

Impacto de agentes de distúrbio nos serviços dos ecossistemas em povoamentos de pinheiro bravo na Serra da Lousã

Raúl Salas González*

ORCID: 0000-0003-0808-1928 rsalas@esac.pt

Beatriz Fidalgo*

ORCID: 0000-0002-2170-7799 bfdalگو@esac.pt

*Instituto Politécnico de Coimbra, Escola Superior Agrária
Departamento de Ciências Agrárias e Tecnologia Alimentar (Portugal)

Resumo

Os danos causados por distúrbios provocados por pragas e doenças ou fenómenos climatéricos extremos, têm vindo a intensificar-se nas florestas de toda a Europa e também em Portugal, fruto das alterações climáticas em curso e da gestão florestal aplicada. Neste trabalho estuda-se o efeito destes distúrbios na estrutura e composição de povoamentos de pinheiro bravo e estimam-se os impactos na produção de serviços de produção lenhosa, captura de carbono e biodiversidade. Conclui-se que a ação continuada dos distúrbios produz alterações estruturais nos povoamentos que conduzem a uma diminuição importante na sua capacidade de fornecimento dos serviços dos ecossistemas estudados e que indicam a necessidade de aplicar novos modelos de silvicultura na gestão destes povoamentos.

Palavras-chave: Distúrbios, *Pinus pinaster*, serviços ecossistémicos.

Abstract

Impact of disturbance agents on the provision of ecosystem services for maritime pine stands in Serra da Lousã. Forest disturbance regimes have intensified recently in Europe and Portugal, and future climatic changes are expected to amplify this development further in the coming decades. In this work, the effect of these disturbances on the structure and composition of maritime pine stands is studied and the impacts on ecosystem services like wood production, carbon and biodiversity are estimated. Results show that the continued action of these events causes structural changes in *Pinus pinaster* stands, that adversely affect its ability to produce goods and services and suggest the need to introduce changes in silviculture models traditionally applied.

Keywords: Disturbances, *Pinus pinaster*, ecosystem services.

Introdução

Falar de distúrbios em Portugal significa, quase sempre, falar de incêndios florestais e das consequências devastadoras e crescentes que eles representam para a floresta portuguesa. Porém, outros distúrbios como pragas, doenças e acidentes climatéricos e meteorológicos extremos, assumem também grande relevância no nosso país e na Região Centro em particular. Entre os anos de 2011 e 2017, a área de floresta afetada por pragas e doenças e por fenómenos climatéricos extremos no nosso país foi de 1397 mil hectares (FAO, 2020). Esta cifra inclui 1015 ha de área florestal afetadas pelo nemátodo do pinheiro e 29 mil ha afetadas pelo ciclone Gong ocorrido em 2013. Em 2018 o furacão Leslie afetou mais 8 mil ha na Região Centro (SIC Notícias, 2018).

A ocorrência destes distúrbios está fortemente ligada ao clima (Turner, 2010) e caracteriza-se pela ocorrência irregular de grandes surtos ou catástrofes tipicamente associadas a condições extremas de variáveis climáticas que tendem a aumentar no futuro, criando maiores condições de secura, mais ondas de calor e muito provavelmente a alterar a frequência, intensidade e trajetória das tempestades (Sanderson *et al.*, 2012; Nunes *et al.*, 2020) e de fenómenos meteorológicos extremos (Rummukainen, 2012). Estas condições irão tornar as florestas mais suscetíveis a todo o tipo de distúrbios (Lindner *et al.*, 2010; Moore e Allard, 2011).

Porém, as consequências dos distúrbios dependem também da gestão praticada a qual influência não só as condições estruturais da floresta quando acontece o distúrbio (Lugo, 2008) mas também as possíveis trajetórias de evolução futura dos povoamentos e das paisagens (Franklin *et al.*, 2002; Seild *et al.*, 2011). A expansão da área florestal levando à ocupação de zonas mais vulneráveis e à silvicultura praticada, simplificando a estrutura dos povoamentos e das paisagens, explicam em certa medida o aumento dos danos causados pelos distúrbios nas florestas da Europa (Gardiner *et al.*, 2010; Schuck e Schelhaas, 2013).

