II para el chopo en el valle del río Garonne en Midi-Pyrénées y Aquitaine (-1 es el valor de más riesgo y 1 el de menos riesgo).

Tres de los escenarios son los de menor riesgo y no se pueden diferenciar (Figura 7): el escenario estándar (P1, actualmente el más común en el valle del Garonne), el escenario de baja inversión (P2, que pretende reducir los costes iniciales) y el escenario de rotaciones cortas (P4, que pretende producir biomasa en turnos de 10 años). Debe hacerse notar que los tres escenarios están caracterizados por la presencia de diversas variedades en la plantación.

Los escenarios de más riesgo son los de rotaciones cortas (P5, producción de biomasa en turnos de 5 años) y el escenario de semidedicado a biomasa (P6). El escenario intensivo (P3) está también en riesgo. Por contra a los tres escenarios de menos riesgos, los tres escenarios de más riesgo sólo tienen una variedad en la plantación.

Por tanto, en el caso del chopo, la elección de variedades es un factor importante de la gestión del riesgo. El uso de diversas y múltiples variedades tenderá a disminuir los riesgos diversificándolos, mientras que el uso de una sola variedad (elegida por su potencial de crecimiento, por ejemplo) tenderá a concentrar los múltiples riesgos a los que una plantación de chopo se expone.

Consecuencias para la gestión

El ejercicio de clasificación llevado a cabo en este análisis necesita ser estudiado con mayor detalle: algunos parámetros estuvieron sujetos a fuertes hipótesis o mostraron gran dependencia de la opinión de los expertos en regiones donde no se contaba con toda la información. De hecho, los escenarios clasificados próximos no se pueden diferenciar, incluso si uno está clasificado un poco más alto que el otro. (por ejemplo, P1, P2 y P4 en la Figura 7). En tales casos, no se puede dar ninguna recomendación

favoreciendo uno u otro escenario para mejorar el valor del riesgo en la gestión.

En los casos del pino radiata y del pino marítimo, los escenarios de menor riesgo están caracterizados por tener los turnos más cortos: el coste expuesto al riesgo es más bajo en estos casos porque los árboles no presentan un alto valor comercial. Sería útil, por tanto, calcular la eficiencia económica de estos escenarios para rehacer una clasificación que combine el aumento de eficiencia de costes y el menor riesgo. Este cálculo estaría especialmente indicado en los escenarios de producción de biomasa en los que la inversión es alta y el valor comercial de los árboles es muy bajo: no se debería considerar una buena opción un escenario de bajo riesgo con baja rentabilidad.

La elección de las especies juega, además, un papel en la disminución del riesgo: para el pino radiata, establecer un bosque mixto con el 50% de robles reduce los riesgos derivados del aumento de la duración del turno. De la misma manera, el uso de diferentes variedades en las plantaciones de chopo parece reducir el riesgo en comparación con las plantaciones monoclonales.

Además, debe hacerse notar que incluso si en algunos escenarios siempre se obtuvo una clasificación media similar, la gestión del riesgo requiere ser adaptada a cada región, porque los bosques están sujetos a diferentes amenazas en las diferentes regiones.

Información extra

Todos los detalles de los análisis llevados a cabo durante el proyecto FORRISK (integrando más especies) están disponibles en el informe de esta acción en la página web del proyecto: <http://forrisk.efiatlantic.efi.int/>

4 ANÁLISE DO RISCO E FERRAMENTAS DE AJUDA À DECISÃO

4.3. Ferramentas de ajuda à decisão



hazi



4.3.2. Análise de riscos multi-critério: comparação de diferentes tipos de gestão florestal em função de múltiplos riscos de pragas-chave da região SUDOE

PT

Regiões: todos

Fundamento

Os riscos bióticos e abióticos na floresta causam frequentemente elevados estragos que têm vindo e que continuaram a aumentar com as alterações climáticas. Além disso, um povoamento não é afectado por um único risco; pode em simultâneo sofrer um risco de incêndio florestal, de seca ou um ataque de agentes bióticos, o que pode resultar numa gestão do risco contraditória. Quando se lida com alterações climáticas, é importante, analisar múltiplos riscos em vez de analisar riscos em separado.

