

ESTUDI DELS EFECTES DE LES CREMES PRESCRITES EN CARGOLS TERRESTRES AL PARC NATURAL DEL MASSÍS DEL MONTGRÍ

Estudiant: Meritxell Soler Brugués

Correu electrònic: txellsoler01@gmail.com

Grau en Biologia

Tutor: Roger Puig-Gironès

Correu electrònic: roger.puig@udg.edu

AGRAÏMENTS

Primer de tot, vull agrair al Dr. Roger Puig-Gironès, el meu tutor, per haver-me donat l'oportunitat de realitzar aquest estudi i per la seva professionalitat, dedicació i paciència en guiar-me en el treball.

En segon lloc, en Vicenç Bros per identificar totes les espècies de cargols trobades.

Finalment, agraeixo als amics i a la família: a en David pel seu suport, en Jordi, la Beth, la Xènia i l'Erola pels seus consells i motivació.

Gràcies,

ÍNDEX

RESUM.....	i
RESUMEN	ii
ABSTRACT	iii
REFLEXIÓ PERSPECTIVA DE GÈNERE	iv
REFLEXIÓ ÈTICA	iv
REFLEXIÓ DE SOSTENIBILITAT	iv
1. INTRODUCCIÓ	1
1.1 ELS INCENDIS.....	1
1.2 GESTIÓ D'INCENDIS.....	1
1.3 RESPOSTA DE LES ESPÈCIES DE GASTERÒPODES TERRESTRES EN CREMES PRESCRITES	3
2. OBJECTIVES	4
3. METODOLOGIA	5
3.1 ÀREA D'ESTUDI	5
3.2 DISSENY MOSTREIG	6
3.3 IDENTIFICACIÓ D'ESPÈCIES.....	7
3.4 VARIABLES AMBIENTALS	8
3.5 ANÀLISI ESTADÍSTICA.....	8
4. RESULTATS	9
5. DISCUSSIÓ	18
5.1 EFECTE DE LES CREMES PRESCRITES EN ELS CARGOLS TERRESTRES	18
5.2 IMPORTÀNCIA DE LA MATÈRIA ORGÀNICA I LA COBERTURA VEGETAL	19
6. CONCLUSIONS	20
7. BIBLIOGRAFIA	21

RESUM

Els focs prescrits són cremes de baixa intensitat en una àrea seleccionada, en un moment de l'any determinat i en un interval de retorn adequat. És un mètode de gestió forestal que conté diversos objectius: prevenir incendis, tallafocs per protegir nuclis urbans, per millorar l'estrat herbaci en zones de pastura, per restaurar hàbitats i obtenir les seves característiques naturals o amb l'objectiu d'investigació. El foc causa un canvi molt dràstic en els ecosistemes reduint aliment i refugi, però també permet la reproducció i convivència de la comunitat vegetal. Els gasteròpodes terrestres són elements principals en un ecosistema perquè molts tenen la funció de descompondre el sòl. Són vulnerables als incendis degut a la seva mobilitat limitada que no els permet escapar del foc. A més, estan lligats a les condicions ambientals, com a l'estructura de l'hàbitat i la humitat del sòl. Aquest estudi avalua si les cremes prescrites causen un impacte sobre l'abundància i riquesa de cargols terrestres al Parc Natural del Massís del Montgrí. S'han mostregat 6 parcel·les que han estat cremades i 4 zones control. S'han obtingut 433 individus de 17 espècies, 200 dels quals a les parcel·les cremades i 233 a les no cremades. S'observen diferències significatives en l'abundància i riquesa d'espècies entre les zones cremades i les control. Mentre el nombre de cremes influeix positivament en l'abundància d'espècies de cargols grans. Per altra banda, els resultats presenten un augment en nombre d'individus en espècies de closca petita a les zones amb major matèria orgànica morta i major cobertura vegetal. Les zones control, s'acumula més matèria morta a causa de l'augment de la massa forestal, per tant, presenten més recurs per les espècies detritívores, especialment, les de mida petita. En canvi, disminueix en individus d'espècies grans, ja que aquestes tenen més capacitat a viure en diversos ambients i es poden alimentar de vegetació viva, això els permet sobreviure en zones cremades. No s'han obtingut resultats significatius pel que fa a la riquesa d'espècies en l'anàlisi de GLM. Així doncs, s'observa que els incendis prescrits causen un impacte negatiu a l'abundància d'espècies petites i per altra banda, es veuen afavorides les espècies grans.

RESUMEN

Los fuegos prescritos son quemas de baja intensidad en un área seleccionada, en un momento del año determinado y en un intervalo de retorno adecuado. Es un método de gestión forestal que presenta diversos objetivos: prevenir incendios, cortafuegos para proteger los núcleos urbanos, para mejorar el estrato herbáceo en zonas de pastura, para restaurar hábitats y obtener sus características naturales o como objetivo de investigación. El fuego causa un cambio drástico en los ecosistemas, reduciendo el alimento y refugio, pero, también permite la reproducción y convivencia de la comunidad vegetal. Los gasterópodos terrestres son elementos principales en un ecosistema porque muchas especies tienen la función de descomponer el suelo. Son vulnerables a los incendios debido a su movilidad limitada que no les permite escapar del fuego. Además, están condicionados por el ambiente, como la estructura del hábitat y la humedad del suelo. Este estudio evalúa si las quemas prescritas causan un impacto sobre la abundancia y riqueza de caracoles terrestres en el Parque Natural del Massís del Montgrí. Se han muestreado 6 parcelas quemadas por incendios prescritos y 4 zonas control. Se han obtenido 433 individuos de 17 especies, 200 de los cuales a las parcelas quemadas y 233 a las no quemadas. Se observan diferencias significativas en la abundancia y riqueza de especies entre las zonas quemadas y las control. Mientras que, el nombre de quemas influye positivamente en la abundancia en especies de caracoles grandes. Por otra parte, los resultados presentan un aumento en el número de individuos de especies de caparazón pequeño en las zonas con mayor materia orgánica muerta y cobertura vegetal. Las zonas control se acumula más materia orgánica muerta debido al aumento de masa forestal, por lo tanto, presentan más recurso por las especies detritívoras, especialmente las de pequeño tamaño. En cambio, disminuye los individuos de especies grandes, ya que estos pueden vivir en diversos ambientes i se pueden alimentar de vegetación viva, eso les permite sobrevivir en zonas quemadas. No se han obtenido resultados significativos por la riqueza de especies en el análisis de GLM. Por lo tanto, se observa que los incendios prescritos causan un impacto negativo en la abundancia de especies pequeñas y, por otra parte, se benefician las especies grandes.

ABSTRACT

Prescribed fires are low intensity burns in a selected area, at a certain time of the year and at an appropriate interval return. It is a forest management method with numerous objectives such as preventing wildfires, creating firebreaks to protect urban areas, improving the grass layer in grazing areas, restoring habitats to their natural characteristics or for research purposes. Fires cause a drastic change in ecosystems because it reduces food and shelters, but it also allows for reproduction and coexistence of plant communities. Terrestrial gastropods are key elements in an ecosystem because many species are soil decomposers. They are vulnerable to fires for their limited mobility, which prevents them from escaping fire. Additionally, they are influenced by the environment, such as habitat structure and soil moisture. This study evaluates prescribed burns impact for abundance and richness of terrestrial snails in the Massís del Montgrí Natural Park. Six burned sections and four control areas have been sampled. A total of 433 individuals from 17 species have been collected, with 200 from the burned plots and 233 from unburned areas. Significant differences in abundance and species richness were observed between the burned and control areas. It was shown that a number of burns positively influences the abundance of large snails. On the other hand, the results show an increase in the number of small species with more leaf litter and vegetation cover. Control areas accumulate more litter due to increased forest mass, providing more resources for detritivorous species, especially the smaller ones. However, the number of individuals of large species decreases, because they can live in more environments and feed off of vegetation, which allows them to survive in burned areas better. No significant results were obtained for species richness in the GLM analysis. Therefore, it is observed that prescribed fires have a negative impact on the abundance of small species, while benefiting large species.

REFLEXIÓ ÈTICA

L'utilitarisme és un pensament ètic que considera la finalitat de l'acció humana com la realització d'accions útils per ser feliços (*L'utilitarisme*, s.d.), per exemple, els animals no humans han de ser respectats (*Utilitarismo*, 2024). En aquest estudi s'ha realitzat la determinació de les espècies de cargols i ha implicat la seva mort. Tot i això, s'ha intentat minimitzar l'impacte, anotant el nom de l'espècie i el nombre, en aquelles que es podien identificar en el camp, per tal de deixar lliure els individus. L'expressió "publish or perish" consisteix en la publicació d'estudis reiteradament degut a la pressió de competició que estan sotmesos els equips d'investigació (García-Bullé, 2021). Això ha provocat el plagi de treballs i la manipulació d'imatges i dades. Aquest estudi s'han citat totes les referències.

REFLEXIÓ DE SOSTENIBILITAT

Els Objectius de Desenvolupament Sostenible (ODS) són els components principals de l'Agenda 2030 de les Nacions Unides. Un dels temes abordar són la lluita contra el canvi climàtic o la producció sostenible (Generalitat de Catalunya, 2021c) D'acord en això, en aquest estudi s'ha establert una metodologia sostenible evitant la generació de residus, ja que un cop analitzades les mostres, la terra s'evocava en un jardí per tal de reutilitzar-la. Es va tenir en compte agafar el nombre de mostres necessàries per dur l'estudi, intentant no reduir les poblacions de gasteròpodes, ja que, alguns d'ells eren endemismes com el cas de *Helicigona lapicida*. A més, els resultats obtinguts poden tenir l'objectiu d'educació ambiental per tal de donar a conèixer la biodiversitat i gestió d'incendis al Massís del Montgrí.

REFLEXIÓ PERSPECTIVA DE GÈNERE

La discriminació de les dones en alts càrrecs laborals s'anomena "sostre de vidre". És una metàfora a les barreres subtils que impedeixen a moltes dones adquirir alts càrrecs laborals (Heredia et al., 2002). Les dones representen un percentatge baix en els membres dels centres d'investigació, com el de biologia del sòl i els ecosistemes subterranis la Universitat d'Alcalà, tant els coordinadors com els membres de l'equip eren homes (*Biología del suelo y de los ecosistemas subterráneos - Research Team on Soil Biology and Subterranean Ecosystems*, 2022). En conclusió, hi ha un baix percentatge de dones investigadores i tenen menys possibilitats d'arribar a alts càrrecs. Això fa que es produeixi "l'efecte Matilda" en què moltes no tenen referents femenins i això els fa sentir que no tenen suficients aptituds per adquirir llocs de lideratge.

1. INTRODUCCIÓ

1.1 ELS INCENDIS

Els incendis determinen l'estructura, la funció en l'ecosistema i aporten un canvi en aquest (Bowman et al., 2009). Són un procés ecològic important perquè eliminen la biomassa subterrània i formen les condicions òptimes per la reproducció i convivència de les comunitats vegetals (Bond & Keeley, 2005). Són una causa natural i habitual en molts biomes, però poden esdevenir una força destructiva si el clima i el règim d'incendis canvia (Mataix-Solera et al., 2009). Segons Knapp et al. (2009), el foc pot modificar els microhàbitats d'una zona com per exemple reduir l'aliment i el refugi. A més, els incendis són una força de selecció d'espècies, capaces de viure en zones que han estat cremades (Pausas & Verdú, 2008).

En els ecosistemes de climes mediterranis, els incendis són freqüents durant l'estiu (van Wilgen, 2012). A més, els canvis socioeconòmics dels anys 70 van causar l'abandonament de les àrees de cultiu, produint un augment del combustible vegetal (van Wilgen, 2012). Això ha provocat l'increment de la intensitat dels incendis. A més, aquestes zones tenen una elevada antropització, que dificulta la seva gestió (Van Wilgen et al., 2010). Per tant, els boscos són ecosistemes molt vulnerables al canvi global, com en aquest cas, l'augment de la intensitat del foc pot modificar les funcions de l'ecosistema (Boer et al., 2020), alterar la cobertura vegetal i la composició de les comunitats (Muñoz-Rojas & Pereira, 2020). Per aquest motiu, és important una bona gestió en els ecosistemes i conèixer la resposta de les espècies davant del règim d'incendis per la seva conservació (Driscoll et al., 2010).

Per entendre els patrons de biodiversitat en zones cremades, és necessari saber com canvia l'estructura i la funció de les comunitats després del foc (Gosper et al., 2013; Henry et al., 2022). La resposta de la fauna a aquestes perturbacions està poc estudiada (Parr & Chown, 2003). Segons Pausas i Parr (2018), moltes capacitats adaptatives dels animals davant del foc provenen del comportament i són més complicades d'avaluar. Generalment, els incendis poden suposar un impacte negatiu sobre la fauna, provocant una reducció immediata d'aquesta (Kiss & Magnin, 2006). Una part pot morir degut al contacte amb el foc o per la inhalació del fum, d'altres disposen d'una mobilitat més activa i se'n poden escapar (Pausas & Parr, 2018).