Não é fácil estudar o efeito dos distúrbios porque não existem estatísticas que documentem com regularidade quer as características dos fenómenos em si (Rummukainen, 2012; Lindner, *et al.*, 2014), quer os danos causados nas florestas (van Lierop *et al.*, 2015; Nagel *et al.*, 2017; Nunes *et al.*, 2020).

O presente trabalho tem como propósito conhecer as alterações da estrutura originadas pela ocorrência continuada de nemátodo e tempestades em povoamentos de pinheiro bravo na Serra da Lousã e estimar a partir daí, o impacto que estes distúrbios tiveram na produção de serviços de produção lenhosa, armazenamento de carbono e biodiversidade.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

A área de estudo situa-se no Perímetro Florestal da Serra da Lousã, compreende três povoamentos com 34 ha de área, instalados há mais de 75 anos pelos serviços florestais (TABELA I). Os povoamentos n.º 1 e 2 são puros de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*). O povoamento n.º 3 é misto, de cedro de Buçaco (*Cupressus lusitanica*), pinheiro bravo e pinheiro silvestre (*Pinus sylvestris*). O modelo de silvicultura utilizado compreendeu a instalação artificial com sementeira de Pinheiro bravo e plantação das outras espécies resinosas por manchas, a realização periódica de desbastes (DGSFA, 1939) e de cortes sucessivos com o objetivo de transitar para povoamentos mistos de estrutura irregular.

TABELA I - Características dos povoamentos estudados.

Pov. N.º	Espécie(s)	Exposição dominante	Área (ha)	Altitude (m)	Declive (%)	N.º de parcelas
1	Pinheiro bravo	Oeste	10	610	>30	8
2	Pinheiro bravo	Cumeada/ Noroeste	14	650	0-20	12
3	Cedro do Buçaco; Pinheiro bravo; Pinheiro silvestre	Noroeste	10	620	20-30	12

Nas últimas décadas os povoamentos sofreram, o ataque do nemátodo (início em 2009), o ciclone Gong (2013) e o furacão Leslie (2018). Os cortes sanitários iniciaram-se há mais de 10 anos e em 2013 foram retirados os salvados resultantes da atuação do ciclone Gong.

Recolha e tratamento de dados em campo

Em 2018, instalaram-se 32 parcelas de amostragem, quadradas de 400 m², seguindo uma distribuição sistemática. Para a avaliação do estrato arbóreo cada árvore (viva ou morta) foram registados: o número de árvores (n); o diâmetro à

altura do peito (Dap) de todas as árvores, com $Dap > 5$ cm; a altura das árvores dominantes de cada espécie (Hdom); a altura total de todas as árvores quando $n < 20$, ou em metade das árvores quando $n > 20$; o diâmetro da base (Dbase) dos cepos e das árvores a que foi medida a altura e o comprimento e diâmetros das árvores mortas derrubadas.

A recolha de dados para a avaliação da diversidade do subcoberto e da regeneração natural, foi realizada em 3 subparcelas de $4m^2$ dentro de cada parcela principal, tendo-se registado o grau de coberto de todas as plantas vasculares e briófitas e o número de pés de cada espécie arbórea. Em cada povoamento e por classe de Dap, foram calculadas para as árvores vivas e mortas as variáveis do povoamento: número de árvores (N); área basal (G), volume médio (Vol) e Carbono armazenado da parte aérea (C). O volume, a biomassa e o carbono de cada árvore foram calculados com as equações do inventário florestal nacional (ICNF, 2019). Foi calculado o número de pés por hectare da regeneração natural para cada uma das espécies. Foi examinada α -diversidade biológica através da Riqueza total de espécies (S) e do Índice de Shannon-Weaver (H'), considerado também como um índice de equidade (Magurran, 1988).