Objectivo

Desenvolver uma ferramenta de análise de risco multicritério, que permita classificar diferentes cenários silvícolas para espécies florestais mais produtivas no Sudoeste da Europa de acordo com múltiplos riscos.

Método

Os métodos usados no projecto Forrisk foram baseados e adaptados dos métodos utilizados por Jactel *et al.*, 2012.

A análise do risco normalmente consiste na

definição da frequência e intensidade, na vulnerabilidade das florestas e no impacto que os riscos têm sobre as mesmas (isto é, nos valores que estão em risco). Estes dados integram-se de forma a obter um valor global do risco (Figura 1). Neste estudo, todos os valores foram analisados com a ferramenta de apoio à decisão, Visual Promethée (Mareschal, 2014) que compara as diferentes opções, variando o factor de ponderação dos critérios em que a comparação das opções é realizada.

Risco x Vulnerabilidade x Valor em risco = Riscos

Figura 1: Definição de risco.

Definição dos cenários: Foram desenvolvidos cenários de gestão florestal contrastantes para várias das espécies arbóreas mais usadas em plantações florestais do Sudoeste da Europa (Figura 1). Consideraram-se cenários com períodos de rotação longos, com o objectivo de produzir madeira de construção (M1 ou R4), de rotações mais curtas para a produção de biomassa (M7, R7 e P5), assim como, cenários silvícolas mais clássicos e de floresta mista (R5).

Uma espécie estudada em todos os países	Aquitânia	Portugal	Galiza	Astúrias		
<u>Pinheiro bravo</u> M1 - Alta qualidade M2 - Padrão M3 - Pouco investimento M4 - Período curto (com subsídios) M5- Pouca densidade sem desbaste M6 - Metade para biomassa M7 - Biomassa M8 - Sem gestão	Vento, fogo, caça, seca, processionária do pinheiro, escolitídeos, fungos	Vento, fogo, processionária do pinheiro, escolitídeos, <i>Fusarium</i> , chuvas torrenciais, geada	Vento, fogo, caça, <i>Fusarium</i> , nemátode do pinheiro	Vento, fogo, caça, riscos bióticos		
Uma espécie estudada em diferentes regiões de um país	Galiza		País Basco			
<u>Pinheiro radiata</u> R1 - Padrão R2 - Período curto R3 - Período médio R4 - Elevada qualidade R5 - Sofisticado R6 - Metade para biomassa R7 - Biomassa	Vento, fogo, caça, <i>Fusarium</i> , nemátode do pinheiro		Vento, fogo, <i>Diplodia</i> , <i>Dothistroma</i> , <i>Fusarium</i>			
Uma espécie atípica	Vale do Garona (Regiões dos "Midi-Pyrénées" e da Aquitânia)					
<u>Choupo</u> P1 - Padrão P2 - Pouco investimento P3 - Intensivo P4 - Rotações curtas P5 - Rotações muito curtas P6 - Metade para biomassa	Vento, caça, seca, geada, cheias, pulgões lanígeros, ferrugem, doenças secundárias					

Figura 2: Exemplo de três espécies estudadas para as várias regiões do projecto. Para cada espécie, foram identificados vários cenários de gestão silvícola. Os cenários com as mesmas cores (à excepção do que se encontram a negro) são semelhantes entre si (como por exemplo, a produção de biomassa durante períodos de rotação curtos para M7, R7 e P6).

Os parceiros do projecto determinaram os riscos mais importantes para cada espécie arbórea na sua região: para a maioria, os riscos determinados foram o vento, tempestades e fogos florestais, mas também incluíram a caça e um determinado número de pragas e doenças (Figura 2).

O risco: com o objectivo de definir os riscos, foram determinados os volumes de madeira ou as áreas de superfície afectadas por cada risco.

Para tal utilizou-se, estudos prévios publicados ou o conhecimento de peritos, tendo-se obtido uma pontuação inicial expressa em percentagem. Descreveu-se o tipo de estrago (mortalidade, perda de crescimento, diminuição da qualidade da madeira) e determinou-se a percentagem de perdas económicas associadas, obtendo-se uma segunda pontuação. As duas percentagens foram multiplicadas para se obter um valor para o risco.