1.2 GESTIÓ D'INCENDIS

La gestió dels incendis té diverses estratègies, una d'elles són les cremes controlades. Són incendis de baixa intensitat (Franco & Úbeda, 2021), en què es busca un règim particular a partir de cremar la vegetació d'una àrea seleccionada, en una època de l'any determinada i amb un interval de retorn adequat (Van Wilgen et al., 2010). Aquestes tenen diversos objectius: la crema d'espais oberts per millorar l'estrat herbaci per les pastures, conservació d'hàbitats restaurant les característiques naturals, prevenir incendis forestals, protegir els nuclis urbans, crear zones estratègiques per poder controlar els grans incendis i finalment, per la investigació o formació dels cossos de bombers (Unidad técnica GRAF, 2021).

Generalment, s'utilitzen dues estratègies de cremes importants. La primera és la crema de difusió que s'aplica a extensions de centenars de milers d'hectàrees i de manera uniforme amb

una intensitat baixa, per accentuar la cobertura del sòl. En aquest cas, es necessiten molts recursos i esforços per evitar que el foc s'escampi més del que està previst (Roger Puig-Gironès et al., en revisió). La segona estratègia és la crema en mosaic, que s'aplica en menor escala, de desenes a centenars d'hectàrees i de manera heterogènia. Aquesta dona importància a la diversitat d'hàbitats (Roger Puig-Gironès et al., en revisió). També es poden combinar les cremes prescrites amb les pràctiques silvícoles en temps diferents per conservar el cicle del combustible i espais oberts (Mitchell et al., 2006).

Els paisatges en mosaic permeten una major riquesa d'espècies perquè contenen més quantitat de recursos (Parr & Andersen, 2006). Per aquest motiu, la gestió d'incendis es centra a proporcionar un paisatge heterogeni (Bradstock et al., 2005). Per exemple, als Pirineus es duu a terme un pla estratègic combinant cremes prescrites i incendis naturals, en què el foc té el paper ecològic per garantir extensions i l'augment de la diversitat d'hàbitats (Duane et al., 2022). Tot i això, s'ha de tenir en compte que incendis massa freqüents poden produir danys ecològics (Pons & Clavero, 2010).

Les cremes controlades redueixen el risc d'incendis i formen nous hàbitats per la fauna silvestre i el pasturatge (Fernandes et al., 2013). Aporten efectes positius com l'augment de la capacitat d'absorció del sòl (Neuendorf, 2020) o l'augment de proliferació de les comunitats microbianes (Freidenreich et al., 2020). A més, són eficaces per disminuir invasions arbustives (Policelli et al., 2019) i facilitar la colonització d'espècies clau en l'ecosistema (Zachmann et al., 2018). També provoquen l'augment de quantitat d'aigua disponible i l'optimització d'aquesta per algunes espècies, això fa que en ecosistemes limitats d'aigua sigui un mètode gestió eficient (Renninger et al., 2013).

El període d'hivern és el moment més fàcil per controlar les cremes, ja que, les temperatures són baixes i l'activitat fisiològica de les plantes és més lenta. Permeten activar la resposta natural d'aquella vegetació arbustiva que rebrota de les arrels. Els mesos que es duen a terme aquest tipus d'incendis són el febrer i març perquè tenen els dies més llargs del període d'hivern (Unidad técnica GRAF, 2021).

L'altre període de cremes és a finals d'estiu fins a la tardor. Comparat amb el període estival, les temperatures són baixes i el bosc és més humit. Es cremen els mateixos estrats que les cremes d'hivern, però les plantes disseminadores es veuen afavorides perquè s'activa el banc de llavors, ja que, es troben en plena activitat fisiològica i el final del període vegetatiu. Per tant, un cop apagat el foc creixerà l'estrat herbaci i disminuirà el creixement arbustiu. El règim de foc natural a Catalunya està relacionat amb els llamps i tempestes d'estiu que originen els incendis forestals. Els ecosistemes estan adaptats aquests incendis, per tant, s'intenta realitzar les cremes en aquest període, perquè l'impacte del foc i la resposta de la flora i fauna segueixi el procés natural (Unidad técnica GRAF, 2021). Per contra, l'estiu és el període amb temperatures més altes i menys precipitacions, doncs, aquestes condicions meteorològiques augmenten la capacitat de propagació del foc (Unidad técnica GRAF, 2021) i no es realitza aquest tipus de gestió.

Les característiques d'un incendi són les que determinen el grau de mortalitat i canvi de l'estructura de l'hàbitat (Pausas & Parr, 2018). Per exemple, la intensitat i la freqüència del foc són els dos termes pels quals influeixen en la resposta de la vegetació després de les cremes

prescrites (Francos & Úbeda, 2021). Poden degradar el sòl, però els prescrits els efectes són mínims, ja que, són de baixa intensitat (Francos & Úbeda, 2021), per tant, l'impacte negatiu és molt menor que el d'un incendi forestal (Alcañiz et al., 2018). A més, la química de les aigües subterrànies no es veu afectada (Richter et al., 1982; Stephens et al., 2004).

Així doncs, les característiques que es tenen en compte en planificar una crema controlada són: la intensitat del foc, estructura i espècies de la vegetació, recurrència i estació de l'any que es vol realitzar la crema (Francos & Úbeda, 2021).

Per tant, per la gestió d'un ecosistema on els focs són recurrents, s'ha de trobar l'equilibri en reduir el risc d'incendi i que el foc continuï exercint el seu paper ecològic per obtenir ecosistemes saludables (Van Wilgen et al., 2010).

1.3 RESPOSTA DE LES ESPÈCIES DE GASTERÒPODES TERRESTRES EN CREMES PRESCRITES

Un dels reptes pels científics és comprendre la resposta dels organismes davant del foc i trobar mètodes per millorar la conservació de la biodiversitat (Kelly et al., 2015). Els mol·luscs terrestres són un element principal de la fauna del sòl (Nekola, 2002). Són organismes molt importants pels ecosistemes, ja que, duen a terme moltes funcions com la descomposició del sòl forestal, la formació i productivitat d'aquest (De Oliveira et al., 2010; Nyffeler & Symondson, 2001), com també la depredació d'altres cargols o larves (Cadevall & Orozco, 2016).

A Europa occidental és on troben més espècies de gasteròpodes terrestres amenaçades (Cuttelod et al., 2011). Mentre que els països de la conca mediterrània són els que tenen major diversitat de tot Europa, incloent-hi els endemismes (Torre et al., 2014). Els cargols terrestres solen ser fitòfags, carnívors, sapròfags, detritívors o micòfags (Cadevall & Orozco, 2016). Habiten a la vegetació i a la fullaraca del sòl (Kiss & Magnin, 2006), molts d'ells viuen a menys de 5 cm de la superfície del terra (Nekola, 2002). Aquestes característiques fan que siguin sensibles a l'estructura de l'hàbitat, la humitat del sòl i l'ombra (Kemencei et al., 2014), com també a l'acidesa del sòl (Martin & Sommer, 2004). Donat que, la dessecació pot causar danys en aquests animals (Godan, 1983), s'espera que siguin molt vulnerables davant una pertorbació. Tots aquests fets els converteixen en organismes interessants a estudiar davant els efectes del foc i analitzar els seus patrons de recuperació i resiliència (Kiss & Magnin, 2006).

S'ha demostrat que les comunitats de gasteròpodes es veuen més influenciades per l'estructura de l'hàbitat que no pas per les espècies que s'hi troben (Grime & Blythe, 1969; Labaune & Magnin, 2001). Per tant, és important conèixer les característiques del seu medi.

Tot i això, són poc utilitzats per estudis sobre la relació de condicions ambientals i distribució i abundància d'espècies (Rosin et al., 2017). No hi ha resultats clars sobre els efectes de les cremes prescrites en la composició de les comunitats de gasteròpodes terrestres (Nekola, 2002). En aquest sentit, Kiss i Magnin (2006) van fer un estudi que demostra que les poblacions de cargols terrestres poden sobreviure en incendis forestals consecutius per més de 5 anys, essent el temps mínim que necessitaven les espècies per poder recuperar la població inicial (Gaines et al., 2011). En cas d'estudis de cremes controlades, Gaines et al. (2011) no van observar diferències significatives en la densitat de cargol (*Oreohelix sp*) en diferents tractaments. Tot i això, es va

observar que el paisatge en mosaic i les petites zones no cremades van fer de refugi per la supervivència dels cargols, igual que també es va concloure en l'estudi de Kiss i Magnin (2006). Finalment, l'estudi de Nekola (2002) va observar que les zones on s'havien realitzat cremes prescrites durant 15 anys es produïa una reducció del 30% en la riquesa d'espècies i una reducció entre el 40-50% de l'abundància d'individus.

2. OBJECTIVES

As few studies have been carried out on the effects of prescribed fires against land snails, this study aims to assess the response of terrestrial snails communities to prescribed burning executed in the Massís del Montgrí, Illes Medes and Baix Ter Natural Park (Baix Empordà). The main objective is to evaluate whether the prescribed fires can influence terrestrial snails populations. Therefore, we want to compare if there are differences between the richness and abundance of species in burned areas in the Montgrí Massif.

From the main objective, 3 sub-objectives have been developed:

- Evaluate richness and abundance of land snails in burned and unburned areas.
- Evaluate if there is a relationship between the richness and abundance of land snails and the leaf litter amount of each area.
- Evaluate if there is a relationship between the richness and abundance of land snails and vegetation cover.

Consequently, the following hypotheses have been developed:

- Areas subjected to prescribed fires will show a decrease in the richness and abundance of land snails compared to unburned areas.

Terrestrial gastropods are strictly linked to environmental conditions (Martin & Sommer, 2004), especially humidity, shade and habitat structure (Kemény et al., 2014). This makes them vulnerable to a perturbation. According to Nekola (2003), felling and soil urbanization produce changes in snail communities. In addition, fire can modify microhabitats and reduce sources of nutrition, shelters and organic substrate (Knapp et al., 2009).

- Areas with greater leaf litter accumulation, will show more abundance and richness of land snails species.

Many of the taxa are generalist detritivores (Nekola, 2002), feeding on dead organic matter such as leaf litter accumulated in the soil.

- A higher plant cover will allow a greater abundance and richness of species, linked to presence of more dead organic matter or more vegetation to feed

The abundance of land snail is closely linked to a vegetation cover (Cadevall i Orozco, 2016) because many of them are phytophagous or detritivorous. The diet is based on several dead plants, sometimes fungi, lichens or fresh vegetation (Mason, 1970;

Williamson & Cameron, 1976). In addition, the study of Labaune & Magnin (2001) observed that there was a predominance for the habitat structure and not species composition.

3. METODOLOGIA

3.1 ÀREA D'ESTUDI

L'estudi s'ha dut a terme en el Massís del Montgrí (Figura 1). Forma part del municipi de Torroella de Montgrí a la comarca del Baix Empordà, al nord-est de Catalunya, concretament entre plana del Ter i el golf de Roses. Aquest espai forma part del Parc Natural del Montgrí, les illes Medes i el Baix Ter que ocupa més de 8000 hectàrees, 2000 de les quals són zones marítimes (Generalitat de Catalunya, 2021a)

El Massís del Montgrí és una formació muntanyosa calcària (Agència Catalana de Turisme, 2023). El nord té un relleu suau, al sud-oest és on s'assoleixen els cims més alts, com la muntanya d'Ullà de 307 m, Santa Catarina de 303 m i el Montplà que té la cota màxima de 310,8 m (Generalitat de Catalunya, 2021b).

El Massís del Montgrí i les Illes Medes comprenen més de 25 hàbitats diferents de la llista d'hàbitats de Catalunya (LHC), 11 dels quals tenen interès comunitari i 3 són prioritaris (Generalitat de Catalunya, 2023). La vegetació ve determinada pel clima mediterrani, el relleu, la morfologia càrstica i el sòl pedregós. Les pinedes de pi blanc (*Pinus halepensis* Mill.) i el sotabosc de màquies i garrigues recobreixen gran part de la superfície del Massís. Per altra banda, els alzinars són molt escassos (Generalitat de Catalunya, 2009).

El clima és de tipus mediterrani, els hiverns suaus en què la temperatura mitjana de gener és de 8,5°C i els estius les temperatures són altes en què la temperatura mitjana del mes d'agost és de 23,9°C. La temperatura mitjana anual és de 15,9°C. Per altra banda, la precipitació de tot l'any és baixa ja que plou uns 628,1 mm. La majoria de les pluges són a la tardor i a la primavera. En canvi, a l'estiu, la precipitació és molt baixa (Josep Pascual, 2024).