Para a reconstituição das árvores cortadas foram estimados: o Dap através de uma regressão linear, sendo a variável preditiva o Dbase; e altura das árvores (vivas e mortas), através de um modelo não linear, sendo a variável preditiva o Dap, considerando-se os critérios de qualidade de ajuste definidos em Salas *et al.* (1993). Para avaliar o efeito dos distúrbios na estrutura foi utilizada a fração das árvores mortas dos 3 povoamentos. Como o número de parcelas não era igual nos 3 povoamentos, foi aplicado um teste GLM (modelos lineares generalizados) para comparar as médias das características dendrométricas N, G, Vol e C, utilizando como fator de variação os povoamentos ou as espécies. Posteriormente aplicou-se o teste de multi-comparação de Duncan para a comparação das médias (Marôco, 2016).

Na regeneração natural foi aplicado um teste de Kruskal-Wallis para a comparação entre povoamentos e entre as espécies em que se registou regeneração natural. Posteriormente, foi aplicado um teste de Mann-Whitney para comparar a regeneração das duas espécies com maior regeneração (pinheiro bravo e castanheiro). Para os índices de biodiversidade, foi efetuado o teste de t para amostras independentes. A normalidade das variáveis foi verificada antes de efetuar as análises (Marôco, 2016). Para avaliar o efeito dos distúrbios estes índices foram comparados com os obtidos em 18 parcelas de pinheiro bravo realizadas na mesma área no ano de 2007. Todas as análises foram realizadas no programa IBM SPSS Statistics V25.

Resultados

Estrutura, produção lenhosa e carbono armazenado

A estrutura dos três povoamentos florestais antes e depois dos distúrbios foi estudada através da distribuição do número de árvores por classes diamétricas (fig.1). Os 3 povoamentos inicialmente com estrutura regular, apresentam atualmente uma estrutura irregular, considerando os critérios do Inventário Florestal Nacional (ICNF, 2019), a composição dos povoamentos continua a ser pura de pinheiro bravo nos povoamentos 1 (96,7%) e 2 (87.0%) e mista no povoamento 3, onde dominam as espécies cedro do Buçaco (50,6%), pinheiro bravo (26.6 %) e pinheiro silvestre (16.9 %). A mortalidade aconteceu sobretudo nas classes de Dap > 25 cm, ou seja, nas árvores de maiores dimensões, embora se tenha verificado mortalidade em todas as classes diamétricas, foi no povoamento 2 onde ocorreram maiores danos (fig. 1b).

Nos povoamentos 1 e 2 é evidente uma distribuição quase biomodal, configurando um povoamento estratificado com 2 andares, em que um corresponde à regeneração natural que tem vindo a ocorrer e o outro, correspondente às árvores que restam do povoamento original de pinheiro bravo (fig. 1a e b). No povoamento 3 este efeito não é tão evidente apresentando uma distribuição de N mais regular pelas diferentes classes (fig. 1c). É de salientar que a regeneração natural (Dap < 20 cm) também sofreu danos, particularmente com as tempestades, tal foi o caso das espécies, pinheiro bravo, castanheiro e cedro de Buçaco. Os povoamentos foram caracterizados pelos valores médios das características dendrométricas da fração viva e morta para as variáveis do povoamento; N, G, Vol e C (TABELA II). O resultado da análise do GLM mostrou diferenças estatisticamente significativas entre os povoamentos florestais para todas as variáveis (N (P= 0,027), G (P= 0,030), Vol (P= 0,034) e C (P= 0,009)).

O povoamento 1 perdeu 32% das árvores, o povoamento 2 perdeu 44% e o povoamento 3 perdeu 24%. A comparação de médias do número de árvores mortas mostrou que a diferença é estatisticamente significativa entre os povoamentos 2 e 3, e não foram encontradas diferenças significativas entre os povoamentos 1 e 3.

Relativamente a área basal, o povoamento 1 perdeu 24%, o povoamento 2 perdeu 54% e o povoamento 3 perdeu 22%, e do volume médio, a perda da produção no povoamento 1 foi de 27%, no povoamento 2 foi de 55% e no povoamento 3 foi de 22(%).

A quantidade de C armazenado perdido foi de 22,5% no povoamento 1, 57% no povoamento 2 e de 21% no povoamento 3. Para estas 3 variáveis, o teste de comparação das médias, mostrou diferenças entre os povoamentos 1 e 3 com o povoamento 2.