Exemplo: no caso do pinheiro bravo, a processional do pinheiro foi responsável por 16% de árvores afectadas por ano. A primeira pontuação foi de 16%. Os estudos portugueses estimaram uma perda económica de 17% devido a perdas médias de crescimento. O segundo valor estimado foi de 17%. A pontuação geral que define o risco causado pela processional do pinheiro relativamente ao pinheiro bravo existente na região da Gasconha é de $16\% \times 17\% = 2.7\%$.

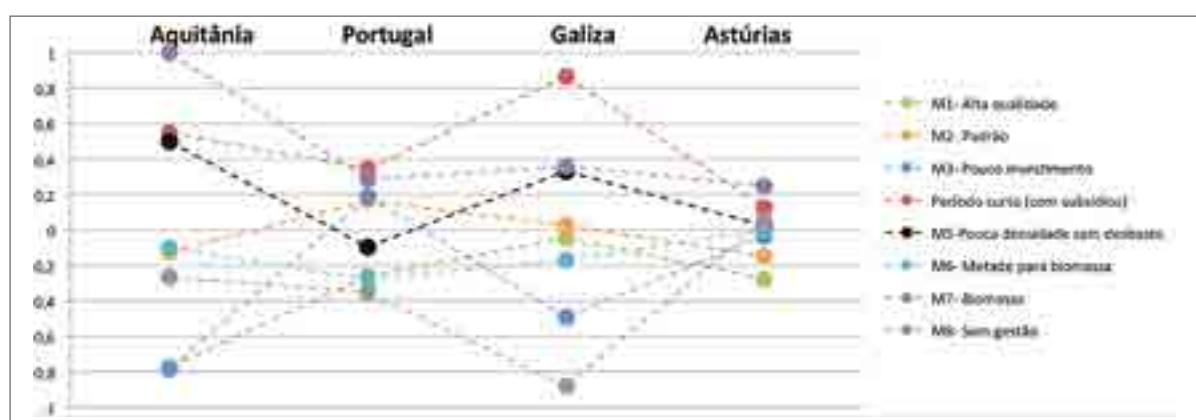
Vulnerabilidade: com o objectivo de definir a vulnerabilidade, cada cenário silvícola foi subdividido em operações silvícolas para todas as espécies arbóreas estudadas no projecto. As operações silvícolas consideradas foram: preparação do terreno, fertilização, composição e alterações na estrutura do povoamento, material genético utilizado, tipo de regeneração, operações de limpeza, qualquer operação de desbaste pré-comercial, desbaste, podas e finalmente, a duração da rotação e a utilização final da madeira. Um painel de peritos em riscos florestais de cada região avaliou e deu uma pontuação a cada uma das opções silvícolas, tendo em consideração as outras, considerando se cada opção poderia aumentar ou diminuir a vulnerabilidade da floresta ao risco em questão comparativamente às outras. Da soma de todas as pontuações, obteve-se um único valor por cenário e por risco em cada região.

Valor em risco: O valor em risco foi calculado para cada cenário em cada região relativamente à produção de cada espécie nessa região, o custo de replantar, no caso de o povoamento sofrer algum estrago, e o preço da madeira em cada região. No nosso estudo, foi calculado um valor

médio em €/ha/ano, baseado num povoamento ideal constituído por um hectare de árvores com idades equilibradas. Por exemplo, para um cenário de rotação de 60 anos, um povoamento ideal teria 60 parcelas com idades entre os 1 e os 60 anos num espaço de 1/60 ha. O valor em risco é assim, independente da duração da rotação, tendo apenas em consideração o valor relacionado com o risco no terreno e não com os lucros já obtidos durante o desbaste.