Com que està sotmès a un clima mediterrani en què els estius són secs i calorosos, el massís del Montgrí es troba en una zona amb alt risc d'incendi (Generalitat de Catalunya, 2011). Ha estat una zona freqüentada pels humans des del paleolític (Generalitat de Catalunya, 2024). Va ser explotat fins a principis del segle XXI, però actualment, aquestes terres han estat abandonades, augmentant-hi el risc d'incendis degut a l'acumulació de biomassa vegetal (Alcañiz et al., 2016). En les darreres dècades, s'han produït diversos incendis forestals, un dels més rellevants va ser el setembre del 2004 en que es van cremar 671 ha (Informe de l'incendi de Torroella de Montgrí 26/9/2004, 2005). Per això, des del 1998 a Catalunya, el grup de bombers GRAF (Grup de Suport a Actuacions Forestals) de la Generalitat de Catalunya fan servir les cremes prescrites per la gestió del medi i conservar la capacitat de resiliència dels hàbitats, disminuir la quantitat de biomassa forestal per prevenir incendis i crear zones estratègiques per poder apagar els incendis forestals de manera més efectiva (Uso del fuego como herramienta de gestión de hábitats y reducción del riesgo de incendio, 2019). El massís del Montgrí es realitzen aquestes activitats de gestió forestal mitjançant cremes controlades des del 2006. Concretament, aquestes cremes es

donen a la zona de la Muntanya Gran del massís (42.08219, 3.16324) a 120,25 m del nivell del mar, situat a prop del Puig de la Palma. L'àrea total ocupa 42,15 ha, essent on s'han realitzat aquest treball. Les actuacions que s'hi duen a terme tenen com a objectiu reduir el combustible vegetal en cas d'incendi, recuperar antigues pastures que formen part del pla de pastures del Parc Natural del Montgrí, la formació pels bombers per combatre incendis i proporcionar una zona adequada i segura per poder desplaçar els vehicles (*Fan cremes controlades al massís del Montgrí*, 2014). En les zones arbrades, es busca evitar la continuïtat vertical del foc des dels arbustos cap a la copa dels arbres, en aquest cas del pi blanc, espècie principal que es troba al massís. En les zones obertes, es pretén reduir la biomassa de garric (*Quercus coccifera* L.) tot limitant-ne la capacitat de rebrot (Generalitat de Catalunya, 2023).

3.2 DISSENY MOSTREIG

La zona d'estudi està dividida en 10 parcel·les (Figura 1), sis de les quals s'hi han realitzat cremes controlades, mentre que quatre són zones control on no s'ha aplicat cap gestió forestal. Cada una de les parcel·les té una història de cremades diferent de les altres (Taula 1), pel que fa al nombre de cremades, el temps des de la darrera crema, altres tipus de tractaments forestals (tipus aclarides de pins o desbrossament mecànic) i el tipus d'hàbitat.

A cada parcel·la es van establir quatre subparcel·les de 20x20 m i localitzades de tal manera que hi hagués 20 m de distància com a mínim entre ells i el perímetre de la parcel·la (Figura 1).

Entre les dues últimes setmanes d'octubre i les primeres de novembre del 2023 es van mostrejar les 40 subparcel·les tot seguint dues metodologies de mostreig de cargols: (1) cercant cargols més grans de 5 mm de diàmetre de la closca durant 15 min buscar-los activament sota troncs, pedres, esquerdes i entre l'escorça dels arbres, i (2) es van mostrejar els cargols més petits de 5 mm de diàmetre tot recol·lectant 3 litres de terra i fullaraca dins de cada subparcel·la.

Taula 1. Característiques de cada parcel·la estudiada situades al parc natural del Massís del Montgrí. Control: àrees que no hi ha hagut cremes prescrites.

Parcel·la	Any de la última crema	Nombre de cremes (des del 2005)	Tractament forestal	Tipus de tractament forestal	Tipus d'hàbitat	Àrea (ha)
P2	2022	5	Sí	Tala de pins	Matollar	4,56
P4_P5	2022	3	Sí	Tala de pins	Pineda adulta	5,44
P6	2022	7	No	Cap	Pineda adulta	6,21
P8	2022	2	Sí	Tala de pins	Matollar	4,78
P11	2020	2	Sí	Desbrossat	Pineda jove	3,35
P12	2022	1	Sí	Desbrossat	Pineda jove	3,81
CYP1	Control	0	No	Cap	Pineda jove	3,5
CSH1	Control	0	No	Cap	Matollar	3,5
CAP1	Control	0	No	Cap	Pineda adulta	3,5
CAP2	Control	0	No	Cap	Pineda adulta	3,5

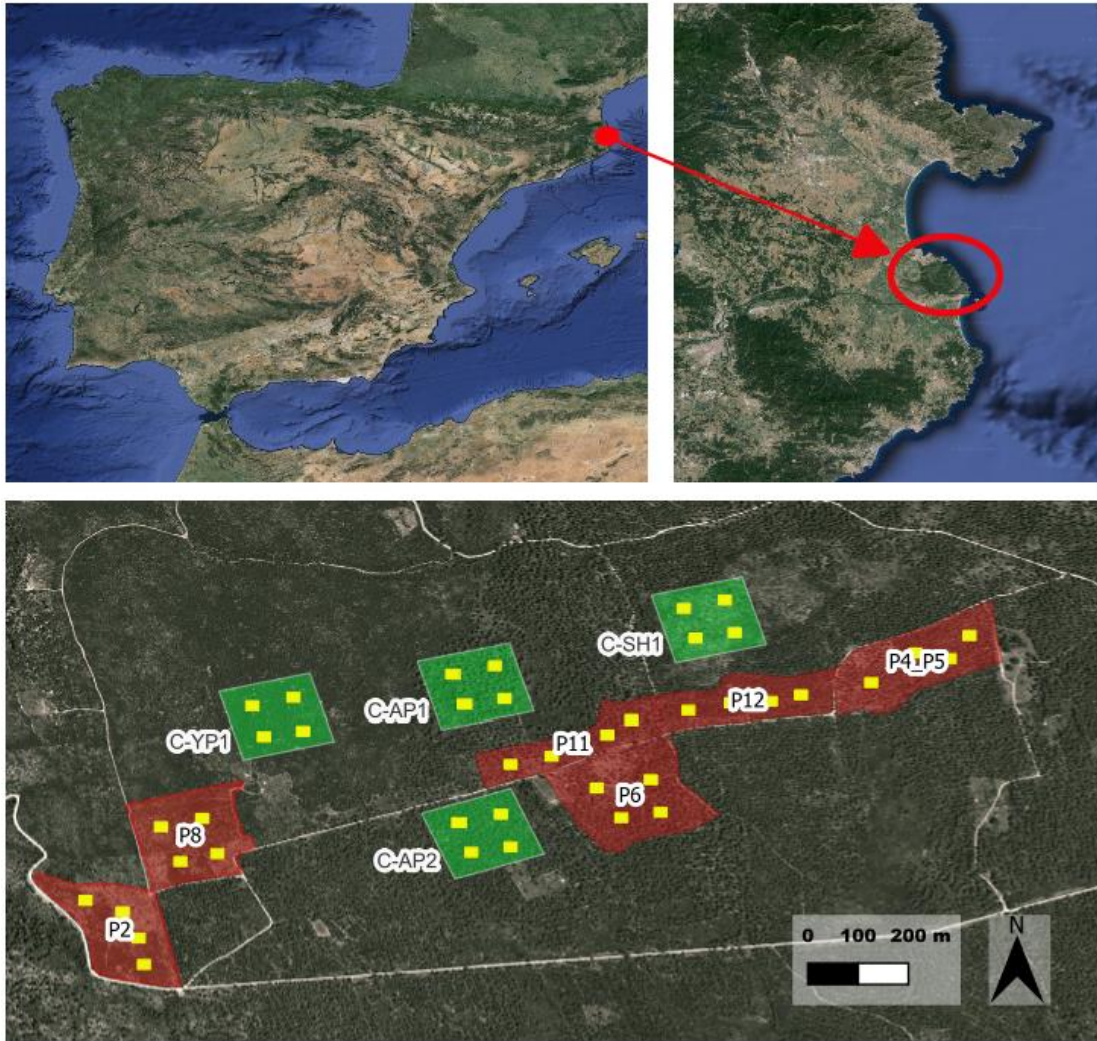


Figura 1. Àrea d'estudi situada al parc Natural del Massís del Montgrí, a la comarca del Baix Empordà a Catalunya (nord-est de la Península Ibèrica). En verd són les parcel·les control (no cremades). En vermell són les parcel·les en què s'ha dut a terme cremes controlades. En groc són les subparcel·les on cadascuna coincideix en un punt de mostreig.

3.3 IDENTIFICACIÓ D'ESPÈCIES

Per identificar els cargols petits o microcargols (< 5 mm de diàmtre), primer es va evocar el contingut de la bossa en una malla de 0,05 mm i es va tamisar per tal d'eliminar la fullaraca, troncs i pedres. Posteriorment, amb la lupa binocular es va analitzar la sorra filtrada per poder localitzar els microcargols.

La identificació de les espècies la va dur a terme Vicenç Bros especialista en mol·luscs. Tenint en compte altres estudis com Kiss et al. (2006) o Bros et al. (2011) només es van considerar els cargols vius o recent morts per l'anàlisi, ja que aquests són els representatius per la comunitat (Kiss et al., 2006). La majoria es van identificar fins a nivell d'espècie, menys *Cecilioides spp* i *Euconulus spp* en què només es va poder arribar a gènere.

3.4 VARIABLES AMBIENTALS

Per l'anàlisi de variables ambientals es va realitzar dos mostrejos a cada subparcel·la: un per a determinar el percentatge de cobertura vegetal i un altre per a quantificar la fullaraca i virosta a partir del pes sec. Aquests mostrejos es van dur a terme a l'última setmana de març. Per a determinar el percentatge de cobertura vegetal de cada subparcel·la de 20×20 m es va quantificar el recobriment vegetal de diferents estats de vegetació tot seguint una matriu de referència. En el nostre cas, les categories escollides van incloure l'estrat herbaci, estrat arbustiu de 0 a 0,5 m, estrat arbustiu de 0,5 a 1 m, estrat arbustiu de 1 a 5 m, i l'estrat arbori a partir de 5 m, a més de la determinació del percentatge de recobriment de fullaraca i/o virosta, pedres amb una superfície superior a 40 dm² i àrees de sòl sense cobertura vegetal (sòl nu).

Per a quantificar la presència de matèria orgànica en cada subparcel·la, es va seguir un procediment basat en el pes sec de la fullaraca i virosta. Per a la selecció de les mostres, es va usar un mètode de mostreig a l'atzar, llençant en quatre ocasions un quadre de 25×25 cm a cada subparcel·la. On queia el quadre, es procedia a retirar la matèria orgànica sense agafar vegetació viva, pedres, ni sòl inorgànic. Aquesta matèria orgànica es col·locava en una bossa, obtenint quatre bosses per subparcel·la. Per tant, en tota l'àrea d'estudi es van obtenir 160 mostres. Aquestes mostres van ser traslladades al laboratori on van ser col·locades en una estufa a 60°C durant 48 h per assecar-ne el contingut. Passat aquest temps, es van pesar per obtenir el pes sec, permetent així la quantificació de la matèria orgànica morta de cada zona.

3.5 ANÀLISI ESTADÍSTICA

Es va fer una anàlisi d'ANOVA per tal d'observar si es mostraven diferències entre les zones cremades i les no cremades. Es va realitzar per l'abundància total, la riquesa total, pel nombre d'individus i la riquesa d'espècies de cargols grans i el mateix per espècies petites. Es va aplicar el test de Kruskal Wallis per aquelles variables que no es va complir el supòsit de normalitat. Per fer aquest anàlisi estadístic es va utilitzar el programa Rstudio (R Core Team, 2022) i els pakages car (Fox et al., 2023) i carData (Fox et al., 2022).

A continuació es van desenvolupar dues matrius: la primera representava l'abundància de cada espècie en cada lloc mostrejat i la segona les variables ambientals. Aquestes corresponien a les 8 categories de cobertura vegetal, el nombre de cremes, el pes sec i la seva desviació.

Un cop obtingudes aquestes matrius, es va procedir a fer una anàlisi de redundància (RDA). Primer es va transformar la matriu d'abundàncies d'espècies a partir de la transformació de Hellinger. L'anàlisi de redundància és un mètode lineal que utilitza la distància euclídia i només permet variables quantitatives, per aquest motiu es va realitzar aquesta transformació (Casas-Ruiz & Gascón, 2020). Per altra banda, es van estandarditzar les variables ambientals perquè les variables de major rang o magnitud no influïssin més que les altres (Casas-Ruiz & Gascón, 2020). Es va crear el model de RDA per tal de veure la relació de les variables ambientals segons els punts de mostreig i les espècies. Els paquets estadístics del programa estadístic Rstudio (R Core Team, 2022) utilitzats per fer l'anàlisi de RDA van ser: ade4 (Dray & Dufour, 2007), vegan (Oksanen et al., 2024), permute (Simpson et al., 2022), lattice (Sarkar et al., 2024), clúster (Maechler et al., 2023).

Finalment, per veure quina relació hi havia entre les variables ambientals i l'abundància i riquesa de cargols, es van desenvolupar sis anàlisis a partir de mètode lineal generalitzat (GLM) amb la distribució binomial negativa. Les variables dependents usades van ser el nombre total de cargols, nombre de cargols petits, nombre de cargols grans, riquesa total, riquesa de cargols petits i riquesa de cargols grans. Les variables ambientals que es van considerar com a variables independents, eren el nombre de cremes, tipus d'hàbitat, tipus de tractament, pes sec, desviació del pes sec i les categories de cobertura vegetal. Els paquets estadístics del programa estadístic Rstudio (R Core Team, 2022) utilitzats van ser: car (Fox et al., 2023), dplyr (Wickham et al., 2023) i MASS (Ripley et al., 2024).