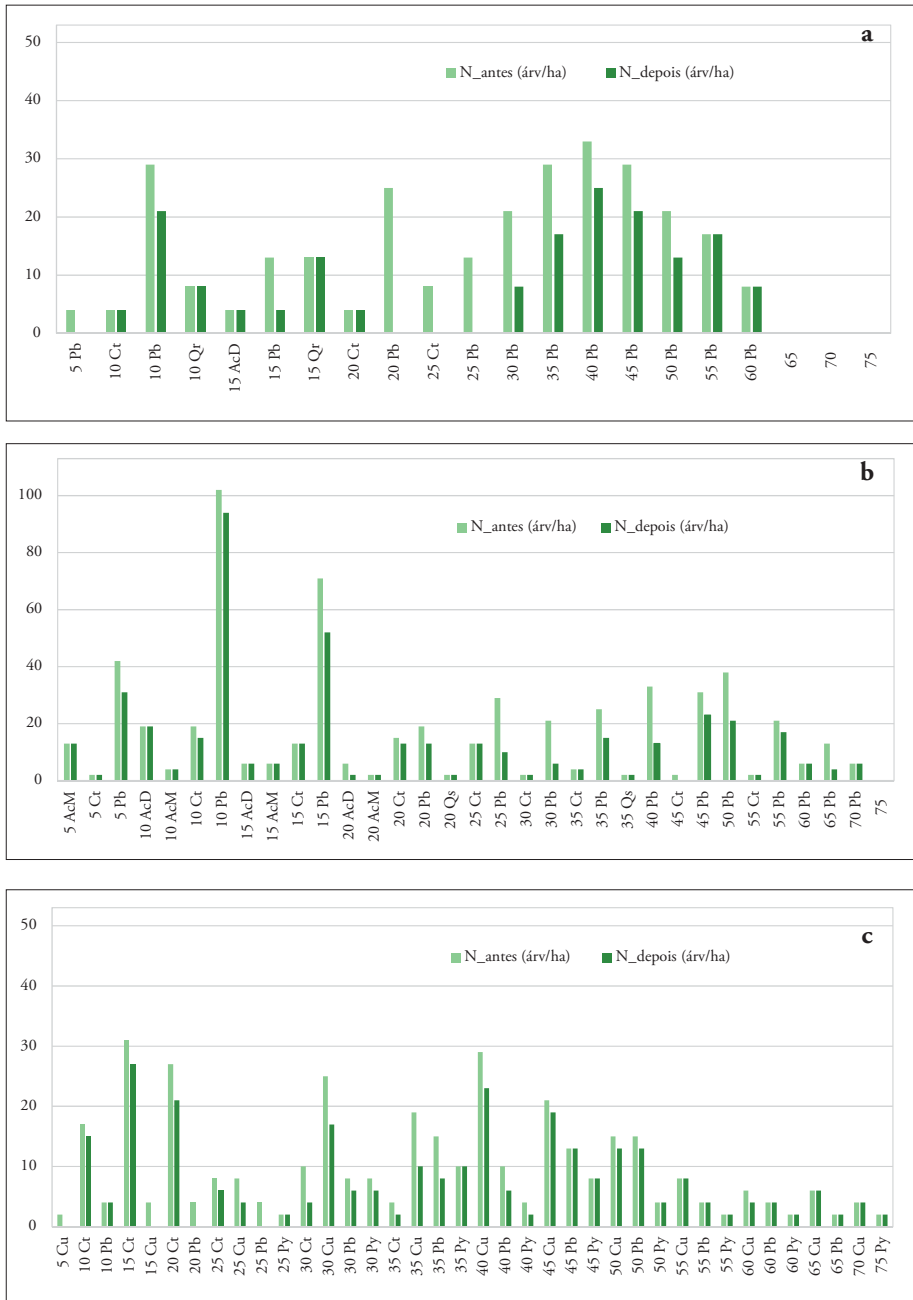


Fig. 1 - Estrutura dos povoamentos florestais

Nota: AcD-Acacia dealbata; AcM-Acacia melanoxylon; Ct-Castanea sativa; Cu-Cupressus Lusitânica; Pb-Pinus pinaster; Py:Pinus sylvestris; Qr-Quercus robur; Qs-Quercus suber.