A integração dos dados no modelo: cada um dos passos acima mencionados dá origem a um valor quantificável. No Visual Prométhée, os riscos foram considerados como “critérios” e os cenários silvícolas como opções a avaliar. O factor de ponderação para cada critério, a ser integrado no modelo, é a classificação relativa atribuída a cada risco, resultante do produto da classificação da vulnerabilidade e o valor em risco em cada cenário. Com estes dados, o visual Prométhée pode comparar todos os riscos associados com os cenários de todas as regiões do projecto. O “ranking do Prométhée II” pode ser usado para comparar os cenários e é baseado em dois sistemas de ranking parciais: um que mede a preferência de um cenário relativamente a outros (ou seja a força de um cenário comparativamente a outros) e outro que mede a quantidade de cenário ser preterido por outros (ou seja a fraqueza de um cenário comparativamente a outros). O Prométhée pode calcular a diferença entre estes dois valores de forma a classificar os cenários. Desta forma, os cenários silvícolas são classificados de acordo com vários riscos por região ou em todas as regiões juntas.

Resultados



Espécie comum aos três países: Pinheiro bravo

Figura 3: Ranking de resultados obtidos com o programa PROMETHEE II para o pinheiro bravo em cada uma das regiões: Aquitânia, Portugal, Galiza e Astúrias (-1 é o valor em que o risco é maior e 1 é o valor que representa o menor risco).

Na Aquitânia e na Galiza, os cenários são muito diferentes uns dos outros, enquanto que em Portugal e nas Astúrias existe uma maior similaridade (Figura 3). Alguns cenários, como o da curta rotação (M4) e o da biomassa (M7) são sempre classificados como cenários de baixo risco. No mesmo sentido, o cenário

clássico (M2) e o cenário metade para biomassa (M6), estão frequentemente no meio. Deve ser tido em conta que nem todos os riscos foram estudados em todas as regiões, e que tal, irá influenciar a classificação dos cenários quer na parte relacionada com os “riscos”, quer na parte relacionada com a “vulnerabilidade ao risco”.

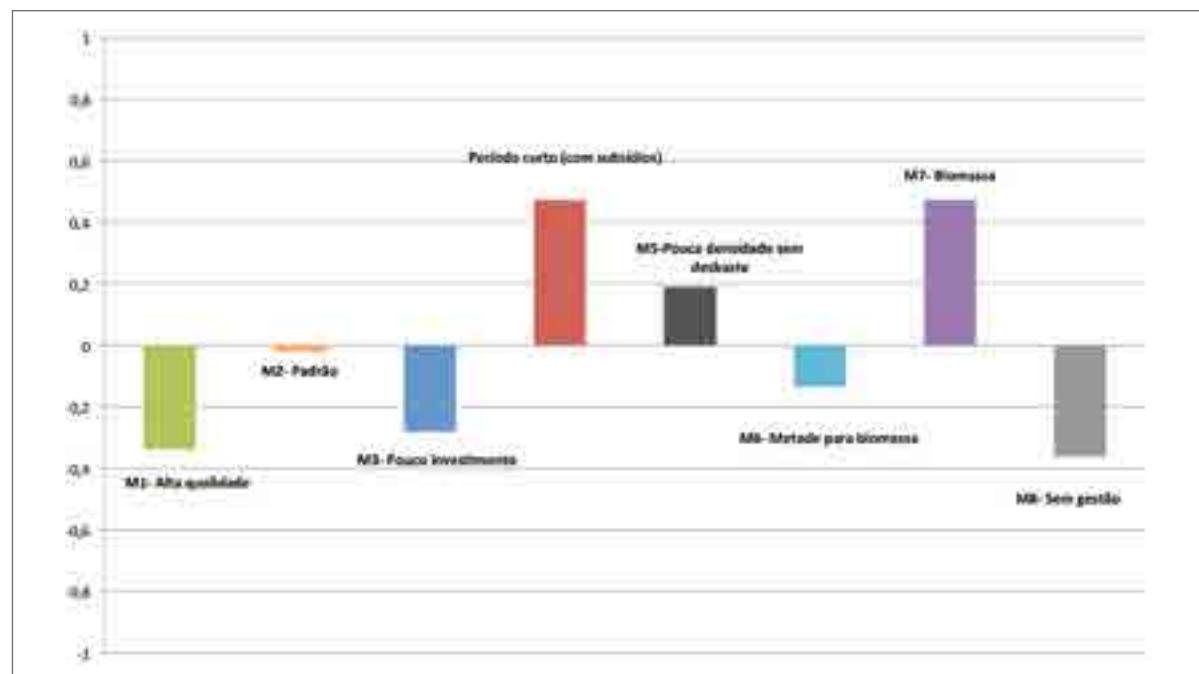
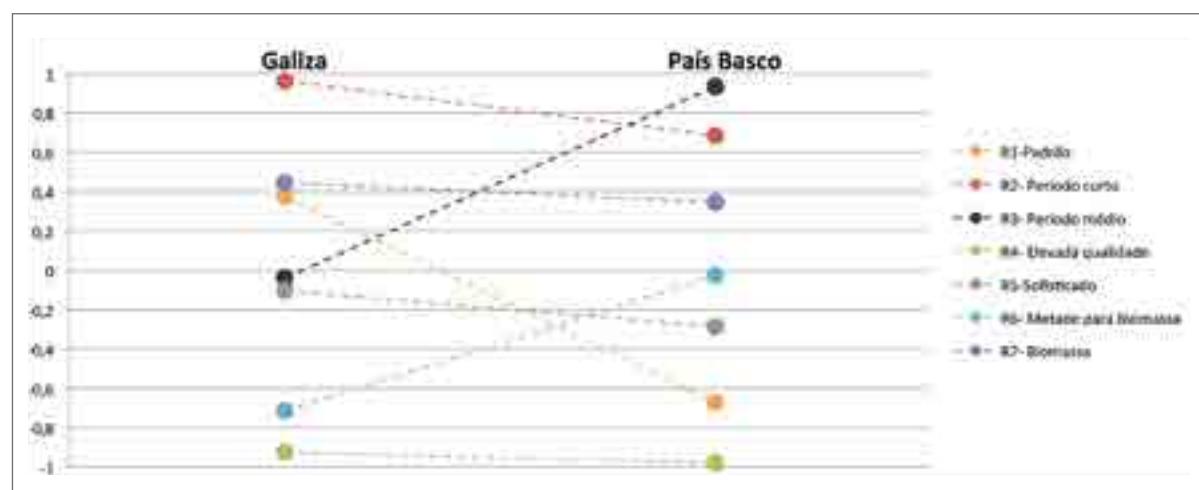