4. RESULTATS

En total s'han comptat 433 individus vius, 200 (46,19%) s'han localitzat a les 24 subparcel·les cremades i 233 (53,81%) a les 16 subparcel·les control. S'han trobat molts cargols morts, tant a les zones control com les zones cremades, que no s'han tingut en compte a les anàlisis, en tots els punts de mostreig s'han identificat cargols vius, mentre que quatre zones han presentat només un sol cargol, aquestes pertanyen a zones cremades. El mateix ha passat per la riquesa.

S'han identificat 17 espècies. *Pseudotachea splendida* és l'espècie de cargols grans que s'ha trobat en major abundància (95 individus), mentre que de cargols petits, l'espècie més abundant ha estat *Paralaoma servilis* (123 individus). *Cepaea nemoralis* (73 individus) i *Punctum pygmaeum* (31 individus) han sigut altres espècies amb abundàncies significatives.

El punt de mostreig amb més abundància de cargols ha estat a la parcel·la P4_P5. S'han trobat 44 individus, 38 dels quals de l'espècie *Pseudotachea splendida*. El lloc amb més riquesa ha sigut CAP1 amb 8 espècies diferents.

S'ha observat diferències significatives de les mitjanes en abundància de cargols entre les zones cremades i no cremades ($F= 7,197$; $df=1$; $p\text{-valor}=0,010$). Per l'anàlisi de riquesa es mostren diferències significatives de les mitjanes entre les zones de cremes prescrites i les control ($F= 17,717$, $df=1$; $p\text{-valor}<0,001$).

Tant per l'anàlisi d'abundància, com per la riquesa de cargols d'espècies petites i grans, no es va complir el supòsit de normalitat, i es va procedir a fer un test estadístic Kruskal Wallis. Pel que als cargols d'espècies grans ($\text{Chi-squared}=0,905$; $df=1$; $p\text{-valor}=0,341$) no presenten diferències significatives ni per abundància ni per la riquesa d'espècies ($\text{Chi-squared}=1,013$; $df=1$; $p\text{-valor}=0,314$) entre les zones cremades i les no cremades. Per altra banda, hi ha diferències significatives entre el nombre d'individus ($\text{Chi-squared}=15,728$; $df=1$; $p\text{-valor}<0,001$) i per la riquesa ($\text{Chi-squared}=22,127$; $df=1$; $p\text{-valor}<0,001$) d'espècies petites entre les zones cremades i no cremades.

Taula 2. Mida de les diferents espècies determinades en l'àrea d'estudi del Parc Natural del Massís del Montgrí. Mida de la closca: mida de la closca petita (<5 mm de diàmetre) (P); mida de la closca gran (>5 mm de diàmetre) (G).

Espècie	Abreviació	Mida de la closca
<i>Cecilioides spp.</i>	CEC	P
<i>Cepaea nemoralis</i>	CEP	G
<i>Chondrina avenacea</i>	CHO	P
<i>Euconulus spp</i>	EUC	P
<i>Ferussacia folliculum</i>	FER	P
<i>Helicigona lapicida</i>	HEL	G
<i>Monacha cartusiana</i>	MON	G
<i>Paralaoma servilis</i>	PAR	P
<i>Pomatias elegans</i>	POM	G
<i>Pseudotachea splendida</i>	PSE	G
<i>Punctum pygmaeum</i>	PUN	P
<i>Rumina decollata</i>	RUM	G
<i>Solatopupa similis</i>	SOL	P
<i>Truncatellina callicratis</i>	TRU	P
<i>Vertigo pygmaea</i>	VER	P
<i>Vitrea contracta</i>	VIT	P
<i>Xerocrassa penchinati</i>	XER	P

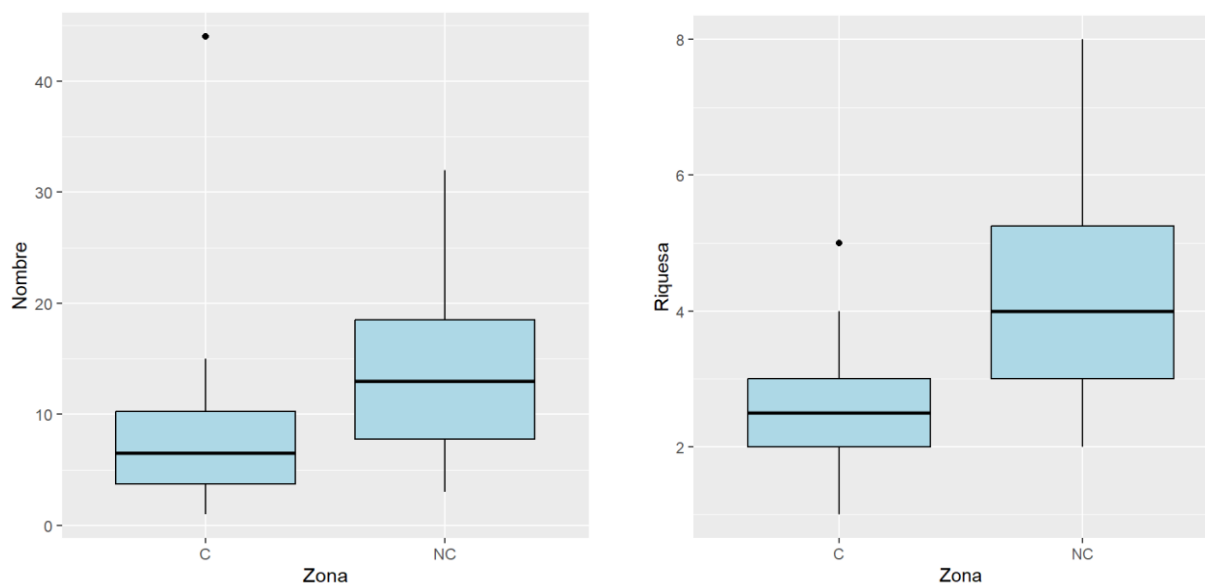


Figura 2. Diagrames de l'abundància i riquesa total entre les zones cremades i les control del Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: Nombre total. Dreta: Riquesa total. Abreviacions: zona cremada (C), zona no cremada (NC).

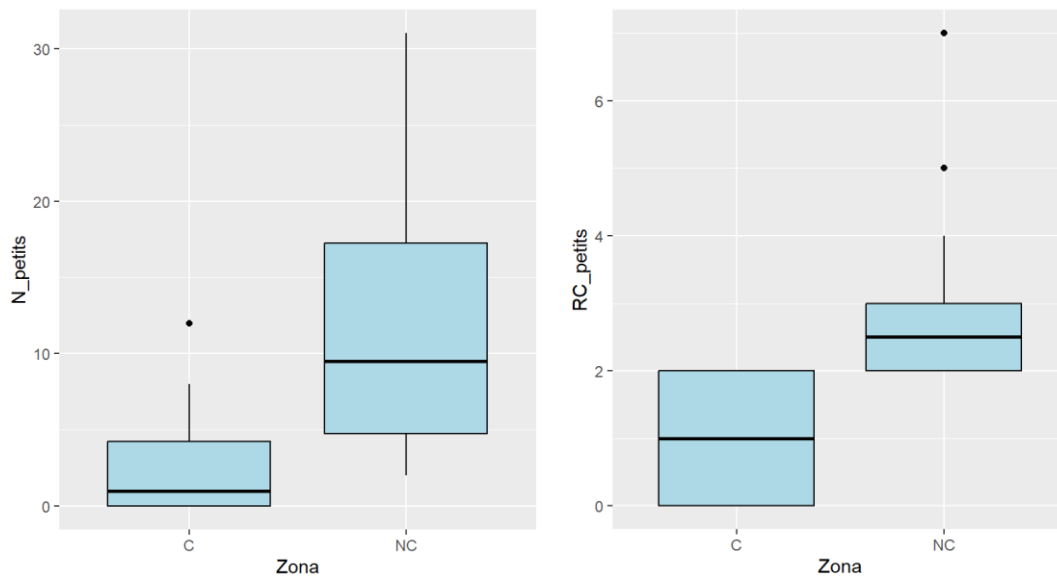


Figura 3. Diagrames de l'abundància i riquesa de les espècies de la closca petita (<5mm de diàmetre) entre les zones cremades i les control del Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: Nombre de cargols petits. Costat dret: Riquesa d'espècies de cargols petits. Abreviacions: zona cremada (C), zona no cremada (NC), nombre de cargols petits (N_petits) i riquesa cargols petits (RC_petits).

L'anàlisi de RDA mostra efectes de les característiques de les subparcel·les en l'abundància de cargols (Figura 4). L'eix X (eigenvalue= 0,125 , proporció de la variància explicada=0,187) està relacionat amb les cremes, el sòl nu, pes sec, la presència d'herbes i arbres; mentre que l'eix Y (eigenvalue=0,044, proporció de la variància explicada=0,065) està principalment condicionat per l'estrat arbustiu gran (>1 m) i el sòl nu. Concretament, les variables amb més influència sobre la composició de les espècies són estrat arbustiu gran (R2= 0,209; p-valor=0,008), estrat arbori (R2=0,286; p-valor= 0,002), sòl nu (R2=0,215; p-valor=0,011), nombre de cremes (R2=0,324; p-valor=0,001) i pes sec (R2=0,203; p-valor=0,013). S'observa que la majoria de les zones no cremades estan més relacionades per les variables d'estrat arbustiu gran, pes sec i estrat arbori. En canvi, els punts de mostreig que s'han realitzat cremes prescrites estan més influenciades pel sòl nu i el nombre de cremes (Figura 4).

L'espècie de microcargol *Paralaoma servilis* es troba majoritàriament en zones control i es veu més influenciada per l'estrat arbori. L'espècie *Cepaea nemoralis* se situa en unes condicions ambientals molt diferents, en general en zones cremades i amb pedra. L'altra espècie és *Pseudotachea splendida* també es troba en zones de cremes controlades i influenciada per les variables estrat herbaci i nombre de cremes.

Altres espècies com *Monacha cartusiana*, *Euconulus spp*, *Solatopupa similis*, *Truncatellina callicratis* i *Xerocrassa penchinati* són espècies que no estan gaire influenciades per aquestes condicions ambientals (Figura 4).

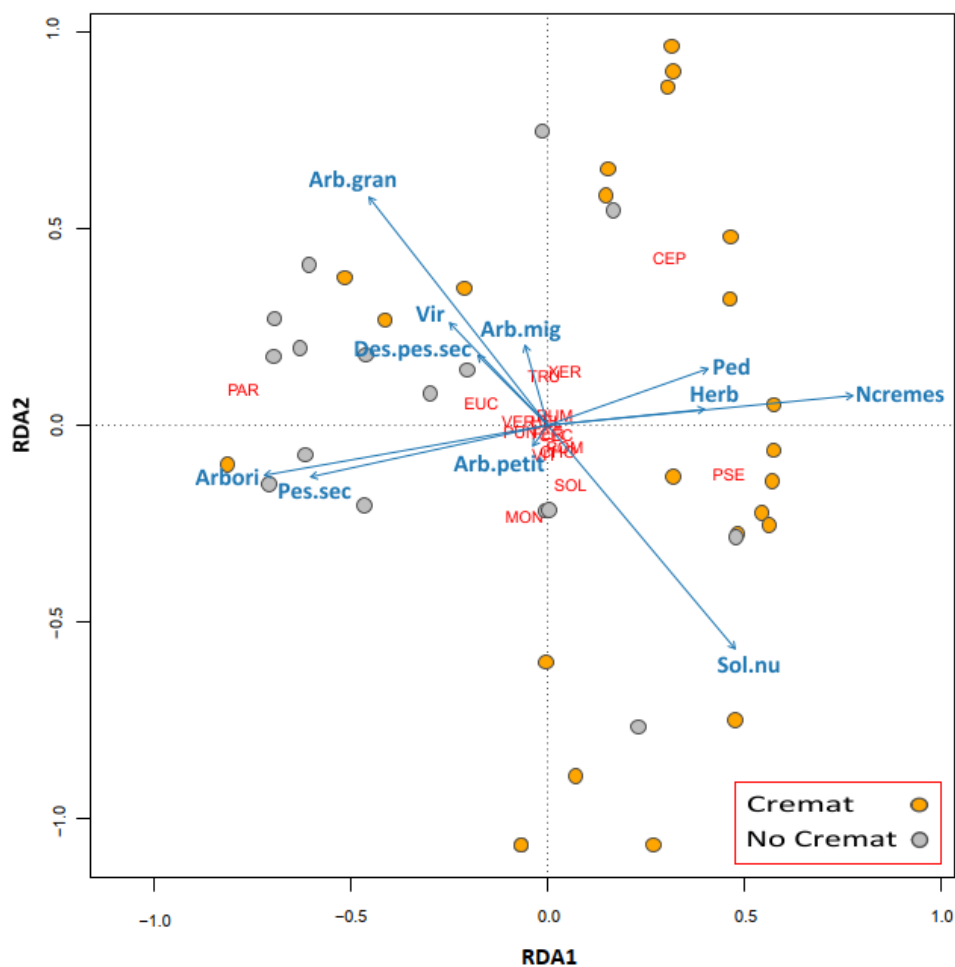


Figura 4. Gràfic de l'anàlisi de redundància de les zones de cremes prescrites i zones no cremades del Parc Natural del Massís del Montgrí. Punts taronges: punts de mostreig que pertanyen a una zona cremada per crema prescrita. Punts grisos: punts de mostreig que pertanyen a una zona no cremada. Abreviació dels noms de les variables ambientals: estrat arbore (Arb.bori), estrat arbustiu >1m d'altura (Arb.gran), estrat arbustiu de 0,5 a 1m d'altura (Arb.mig), estrat arbustiu de 0 a 0,5 m d'altura (Arb. petit), desviació del pes sec (Des.pes.sec), estrat herbaci (Herb), nombre de cremes (Ncremes), pedra (Ped), pes sec (Pes.sec), sòl nu (Sol.nu) i virosta i fullaraca (Vir). Abreviació dels noms de les espècies: *Cecilioides spp.* (CEC), *Cepaea nemoralis* (CEP), *Chondrina avenacea* (CHO), *Euconulus spp* (EUC), *Ferussacia folliculum* (FER), *Helicigona lapicida* (HEL), *Monacha cartesiana* (MON), *Paralaoma servilis* (PAR), *Pomatias elegants* (POM), *Pseudotachea splendida* (PSE), *Punctum pygmaeum* (PUN), *Rumina decollata* (RUM), *Solatopupa similis* (SOL), *Truncatellina callicratis* (TRU), *Vertigo pygmaea* (VER), *Vitrea contracta* (VIT) i *Xerocrassa penchinati* (XER).