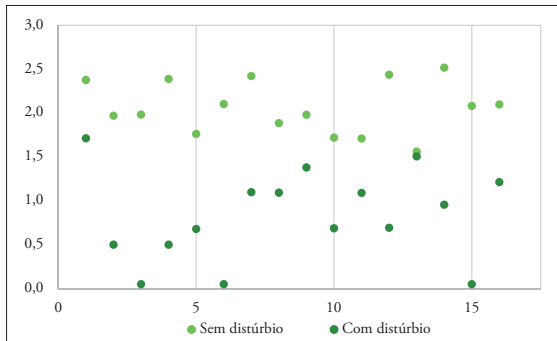


Fig. 2 - Comparação do Índice Shannon-Weaver em povoamentos com e sem distúrbio.

Discussão

Os resultados mostram que os povoamentos foram atingidos pelos distúrbios, com diferente intensidade. O povoamento 2 foi de todos o mais afetado situação para a qual deve ter contribuído a sua exposição e a dominância de pinheiro bravo. A localização dos povoamentos na rota dos ventos dominantes, terá maior impacto dos distúrbios e conseqüente maior queda das árvores (Panayotov *et al.*, 2011) mas também provocará mais stress hídrico o que aumentará a sua vez a vulnerabilidade ao ataque de pragas (Gea-Izquierdo *et al.*, 2019). O facto de o povoamento ser muito denso pode também ter contribuído para esta situação, uma vez que árvores que crescem desta forma apresentam um maior coeficiente de adelgaçamento e logo maior vulnerabilidade aos ventos. Este povoamento perdeu também muitas árvores de grande porte, classificadas como dominantes e codominantes, as mais afetadas pelas tempestades como referem (Cowden *et al.*, 2014). Em contrapartida, o povoamento 3 com composição mista de resinosas, que tem uma densidade mais equilibrada e que está mais protegido dos ventos não perde tantas árvores manifestando uma maior estabilidade. Estes fatores de estrutura e composição mista foram já referidos como fatores de maior resiliência em povoamentos adultos na Europa (Zeller e Pretzsch, 2019). O povoamento 1 está localizado numa situação de exposição intermédia ao stress hídrico e em termos de exposição aos ventos dominantes, o que resulta também numa mortalidade intermédia.

Relativamente aos serviços dos ecossistemas, e à produção lenhosa em particular, verifica-se um impacto negativo com uma perda de volume médio que varia entre 68 m³/ha no povoamento menos afetado até 168 m³/ha no povoamento mais afetado, neste caso a redução da produção é de 44%. Na Europa Central em florestas de coníferas afetadas por este tipo de distúrbios perdas de volume registadas vão de 74 a 240 m³/ha, o valor médio é inferior ao encontrado no povoamento 2 (Svoboda e Pouska, 2008).

Quanto ao C armazenado, os povoamentos estudados tinham antes do distúrbio valores altos quando comparados com a média da Região Centro, para o pinheiro bravo é de 27 Mg por ha (ICNF, 2019) e mesmo quando comparados com os valores médios referidos para esta espécie na Galiza (70 Mg/ha). Observou-se uma perda de C entre 21 Mg/ha até 57 Mg/ha, semelhantes aos referidos por Suzuki *et al.*, (2019) em florestas temperadas no Japão. Esta diminuição percentual de 21% a 57% do C armazenado mostra o impacto que este tipo de distúrbios pode provocar. Refira-se que o efeito deste tipo de distúrbios no balanço do carbono fica muito dependente da forma como os povoamentos serão geridos na situação pós distúrbio. Na remoção dos salvados da mata, o balanço negativo do C armazenado será maior (Suzuki *et al.*, 2019). Nos casos em que a madeira morta se conserva na mata, a fração de C transita da biomassa viva para o C do solo num processo que decorre num horizonte temporal bastante longo (Thurig e Hagedorn, 2013).