Figura 4: Ranking de resultados obtidos com o programa PROMETHEE II para o pinheiro bravo em cada uma das regiões: Aquitânia, Portugal, Galiza e Astúrias (-1 é o valor em que o risco é maior e 1 é o valor que representa o menor risco).

O ranking geral mostra que os cenários com rotação mais curta (M4 e M5 com duração de 25 anos, e M7 com duração de 12 anos) são os que estão menos em risco, porque o valor em risco é geralmente baixo; enquanto os cenários com maior risco são aqueles que têm

um tempo de rotação mais longo (M1 = 60 anos e M3 = 55 anos), bem como o cenário que não inclui qualquer gestão. Os cenários que têm um tempo de rotação médio (M2 = 40 anos e M6 = 35 anos) estão na faixa intermédia do ranking (Figura 4).



Espécie comum a várias regiões num só país: Pinheiro radiata.

Figura 5: Ranking de resultados obtidos com o programa PROMETHEE II para o pinheiro radiata em cada uma das regiões: Galiza e País Basco (-1 é o valor em que o risco é maior e 1 é o valor que representa o menor risco).

O ranking de cenários difere de acordo com a região (Figura 5): este é o resultado mais provável, porque os riscos em questão são diferentes em cada uma das duas regiões. No entanto, alguns cenários estão geralmente

na mesma posição em ambos os casos: os cenários de curta rotação (por exemplo, R2 = 18 anos e R7 = 12 anos) parecem estar menos em risco, enquanto o cenário de alta qualidade (R4 = 45 anos) está no fundo da classificação.