Els models GLM, un pel nombre total de cargols presenta una variància explicada de 0,43, el model de cargols petits aquesta és de 0,57, mentre que pel model de cargols grans és de 0,77. Pel que fa a l'abundància de cargols totals és significativament major en la pineda adulta respecte al matollar. Per altra banda, a major presència de pedres grans també augmenta significativament el nombre de cargols, mentre que el sòl nu manté una relació significativa i negativa amb el nombre de cargols totals (Taula 3).

Els resultats del nombre d'individus d'espècies petites, són significatius pel tipus de tractament, el tipus d'hàbitat, l'estrat herbaci, l'estrat arbustiu gran, l'estrat arbore, pes sec i desviació del pes sec. L'abundància de cargols petits és significativament menor en el tractament de tala

d'arbres respecte al desbrossat i el nombre de cargols petits també és significativament menor que el matollar. La relació és significativament positiva entre l'estrat herbaci i el nombre de cargols petits, tot i que aquesta relació entre la variable explicativa i la resposta pot ser més complexa del que un coeficient lineal pot suggerir. Per aquest motiu s'ha realitzat el gràfic sense tenir en compte la distribució binomial negatiu (Figura 7), i s'observa que no hi ha una relació lineal entre la variable estrat herbaci i el nombre de cargols. L'estrat arbustiu gran, l'estrat arbori i el pes sec també presenten una relació significativament positiva amb el nombre de cargols petits. Per contra, la influència és significativa i negativa respecte a la desviació estàndard del pes sec (Taula 3).

L'abundància d'espècies de cargols grans, els resultats són significatius pel nombre de cremes, tipus d'hàbitat, l'estrat herbaci, l'estrat arbustiu mig, estrat arbustiu gran, pedra, sòl nu, pes sec i desviació del pes sec. Es mostra una relació positiva entre el nombre de cremes i el nombre de cargols grans. Pel que fa a el tipus d'hàbitat, hi ha una significació positiva entre el nombre de cargols grans a la pineda adulta respecte el matollar. L'abundància dels cargols grans té una relació negativa i significativa amb l'estrat herbaci, arbustiu mig i arbustiu gran. Per altra banda, s'observa que quan més quantitat de pedra i desviació estàndard del pes sec, més nombre de cargols grans, mentre que disminueixen quan hi ha més sòl nu i en pes sec de matèria orgànica morta (Taula 3).

Pel que fa a els models de la riquesa d'espècies de cargols petits, l'estrat herbaci i el tipus de tractament presenten efectes significatius (Taula 4). Contràriament, el model de la riquesa total i de cargols grans no presenten cap variable ambiental significativa.

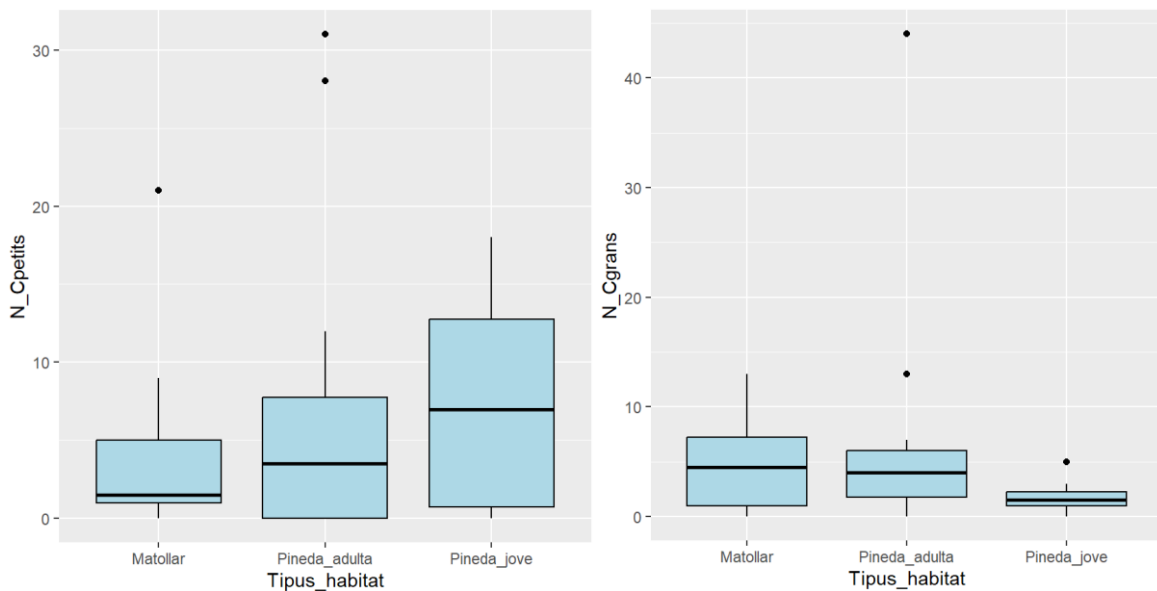


Figura 5. Gràfics obtinguts del model lineal generalitzat entre el tipus d'hàbitat, el nombre de cargols petits (<5 mm de diàmetre) i el nombre de cargols grans (<5 mm de diàmetre) del conjunt de dades mostrejades en el Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: gràfics dels cargols de closca petita. Costat dret: gràfics de cargols de closca gran. Abreviacions: nombre de cargols grans (N_Cgrans), nombre de cargols petits (N_Cpetits).

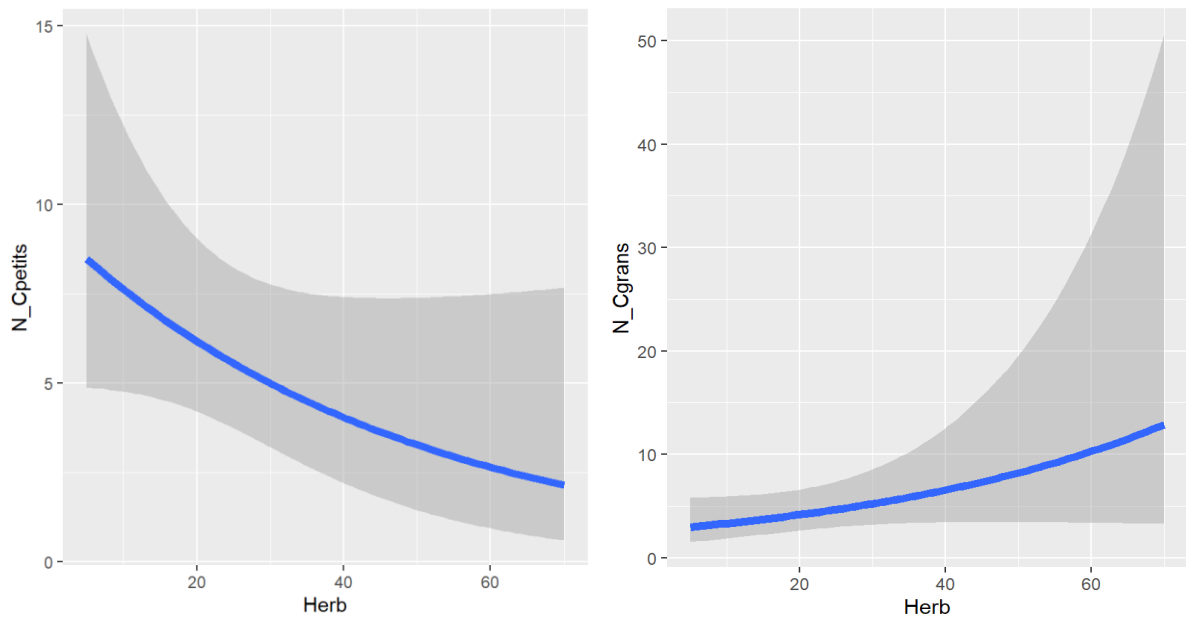


Figura 6. Gràfics obtinguts del model lineal generalitzat entre l'estrat herbaci i el nombre de cargols petits (<5 mm de diàmetre) i el nombre de cargols grans (>5 mm de diàmetre) del conjunt de dades mostrejades en el Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: gràfics dels cargols de closca petita. Costat dret: gràfics de cargols de closca gran. Abreviacions: nombre de cargols grans (N_Cgrans), nombre de cargols petits (N_Cpetits) i estrat herbaci (Herb).

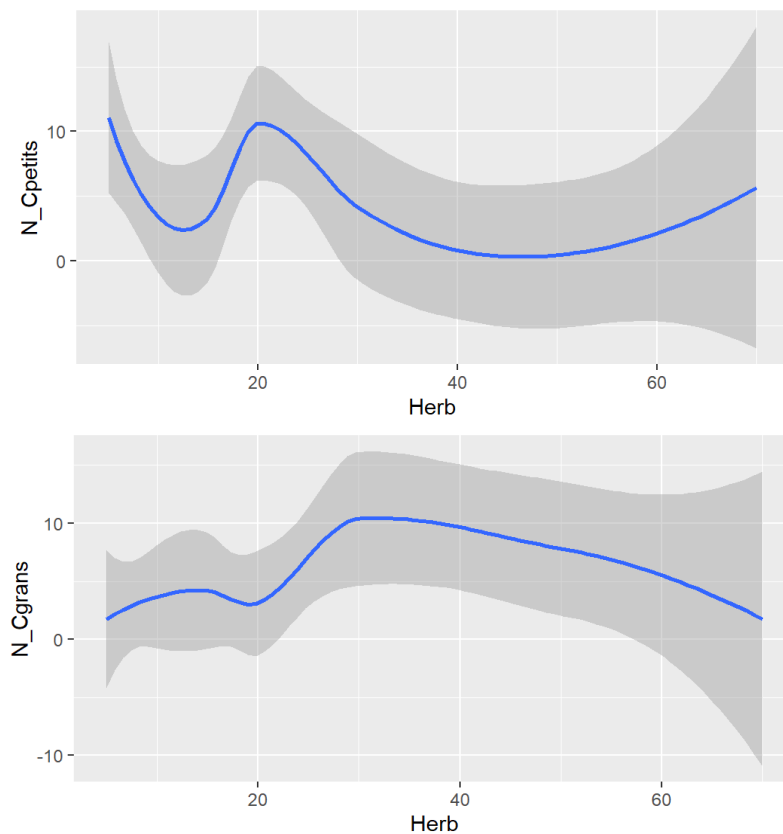


Figura 7. Gràfics de la relació entre l'estrat herbaci i el nombre de cargols petits (<5 mm de diàmetre) i el nombre de cargols grans (>5 mm de diàmetre) del conjunt de dades mostrejades en el Parc Natural del Massís del Montgrí. A dalt: gràfics dels cargols de closca petita. A baix: gràfics de cargols de closca gran. Abreviacions: nombre de cargols grans (N_Cgrans), nombre de cargols petits (N_Cpetits), estrat herbaci (Herb).