Os distúrbios tiveram consequências em termos da estrutura das classes de Dap inferiores a 20 cm, quer provocadas pela queda de árvores de maior porte, quer pela alteração das condições microclimáticas criadas pelos distúrbios anteriores. Note-se que os primeiros cortes fitossanitários foram realizados já há mais de 10 anos.

A regeneração natural foi muito escassa comparativamente à reportada noutros povoamentos afetados por distúrbios na Europa (Cowden, *et al.*, 2014). Uma explicação poderá residir no facto de as medições terem ocorrido logo após a passagem do furacão Leslie. No entanto, a presença de pinheiro bravo, do castanheiro e de acácias, espécies mais exigentes em luz, mostra que estas regeneram com as alterações microclimáticas criadas pelos distúrbios, tal como tem vindo a ser observado noutras situações (Turner, 2010; Thom, *et al.* 2017; Zhu, *et al.*, 2021).

O impacto dos distúrbios na biodiversidade não é fácil de avaliar havendo referências a impactos positivos e negativos (Thom e Seidl, 2016). Na área de estudo a análise à diversidade do subcoberto mostrou valores mais baixos do que os encontrados em povoamentos adultos de pinheiro bravo que não sofreram distúrbios. Para este valor contribui o fato da avaliação ocorreu imediatamente após a passagem do furacão Leslie e também porque os povoamentos se encontrarem num estágio de sucessão inicial pelo que poucas espécies dominam o subcoberto. Porém, tendo em conta a diversificação de espécies arbóreas registada nas classes diamétricas mais baixas, perspectiva-se que seja uma situação temporária sendo de esperar que no futuro, com a passagem para os estágios intermédios da sucessão venha a ser observada uma maior diversidade (Vetaas *et al.*, 2021).

Conclusão e implicações para a gestão florestal

O efeito combinado de pragas e doenças e de fenómenos climatéricos extremos, mostrou ter um grande impacto no fornecimento de serviços como a produção lenhosa, o carbono armazenado, e a biodiversidade.

Para minimizar o impacto na produção de serviços de ecossistemas como a produção lenhosa e o carbono, será importante rever a composição dos povoamentos florestais e os modelos de silvicultura. Em estações mais expostas aos ventos dominantes recomenda-se a utilização de rotações mais curtas, povoamentos mistos que mostram maior estabilidade.

Os resultados confirmam também que os distúrbios criam diversidade estrutural nos povoamentos afetados a qual abre caminho a múltiplas trajetórias de evolução espaço-temporais. O conhecimento da estrutura destes povoamentos permite intervir precoce e ativamente no sentido de reorientar a trajetória destes povoamentos no sentido de promover a sua adaptação as novas condições trazidas pelas alterações climáticas.

Bibliografia

- Cowden, M. M., Hart, J. L., Schweitzer, C. J., & Dey, D. C. (2014). Effects of intermediate-scale wind disturbance on composition, structure, and succession in *Quercus* stands: Implications for natural disturbance-based silviculture. *Forest Ecology and Management*, 330, 240-251.
- DGSFA. (1939). Projeto de Arborização do Perímetro Florestal da Serra da Lousã. Lisboa: Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas. 2ª Repartição Técnica.
- FAO. (2020). Global Resources Assesment. Report Portugal. Roma: FAO.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., van Pelt, R. C., Thornburgh, D. A., Berg, B. D., ... & Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest ecology and management*, 155(1-3), 399-423.
- Gardiner, B., Blennow, K., Carnus, J. M., Fleischer, P., Ingemarsson, F., Landmann, G., . . . & Usbeck, T. (2010). Destructive storms in European forests: past and forthcoming impacts. EFI.
- Gea-Izquierdo, G., Ferriz, M., García-Garrido, S., Aguín, O., Elvira-Recuenco, E., ... & Raposo, R. (2019). Synergistic abiotic and biotic stressors explain widespread decline of *Pinus pinaster* in a mixed forest. *Science of The Total Environment*, 685, 963-975.
- ICNF. (2019). 6º Inventário Florestal Nacional. Relatório Final. Lisboa: ICNF.
- Lindner, M., Fitzgerald, J. B., Zimmermann, N. E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., ... & Hanewinkel, M. (2014). Climate change and European forests: what do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of environmental management*, 146, 69-83.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A. B., A., Garcia-Gonzalo, J., . . . & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and management*, 259, 698-709.
- Lugo, A. E. (2008). Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecology*, 33(4), 368-398.

- Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton, New Jersey: Princeton university press.
- Marôco, J. (2016). Análise Estatística com o SPSS Statistics. (6ª ed.). Portugal: ReportNumber, Lda.
- Moore, B. A., & Allard, G. (2011). Abiotic disturbances and their influence on forest health. Rome: FAO.
- Nagel, T. A., Mikac, S., Dolinar, M., Klopčič, M., Keren, S., Svoboda, M., & Paulić, V. (2017). The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *Forest Ecology and Management*, 388, 29-42.
- Nunes, L. J., Meireles, C. I., Gomes, C. J., & Almeida Ribeiro, N. M. (2020). Climate Change Impact on Environmental Variability in the Forest. Springer International Publishing.
- Panayotov, M., Kulakowski, D., Dos Santos, L. L., & Bebi, P. (2011). Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management*, 262(3), 470-481.
- Rummukainen, M. (2012). Changes in climate and weather extremes in the 21st century. *WIREs Clim. Change*, 3, 115-129.
- Salas, R., Houllier, F., Lemoine, B., & Pierrat, J. C. (1993). Représentativité locale des placettes d'inventaire en vue de l'estimation des caractéristiques dendrométriques de peuplement. *Annales des Sciences Forestières*, 50, 469-485.
- Schuck, A., & Schelhaas, M. (2013). Storm damage in Europe –. In B. S. Gardiner, Living with Storm damage to forests (pp. 15-23). Joensuu: EFI.
- Seidl, R., Schelhaas, M., & Lexer, M. (2011). Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*, 17, 2842-2852.
- SIC Notícias. (2018, 11 12 às 16h36). Tempestade Leslie provocou 12,7 milhões de euros de prejuízos nas matas do Centro. SIC Notícias, p. 11. Disponível em <https://sicnoticias.pt/especiais/tempestade-leslie/2018-11-12-Tempestade-Leslie-provocou-127-milhoes-de-euros-de-prejuizos-nas-matas-do-Centro>
- Suzuki, S. N., Tsunoda, T., Nishimura, N., Morimoto, J., & Suzuki, J. I. (2019). Dead wood offsets the reduced live wood carbon stock in forests over 50 years after a stand-replacing wind disturbance. *Forest Ecology and Management*, 432, 94-101.
- Svoboda, M., & Pouska, V. (2008). Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2177-2188.
- Thom, D., & Seidl, R. (2016). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 91(3), 760-781.
- Thom, D., Rammer, W., & Seidl, R. (2017). Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global Change Biology*, (23), 269-282.
- Thurig, E., & Hagedorn, F. L. (2013). Influence of storm damage on the forest carbon balance. In Gardiner, Living with Storm Damage to Forests (pp. 47-54). Joensuu: EFI.
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833-2849.
- van Lierop, P., Lindquist, E., Sathyapala, S., & Franceschini, G. (2015). Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *Forest Ecology and Management*, 352, 78-88.
- Vetaas, O. R., Shrestha, K. B., & Sharma, L. N. (2021). Changes in plant species richness after cessation of forest disturbance. *Applied Vegetation Science*, 24(1), 12545.
- Zeller, L., & Pretzsch, H. (2019). Effect of forest structure on stand productivity in Central European forests depends on developmental stage and tree species diversity. *Forest Ecology and Management*, 434, 193-204.
- Zhu, J., Zhu, C., Lu, D., Wang, G., Zheng, X., Cao, J., & Zhang, J. (2021). Regeneration and succession: A 50-year gap dynamic in temperate secondary forests, Northeast China. *Forest Ecology and Management*, 484, 118943.