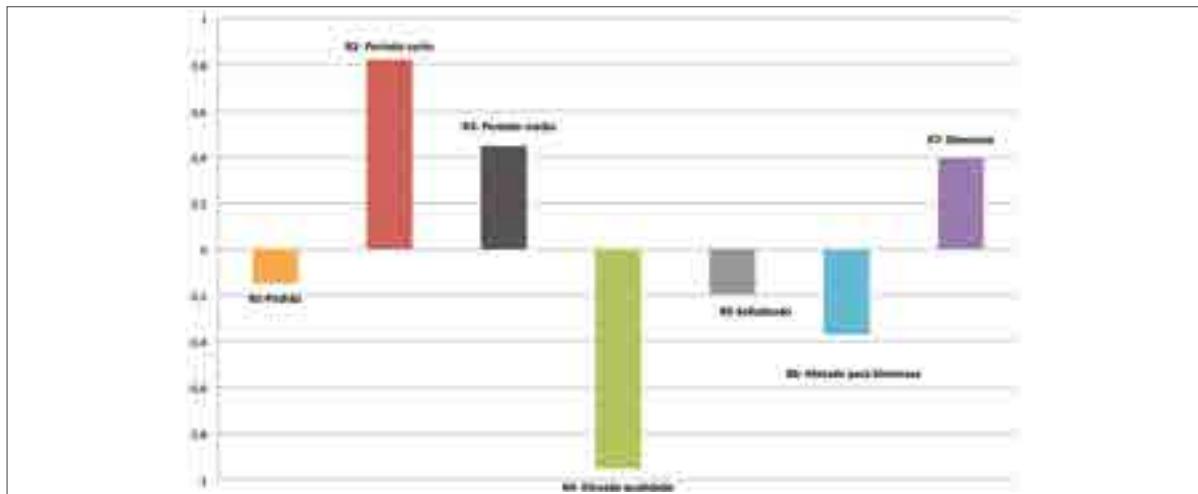
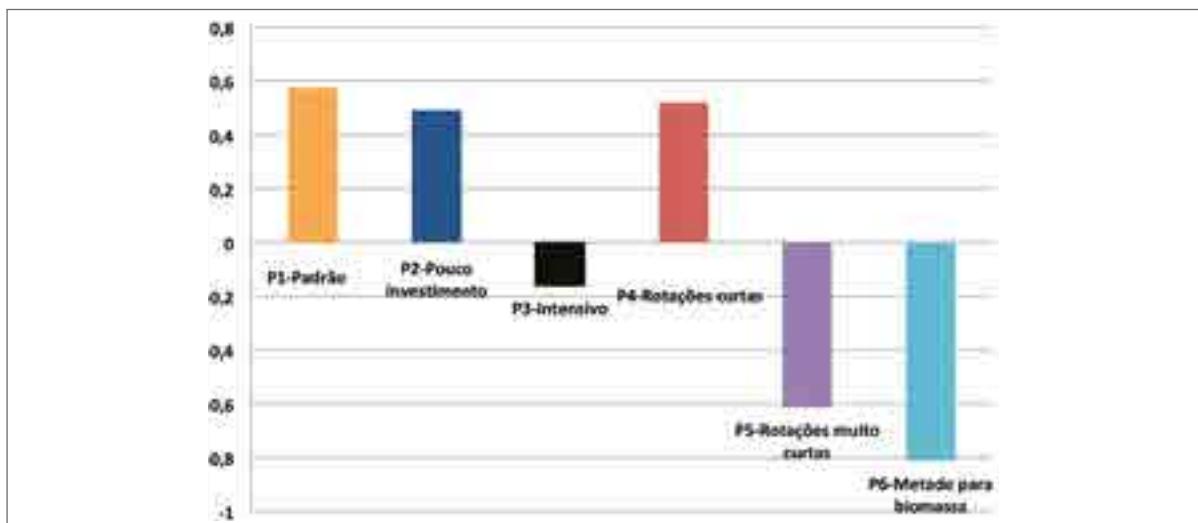


Figura 6: Ranking de resultados obtidos com o programa PROMETHEE II para o pinheiro radiata em cada uma das regiões: Galiza e País Basco (-1 é o valor em que o risco é maior e 1 é o valor que representa o menor risco).

Em geral, as posições do ranking para ambas as regiões (Figura 6) parecem confirmar que os cenários mais curtos ($R2 = 18$ anos, $R3 = 27$ anos e $R7 = 12$ anos) estão menos em risco do que os cenários mais longos ($R4 = 45$ anos e $R6 = 3$ anos). No entanto, é de referir que o cenário clássico (R1) e o cenário sofisticado (R5) estão no meio da classificação, embora as suas durações de rotação sejam bastante longas, nomeadamente o cenário R5, que tem uma duração de 45 anos e tem como objectivo a produção de madeira de qualidade.