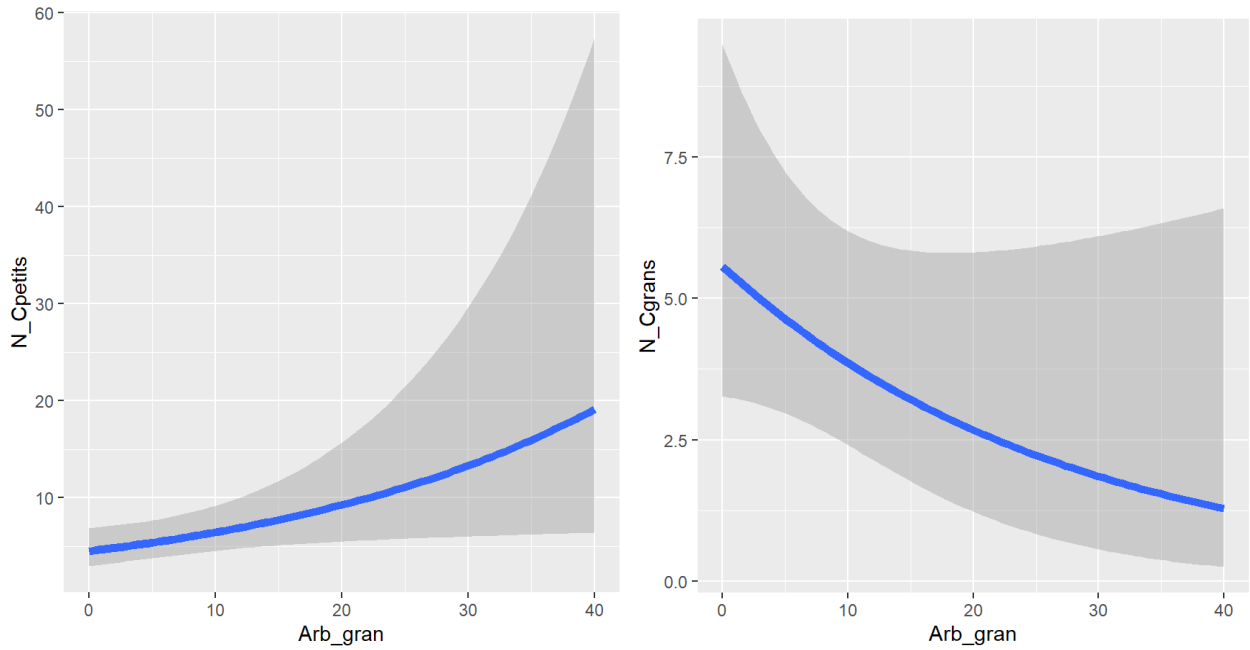


Figura 8. Gràfics obtinguts del model lineal generalitzat entre l'estrat arbustiu gran (>1m) i el nombre de cargols petits (<5 mm de diàmetre) i el nombre cargols grans (>5 mm de diàmetre) del conjunt de dades mostrejades en el Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: gràfic dels cargols de closca petita. Costat dret: gràfic de cargols de closca gran. Abreviacions: nombre de cargols grans (N_Cgrans), nombre de cargols petits (N_Cpetits), estrat arbustiu gran (Arb_gran).

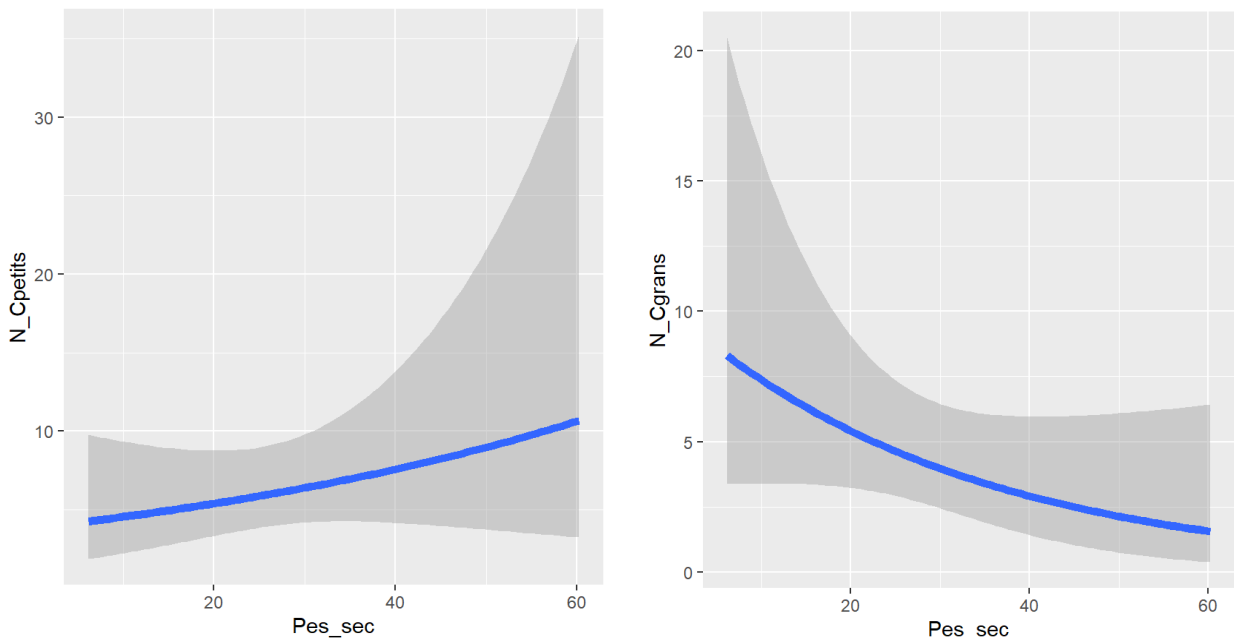


Figura 9. Gràfics obtinguts del model lineal generalitzat entre el pes sec i el nombre de cargols petits (<5 mm de diàmetre) i el nombre cargols grans (>5 mm de diàmetre) del conjunt de dades mostrejades en el Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: gràfic dels cargols de closca petita. Costat dret: gràfic de cargols de closca gran. Abreviacions: nombre de cargols grans (N_Cgrans), nombre de cargols petits (N_Cpetits).

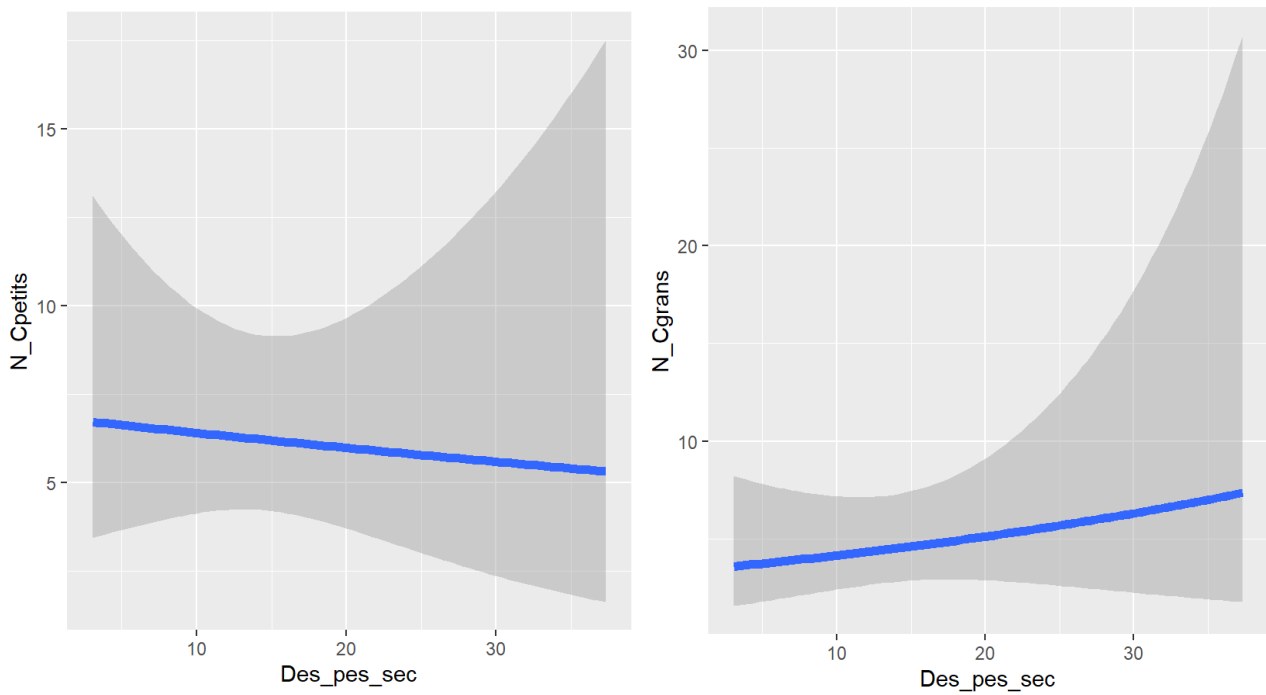


Figura 10. Gràfics obtinguts del model lineal generalitzat entre la desviació del pes sec, el nombre de cargols petits (mm de diàmetre) i el nombre cargols grans (>5 mm de diàmetre) del conjunt de dades mostrejades en el Parc Natural del Massís del Montgrí. Costat esquerre: gràfics dels cargols de closca petita. Costat dret: gràfics de cargols de closca gran. Abreviacions: nombre de cargols grans (N_Cgrans), nombre de cargols petits (N_Cpetits) i desviació del pes sec (Des_pes_sec).

Taula 3. Resultats de l'anàlisi del model lineal generalitzat pel nombre de cargols totals, nombre de cargols amb una mida de la closca petita (<5mm de diàmetre) i nombre de cargols amb una mida de la closca gran (>5mm de diàmetre) i les variables ambientals a partir dels punts de mostreig del parc Natural del massís del Montgrí.

	Nombre cargols totals				Nombre cargols petits (<5 mm de diàmetre)				Nombre cargols grans (>5 mm de diàmetre)			
	Estimate	Std.Error	z value	p-valor	Estimate	Std.Error	z value	p-valor	Estimate	Std.Error	z value	p-valor
Nombre de cremes									0,202	0,074	2,728	0,006
Tipus tractament: Desbrossat					1,123	1,408	0,872	0,383				
Tipus tractament: Tala					-2,550	0,634	-4,020	<0,001				
Tipus hàbitat: Pineda adulta	1,240	0,545	2,274	0,023	-2,592	0,918	-2,825	0,005	2,133	0,552	3,862	<0,001
Tipus hàbitat: Pineda jove	1,587	1,487	1,066	0,286	-4,139	2,231	-1,855	0,064	1,442	1,878	0,768	0,442
Estrat herbaci					0,059	0,020	3,043	0,002	-0,033	0,012	-2,816	0,005
Estrat arbustiu mig									-0,044	0,013	-3,305	0,001
Estrat arbustiu gran					0,036	0,018	1,989	0,047	-0,038	0,014	-2,744	0,006
Estrat arbori					0,079	0,028	2,833	0,005				
Pedra	0,104	0,031	3,351	0,001					0,116	0,029	3,998	<0,001
Sol un	-0,089	0,045	-1,961	0,049					-0,170	0,048	-3,562	<0,001
Pes sec					0,064	0,019	3,424	0,001	-0,042	0,014	-2,935	0,003
Desviació del pes sec					-0,071	0,027	-2,615	0,009	0,049	0,017	2,880	0,003

Taula 4. Resultats de l'anàlisi del model lineal generalitzat per la riquesa de cargols amb una mida de la closca petita (<5mm de diàmetre) i les variables ambientals, a partir dels punts de mostreig del parc Natural del massís del Montgrí.

	Nombre cargols petits (<5 mm de diàmetre)			
	Estimate	Std.Error	z value	p-valor
Tipus tractament: Desbrossat	0,723	1,472	0,491	0,623
Tipus tractament: Tala	-1,569	0,622	-2,521	0,012
Estrat herbaci	0,040	0,018	2,227	0,026

5. DISCUSSIÓ

5.1 EFECTE DE LES CREMES PRESCRITES EN ELS CARGOLS TERRESTRES

Els resultats han mostrat diferències significatives tant en l'abundància com en la riquesa total de cargols i també pel cas d'espècies petites, entre les zones cremades i les control. Tot i que aquest efecte no s'ha vist pels cargols grans. El nombre de cremes ha resultat una variable rellevant en la comunitat de cargols i, especialment, en les espècies de cargols grans. S'observa una influència positiva entre el nombre d'individus de closca gran i el nombre de cremes, com les espècies *Cepaea nemoralis* i *Pseudotachea splendida*, espècies de closca gran, que poden habitar en zones cremades, en canvi, l'espècie de microcargol, *Paralaoma servilis* s'ha trobat principiament a les zones control. Per tant, sembla que en les zones de cremes prescrites disminueix l'abundància de cargols terrestres petits, però s'observa un augment en el nombre de cargols grans en aquestes parcel·les.

Segons Moreno-Rueda et al. (2009) les zones de major productivitat com els microclimes humits és on es pot trobar major nombre i riquesa de gasteròpodes terrestres. Les espècies determinades com a grans poden romandre en diversos ambients, fet que podria suposar la supervivència en llocs que han estat cremats o la recolonització des de l'hàbitat adjacent. Per exemple, *Pseudotachea splendida*, *Monacha cartusiana* poden viure sobre vegetació, sota pedres o troncs (Cadevall & Orozco, 2016).

Segons Kiss et al. (2006), la comunitat de cargols es pot recuperar ràpidament després d'un foc. A més, esmenta que podria arribar a l'equilibri en només 5 anys. De manera que, la resiliència al foc de les espècies de cargols podria ser deguda per la presència de refugis críptics en àrees cremades (Kiss & Magnin, 2003). El foc efecte els primers centímetres del sòl on habiten moltes de les espècies (Whelan, 1995). Però s'ha de tenir en compte que l'escalfament del sòl degut al foc varia segons el vent, el contingut d'aigua de l'humus, vegetació, el gruix de la fullaraca, etc (Tooker & Hanks, 2004). A més, en cremes prescrites, la intensitat del foc sol ser menor. Per tant, la supervivència d'espècies de cargols grans podria ser explicada per la formació de refugis críptics.

La dieta de molts dels cargols terrestres es basa en matèria orgànica morta (Boycott, 1934; Mason, 1970), com per exemple l'espècie *Cepaea nemoralis* (Williamson & Cameron, 1976). Labaune i Magnin (2001) expliquen que el poc consum de vegetació viva és degut al fet que tenen components desagradables, i en les ocasions en què hi ha poca matèria orgànica morta per alimentar-se. A més, esmenten que els cargols terrestres prefereixen alimentar-se de plantes anuals que plantes perennes, ja que la majoria d'aquestes són xeròfiles i això fa que sigui més complexa la seva digestió.

En l'estudi de Puig-Gironès et al. (2023) van observar que davant d'un foc forestal es produïa un creixement de cargols especialistes de zones herbàcies, en què molts d'ells tenien una mida de les closques grans i esfèriques. Els boscos mediterranis tenen una alta capacitat en recobrir de manera ràpida la superfície cremada (Hanes, 1971), fent créixer una alta varietat de plantes herbàcies (Vilà et al., 2001). Per contra, el foc crema gran part de la matèria morta que es troba en el sòl. Doncs, seguint la idea de Labaune i Magnin (2001), hi ha una gran abundància de

cargols d'espècies grans en zones cremades perquè podria haver-hi més estrat herbaci i molt poca matèria morta per alimentar-se. A més, com s'ha esmentat anteriorment, la capacitat de viure en diversos ambients comporta a què també puguin sobreviure en ambients quan hi ha més estrat herbaci. Tot i això, en aquest estudi, no s'ha trobat una relació lineal entre l'estrat herbaci i el nombre de cargols d'espècies grans.

El fet de no tenir resultats concloents per la riquesa en l'anàlisi de GLM podria ser perquè l'àrea d'estudi té una superfície massa petita per trobar diferències significatives entre riquesa d'espècies. Per exemple, l'estudi de Nekola (2002) van trobar resultats significatius perquè l'àrea estudiada era de 850 km d'extensió. En aquest cas, l'extensió entre la parcel·la P2 fins la P4_P5 és de 2,39 km. Les espècies de cargols podrien haver colonitzat tots els espais. A més, no hi ha una gran heterogeneïtat d'hàbitats per tal de trobar major diversitat d'espècies.

5.2 IMPORTÀNCIA DE LA MATÈRIA ORGÀNICA I LA COBERTURA VEGETAL

La variable pes sec, com, una mesura d'estimació de la quantitat de matèria morta al medi com fullaraca i virosta que s'ha acumulat en el sòl, ha resultat rellevant tant pel nombre de cargols grans com petits. Aquesta presenta una relació, positiva per l'abundància d'espècies petites, i negativa per les espècies de cargols grans. En acumular-se més matèria orgànica, hi hauria més recurs en l'hàbitat, permetent incrementar l'abundància de cargols detritívors, generalment petits (Schamp et al., 2010)

Paral·lelament, la desviació del pes sec, és a dir l'heterogeneïtat de la matèria orgànica com a recurs, fa disminuir el nombre de cargols petits a mesura que augmenta la variància perquè hi ha més zones amb menys quantitat d'aquest recurs. Per altra banda, la relació és positiva en cargols grans, degut a que la variància es traduiria amb més diversitat d'ambients i, per tant, es veurien beneficiats.

Mentre que l'estrat arbustiu gran (>1 m) augmenta l'abundància de cargols d'espècies petites, disminueix el nombre d'individus d'espècies grans. En aquesta línia, també es mostra una relació positiva entre l'estrat arbori i el nombre de cargols petits i una relació negativa entre l'estrat arbustiu mig (0,5 a 1 m d'altura) en els cargols grans.

Després d'un incendi, la vegetació evoluciona des dels estrats herbacis baixos (0 a 50 cm) fins a estrats arbustius alts (2 a 4 m) (Trabaud, 1998). El model de successió florística explica el moviment direccional de la comunitat vegetal, en què les espècies es reemplacen fins a obtenir les condicions favorables (Capitanio & Carcaillet, 2008). De tal manera que, a mesura que passa el temps la comunitat és més complexa, ja que, va adquirint més estrats (Trabaud, 1998). Per tant, en les zones control en què es troben en fases de la successió més avançades, l'estrat arbori i arbustiu augmenten i, per contra, l'estrat herbaci té més dificultats per créixer (Castro & Leverkus, 2019). Així doncs, en aquestes zones la cobertura vegetal és major. Això podria causar un increment en acumulació de fullaraca i branques mortes al sòl. Per aquest motiu, augmentaria el nombre d'espècies detritívores. Mentre que, com s'ha esmentat anteriorment, la disminució en nombre d'individus de mida gran podria ser deguda a la disminució de l'estrat herbaci, com s'ha vist en altres treballs (Puig-Gironès et al., 2023), i la dificultat de digestió de vegetació més lignificada, com l'estrat arbustiu i arbori. Tanmateix, alguns autors apunten que

aquesta relació és més dependent del microclima causat per l'estructura de la vegetació que per la composició de les espècies de plantes (Cameron et al., 1980; Labaune & Magnin, 2001)

Cal destacar també que en un foc, la humitat disminueix i la temperatura augmenta en la superfície del sòl (Gillon et al., 1987), beneficiant les espècies xeròfiles (Puig-Gironès et al, 2023). De manera que les zones control en què la cobertura vegetal és major, hi hauria més humitat en el sòl i proporciona un microhàbitat amb condicions més favorables per les espècies de microcargols. Per tant, seria interessant mesurar la humitat i poder determinar si hi ha una relació entre el pes sec, l'estructura vegetal i el nombre i diversitat de cargols.

Els resultats mostren efectes positius de la presència de pedres en les espècies grans, ja que són un hàbitat per molts cargols. Per exemple, les espècies *Cepaea nemoralis*, *Monacha cartusiana* i *Pseudotachea splendida* s'hi poden trobar a sota, o bé, l'espècie *Helicigona lapicida* pot viure en les fissures (Cadevall & Orozco, 2016). Les pedres poden actuar com a refugi durant les cremes, permetent una colonització ràpida de les àrees recentment cremades i amb herba tendra en creixement. Per contra, la relació negativa entre el nombre de cargols grans i la major superfície de sol nu s'associa a la manca de vegetació.

Pel que fa a la pineda adulta, hi ha una influència negativa pel nombre de cargols petits i positiva pels grans, respecta el matollar. Aquests resultats no concorden amb el que s'ha estat comentant anteriorment. S'esperaria que la pineda adulta afavorís un major nombre de cargols petits a causa de l'increment de matèria orgànica morta derivada de l'acumulació de fullaraca al sòl. En canvi, es preveuria un menor nombre espècies grans en aquestes zones degut a la disminució de l'estrat herbaci

Per tant, l'estructura de la vegetació té un efecte rellevant sobre les espècies de cargols petits, mentre les espècies de cargols grans, en gran manera disminueixen en nombre quan aquest hàbitat esdevé més complex i es redueixen les herbes anuals amb brots tendres.

6. CONCLUSIONS

Significant differences in total abundance and total richness have been observed between the burned and control zones. Their results were also significant in number and diversity for small snails. In contrast, no significant results were obtained for large snails species. Cryptic shelters might explain the survival of large species in burned areas.

Most large species can live in different habitats, for instance: on vegetation, stones or logs. Additionally, they can feed fresh vegetation if leaf litter decrease. Herbaceous layer increase in burned zones, providing more resources for these species. Therefore, their ability to live in various environments and feed fresh vegetation allows them to survive in post-fire areas. In control locations, the shrubs and trees layer is greater, causing a reduction in the abundance of large snails due to difficulty of digesting xerophilous food.

Areas with higher dry weight of leaf litter, show a higher number on small snails. Those inhabit leaf litter because most of them have a detritivores diet. In burned zones, the soil is poor in dead organic matter, leading to a reduction in number of microsnails.

Finally, areas with more vegetation cover, increase the abundance of small species because it leads to more accumulated leaf litter on soil.

In conclusion, it cannot be confirmed if fires cause a negative impact on the terrestrial snails community. No conclusive results have been obtained from the GLM analysis. It is observed that fires influence the abundance among functional groups, where large snails could benefit and potentially negatively impact the numbers of small species. To obtain more information on the impact of prescribed fires on edaphic fauna, other phyla such as arthropods, could be studied. Additionally, sampling could be done immediately after burning areas, and follow the changes over years to see if there are clear reductions and how the community evolves.

7. BIBLIOGRAFIA

- Agència Catalana de Turisme. (2023). *Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter*. Catalunya. <https://sig.gencat.cat/iframeVisorACT/?language=ca&mode=static>
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of The Total Environment*, 613-614, 944-957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144>
- Biología del suelo y de los ecosistemas subterráneos—Research Team on Soil Biology and Subterranean Ecosystems*. (2022). Universidad de Alcalá de Henares. <https://www.uah.es/es/investigacion/idades-de-investigacion/grupos-de-investigacion/Biologia-del-suelo-y-de-los-ecosistemas-subterranean-Research-Team-on-Soil-Biology-and-Subterranean-Ecosystems/www.uah.es>
- Boer, M. M., Resco de Dios, V., & Bradstock, R. A. (2020). Unprecedented burn area of Australian mega forest fires. *Nature Climate Change*, 10(3), 171-172.
- Bond, W., & Keeley, J. (2005). Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the Earth System. *Science*, 324(5926), 481-484.
- Boycott, A. E. (1934). The Habitats of Land Mollusca in Britain. *Journal of Ecology*, 22(1), 1-38. <https://doi.org/10.2307/2256094>
- Bradstock, R. A., Bedward, M., Gill, A. M., & Cohn, J. S. (2005). Which mosaic? A landscape ecological approach for evaluating interactions between fire regimes, habitat and animals. *Wildlife Research*, 32(5), 409-423. <https://doi.org/10.1071/WR02114>
- Bros, V., Moreno-Rueda, G., & Santos, X. (2011). Does postfire management affect the recovery of Mediterranean communities? The case study of terrestrial gastropods. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 611-619. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.014>
- Cadevall, J., & Orozco, A. (2016). *Caracoles y babosas de la Península Ibérica y Baleares*. Omega.
- Cameron, R. A. D., Down, K., & Pannett, D. J. (1980). Historical and environmental influences on hedgerow snail faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, 13(1), 75-87. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1980.tb00071.x>
- Capitanio, R., & Carcaillet, C. (2008). Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest Ecology and Management*, 255(3), 431-439. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.010>
- Castro, J., & Leverkus, A. B. (2019). Effect of Herbaceous Layer Interference on the Post-Fire Regeneration of a Serotinous Pine (*Pinus pinaster* Aiton) across Two Seedling Ages. *Forests*, 10(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/f10010074>
- Cuttelod, A., Seddon, M., & Neubert, E. (2011). *European red list of non-marine molluscs*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/84538>
- De Oliveira, T., Hättenschwiler, S., & Handa, I. T. (2010). Snail and millipede complementarity in decomposing Mediterranean forest leaf litter mixtures. *Functional Ecology*, 24(4), 937-946.