Este baixo nível de risco é provavelmente devido

ao facto de o cenário R5 ser o único cenário de floresta mista, em que o carvalho compreende 50% do povoamento juntamente com o pinheiro. Não só é o valor mais baixo de risco para o pinheiro, quando comparando com o cenário R4 (também com uma duração de 45 anos), como também tem uma vulnerabilidade a determinados riscos reduzida devido à presença de folhosas. Portanto, um tempo de rotação longo, que geralmente aumenta os riscos de forma significativa, parece ser contrabalançado até 50%, quando está presente no povoamento uma espécie diferente.



Espécie sujeita a medidas de gestão especial: choupo.

Figura 7: Ranking de resultados obtidos com o programa PROMETHEE II para o choupo no vale de Garona nas regiões dos "Midi-Pyrénées" e na Aquitânia (-1 é o valor em que o risco é maior e 1 é o valor que representa o menor risco).

Três dos cenários estão menos em risco e não podem ser diferenciados entre si (Figura 7): o cenário clássico (P1, actualmente o mais comum no vale de Garona), o cenário de baixo investimento (P2, que visa reduzir as despesas iniciais) e o cenário de curta rotação (P4, que visa a produção de biomassa em 10 anos). Deve ter-se em conta, que estes três cenários são caracterizados pela presença de diversas espécies de choupos no povoamento.

Os cenários que estão em maior risco são os cenários com uma rotação muito curta (P5, com o objectivo de produzir biomassa em 5 anos) e o cenário metade para biomassa (P6). O cenário da produção intensiva (P3) também está em risco. Em contraste com os três cenários menos em risco, os três cenários “em risco” só têm uma espécie de choupo no povoamento. Portanto, no caso do choupo, a escolha da espécie é um factor chave na gestão do risco. O uso de múltiplas e diferentes espécies tende a diminuir os riscos, enquanto a utilização de uma única espécie (escolhida pelo seu potencial de crescimento, por exemplo) tende a concentrar os vários riscos a que um povoamento de choupo está exposto.

Consequências da gestão

Os exercícios de classificação realizados nesta análise precisam de ser estudados com mais detalhe: alguns parâmetros foram objecto de hipóteses fortes ou em função da opinião de especialistas, quando os dados não estavam disponíveis. De facto, os cenários com classificação muito semelhante não podem ser diferenciados, mesmo que um seja um pouco maior do que o outro (por exemplo, P1, P2 e P4 na Figura 7). Nesses casos, nenhum conselho pode ser dado que favoreça um ou outro cenário no sentido de melhorar a gestão do risco.

Nos casos do pinheiro radiata e do pinheiro bravo, os cenários com menos risco podem ser muitas vezes caracterizados como tendo os períodos de rotação mais curtos: o valor que está exposto ao risco é menor nestes casos, porque as árvores não chegam a atingir níveis elevados de madeira em pé. Seria, portanto, útil calcular o custo-benefício desses cenários a fim de refazer o ranking que poderia combinar um aumento do custo-benefício e do risco mínimo. Este cálculo seria justificado nos cenários de “biomassa”, nos quais o investimento é alto e o valor da madeira em pé é muito baixo: o risco seria baixo mas um cenário sem lucro não deve ser considerado como uma boa opção.

A escolha das espécies a serem utilizadas também desempenha um papel importante na diminuição dos riscos: para o pinheiro radiata, uma floresta mista com 50% de carvalho reduz os riscos resultantes do tempo de rotação. Da mesma forma, o uso de várias espécies diferentes de choupo parece reduzir os riscos em comparação com povoamentos monoclonais. Pode também verificar-se que mesmo que alguns cenários tenham sempre um ranking global semelhante, a gestão de riscos deve ser adaptada a cada região, porque as florestas estão sujeitas a riscos diferentes dependendo da região.

Mais informações

Todas as análises realizadas durante o projecto FORRISK (incluindo mais espécies) estão disponíveis no relatório sobre esta tarefa no website do projecto:

<http://forrisk.efiatlantic.efi.int/>