- Dray, S., & Dufour, A.-B. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4). <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Driscoll, D. A., Lindenmayer, D. B., Bennett, A. F., Bode, M., Bradstock, R. A., Cary, G. J., Clarke, M. F., Dexter, N., Fensham, R., Friend, G., Gill, M., James, S., Kay, G., Keith, D. A., MacGregor, C., Possingham, H. P., Russel-Smith, J., Salt, D., Watson, J. E. M., ... York, A. (2010). Resolving conflicts in fire management using decision theory: Asset-protection versus biodiversity conservation. *Conservation Letters*, 3(4), 215-223. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00115.x>
- Duane, A., Oliveres, J., Castellarnau, X., Pagés, J., Bosch, M., Arjó, G., Rodríguez, L., Castellnou, M., & Brotons, L. (2022). *Un nuevo plan de manejo del fuego en la Val d'Aran (Pirineos) basado en la coexistencia con el fuego: Detalles de la modelización científica para la toma de decisiones | Congreso Forestal Español (8º congreso Forestal Español)*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. <https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/un-nuevo-plan-de-manejo-del-fuego-en-la-val-daran-pirineos-basado-en-la-coexistencia-con-el>
- Fan cremes controlades al massís del Montgrí. (2014, octubre 16). Diari de Girona. <https://www.diaridegirona.cat/baix-emporda/2014/10/16/fan-cremes-controlades-massis-montgri-49233377.html>
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C. R., Vega, J. A., & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1). <https://doi.org/10.1890/120298>
- Fox, J., Weisberg, S., & Price, B. (2022). *carData: Companion to Applied Regression Data Sets (3.0-5)* [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/carData/index.html>
- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Krivitsky, P., Laboissiere, R., Maechler, M., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., ... R-Core. (2023). *car: Companion to Applied Regression (3.1-2)* [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/car/index.html>
- Franco, M., & Úbeda, X. (2021). Prescribed fire management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 21, 100250-. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100250>
- Freidenreich, A., Harris, B., Dattamudi, S., Betancourt, E., Reis, M. S., & Jayachandran, K. (2020). Effects of prescribed fire on soil properties in a pine rockland ecosystem. *Agricultural & Environmental Letters*, 5(1), e20026. <https://doi.org/10.1002/ael2.20026>
- Gaines, W. L., Lyons, A. L., Weaver, K., & Sprague, A. (2011). Monitoring the short-term effects of prescribed fire on an endemic mollusk in the dry forests of the eastern Cascades, Washington, USA. *Forest Ecology and Management*, 261(8), 1460-1465. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.034>
- García-Bullé, S. (2021, abril 3). *¿Qué es el «publish or perish»?* Observatorio / Instituto para el Futuro de la Educación. <https://observatorio.tec.mx/edu-news/publish-or-perish/>
- Generalitat de Catalunya. (2009, setembre 4). *Flora i vegetació*. Parcs naturals de Catalunya. <http://parcsnaturals.gencat.cat/ca/xarxa-de-parcs/illes-medes/el-parc/patrimoni-natural-i-cultural/flora-i-vegetacio/>
- Generalitat de Catalunya. (2011, novembre 4). *Mapa de risc d'incendi tipus de Catalunya*. Centre de la Propietat Forestal. http://cpf.gencat.cat/ca/cpf_03_linies_actuacio/cpf_transferencia_coneixement/cpf_orientacions_gestio_forestal_sostenible_catalunya/cpf_servidor_descarrega_cartografia/cpf_mapa_risc_incendi_tipus_catalunya/
- Generalitat de Catalunya. (2021a, abril 21). *Dades d'interès*. Parcs naturals de Catalunya. <http://parcsnaturals.gencat.cat/ca/xarxa-de-parcs/illes-medes/el-parc/dades-dinteres/>
- Generalitat de Catalunya. (2021b, maig 25). *Geologia i geomorfologia*. Parcs naturals de Catalunya. <http://parcsnaturals.gencat.cat/ca/xarxa-de-parcs/illes-medes/el-parc/patrimoni-natural-i-cultural/geologia/>
- Generalitat de Catalunya. (2021c, maig 28). *Objectius de desenvolupament sostenible (ODS)*. Departament d'Educació. <http://educacio.gencat.cat/ca/departament/linies-estrategiques/ods/>
- Generalitat de Catalunya. (2023, juny 7). *Paisatge*. Parcs naturals de Catalunya. <http://parcsnaturals.gencat.cat/ca/xarxa-de-parcs/illes-medes/el-parc/patrimoni-natural-i-cultural/paisatge/>
- Generalitat de Catalunya. (2024, maig 10). *Cultura i història*. Parcs naturals de Catalunya. <http://parcsnaturals.gencat.cat/ca/xarxa-de-parcs/illes-medes/el-parc/patrimoni-natural-i-cultural/cultura-i-historia/>

- Gillon, D., Bertrand, M., Etienne, M., Lumaret, J. P., & Vallette, J. C. (1987). Ecological impact of prescribed winter burning on fuel-breaks in french mediterranean forests. First results. *Ecologia Mediterranea*, 13(4), 163-176. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1987.1199>
- Godan, D. (1983). *Pest Slugs and Snails*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-68797-6>
- Gosper, C. R., Yates, C. J., & Prober, S. M. (2013). Floristic diversity in fire-sensitive eucalypt woodlands shows a 'U'-shaped relationship with time since fire. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1187-1196. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12120>
- Grime, J. P., & Blythe, G. M. (1969). An Investigation of the Relationships between Snails and Vegetation at the Winnats Pass. *Journal of Ecology*, 57(1), 45-66. <https://doi.org/10.2307/2258207>
- Hanes, T. L. (1971). Succession after Fire in the Chaparral of Southern California. *Ecological Monographs*, 41(4), 389-389.
- Henry, S., Kirkpatrick, J., & Mcquillan, P. (2022). The half century impact of fire on invertebrates in fire-sensitive vegetation. *Austral Ecology*, 47. <https://doi.org/10.1111/aec.13141>
- Heredia, E., Ramos, A., Sarrió, M., & Candela, C. (2002). Mas allá del techo de cristal. *Revista del Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, ISSN 1137-5868, N° 40, 2002, pags. 55-68, 40.*
- Informe de l'incendi de Torroella de Montgrí 26/9/2004.* (2005). GRAF Generalitat de Catalunya. https://interior.gencat.cat/web/.content/home/030_arees_dactuacio/bombers/foc_forestal/consulta_incendis_forestals/informes_incendis_forestals/2000-2009/2004/20040926_REG_Bellcaire-Torroella-de-Montgri.pdf
- Josep Pascual. (2024). *Resums climatològics-Torroella de Montgrí*. Estació meteorològica de l'Estartit i de Torroella de Montgrí. <https://meteolestartit.cat/resums/>
- J.P. Casas-Ruiz & Gascón S. (2020, octubre 21). *Anàlisis d'ordenació*. Bookdown. https://bookdown.org/stephi_gascon/bookdown-demo-master_-_multivariant/_book/
- Kelly, L. T., Bennett, A. F., Clarke, M. F., & McCarthy, M. A. (2015). Optimal fire histories for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 29(2), 473-481.
- Kemencei, Z., Farkas, R., Páll-Gergely, B., Vilisics, F., Nagy, A., Hornung, E., & Sólymos, P. (2014). Microhabitat associations of land snails in forested dolinas: Implications for coarse filter conservation. *Community Ecology*, 15(2), 180-186. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.6>
- Kiss, L., & Magnin, F. (2003). THE IMPACT OF FIRE ON SOME MEDITERRANEAN LAND SNAIL COMMUNITIES AND PATTERNS OF POST-FIRE RECOLONIZATION. *Journal of Molluscan Studies*, 69(1), 43-53. <https://doi.org/10.1093/mollus/69.1.43>
- Kiss, L., & Magnin, F. (2006). High resilience of Mediterranean land snail communities to wildfires. *Biodiversity and Conservation*, 15(9), 2925-2944. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-3430-4>
- Knapp, E. E., Estes, B. L., & Skinner, C. N. (2009). *Ecological effects of prescribed fire season: A literature review and synthesis for managers* (PSW-GTR-224; p. PSW-GTR-224). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-224>
- Labaune, C., & Magnin, F. (2001). *LAND SNAIL COMMUNITIES IN MEDITERRANEAN UPLAND GRASSLANDS: THE RELATIVE IMPORTANCE OF FOUR SETS OF ENVIRONMENTAL AND SPATIAL VARIABLES.*
- L'utilitarisme.* (s.d.). Història de la Filosofia. Recuperat 6 juny 2024, de <https://blocs.xtec.cat/histfilosofiaiesbaixmontseny/john-stuart-mill-i-el-seu-temps-2/lutilitarisme/>
- Maechler, M., original), P. R. (Fortran, original), A. S. (S, original), M. H. (S, Hornik [trl, K., maintenance(1999-2000)), ctb] (port to R., Studer, M., Roudier, P., Gonzalez, J., Kozłowski, K., pam()), E. S. (fastpam options for, & Murphy (volume.ellipsoid({d >= 3})), K. (2023). *cluster: «Finding Groups in Data»: Cluster Analysis Extended Rousseeuw et al.* (2.1.6) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/cluster/index.html>
- Martin, K., & Sommer, M. (2004). Relationships between Land Snail Assemblage Patterns and Soil Properties in Temperate-Humid Forest Ecosystems. *Journal of Biogeography*, 31(4), 531-545.
- Mason, C. F. (1970). Snail Populations, Beech Litter Production, and the Role of Snails in Litter Decomposition. *Oecologia*, 5(3), 215-239.
- Mitchell, R. J., Hiers, J. K., O'Brien, J. J., Jack, S. B., & Engstrom, R. T. (2006). Silviculture that sustains: The nexus between silviculture, frequent prescribed fire, and conservation of biodiversity in longleaf pine forests of the southeastern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2724-2736. <https://doi.org/10.1139/x06-100>

- Moreno-Rueda, G., Ruiz-Ruiz, A., Collantes-Martín, E., & Arrébola, J. R. (2009). *Relative importance of humidity and temperature on microhabitat use by land snails in arid versus humid environments*. (A. Fernandez-Bernal & M. A. De la Rosa, Ed.). Nova Science Publishers, Inc.
- Muñoz-Rojas, M., & Pereira, P. (2020). Editorial: Fire in the environment. *Journal of Environmental Management*, 253, 109703-109703. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109703>
- Nekola, J. C. (2002). Effects of fire management on the richness and abundance of central North American grassland land snail faunas. *Animal biodiversity and conservation*, 25(2), 53-66.
- Nekola, J. C. (2003). Large-Scale Terrestrial Gastropod Community Composition Patterns in the Great Lakes Region of North America. *Diversity and Distributions*, 9(1), 55-71.
- Neuendorf, M. (s.d.). *Prescribed Fire-Induced Changes in Soil Properties of the Southeastern Forests of the United States: Sorption Behavior of Polar and Nonpolar Compounds*.
- Nyffeler, M., & Symondson, W. O. C. (2001). Spiders and harvestmen as gastropod predators. *Ecological Entomology*, 26(6), 617-628. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2001.00365.x>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., ... Weedon, J. (2024). *vegan: Community Ecology Package (2.6-6.1) [Software]*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Parr, C. L., & Andersen, A. N. (2006). Patch Mosaic Burning for Biodiversity Conservation: A Critique of the Pyrodiversity Paradigm. *Conservation Biology*, 20(6), 1610-1619.
- Parr, C. L., & Chown, S. L. (2003). Burning issues for conservation: A critique of faunal fire research in Southern Africa. *Austral Ecology*, 28(4), 384-395. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01296.x>
- Pausas, J. G., & Parr, C. L. (2018). Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology*, 32(2-3), 113-125. <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>
- Pausas, J. G., & Verdú, M. (2008). FIRE REDUCES MORPHOSPACE OCCUPATION IN PLANT COMMUNITIES. *Ecology*, 89(8), 2181-2186. <https://doi.org/10.1890/07-1737.1>
- Policelli, N., Picca, P., & Gómez Villafañe, I. E. (2019). Is prescribed fire a suitable management tool to reduce shrub encroachment in palm savannas? *Restoration Ecology*, 27(1), 109-119. <https://doi.org/10.1111/rec.12824>
- Pons, P., & Clavero, M. (2010). Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands. *Animal Conservation*, 13(3), 294-305. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00337.x>
- Puig-Gironès, R., Santos, X., & Bros, V. (2023). Long-interval effects of wildfires on the functional diversity of land snails. *The Science of the Total Environment*, 876, 162677-162677. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162677>
- R Core Team. (2022). *R: The R Project for Statistical Computing [Software]*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Renninger, H. J., Clark, K. L., Skowronski, N., & Schäfer, K. V. R. (2013). Effects of a prescribed fire on water use and photosynthetic capacity of pitch pines. *Trees (Berlin, West)*, 27(4), 1115-1127. <https://doi.org/10.1007/s00468-013-0861-5>
- Richter, D. D., Ralston, C. W., & Harms, W. R. (1982). Prescribed Fire: Effects on Water Quality and Forest Nutrient Cycling. *Science*, 215(4533), 661-663.
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., ca 1998), K. H. (partial port, ca 1998), A. G. (partial port, & Firth, D. (2024). *MASS: Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS (7.3-60.2) [Software]*. <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>
- Roger Puig-Gironès, Marina Palmero-Iniesta, Paulo M. Fernandes, Imma Oliveras Menor, Davide Ascoli, Luke Kelly, Tristan Charles-Dominique, Adrian Regos, Sandy P. Harrison, Dolores Armenteras, Lluís Brotons, Sergio de-Miguel, Gian Luca Spadoni, Rachel Carmenta, Manoela Machado, Adrian Cardil, Xavier Santos, Maitane Erdozain, Guillem Canaleta, ... Pere Pons. (en revisió). The use of fire to preserve biodiversity under novel fire regimes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*.
- Rosin, Z. M., Lesicki, A., Kwieciński, Z., Skórka, P., & Tryjanowski, P. (2017). Land snails benefit from human alterations in rural landscapes and habitats. *Ecosphere*, 8(7), e01874. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1874>
- Sarkar, D., Andrews, F., Wright (documentation), K., Klepeis, N., improvements), J. L. (miscellaneous, code), Z. (Jason) W. (filled contour, Murrell, P., improvements), S. E. (violin plot, colors), A. Z. (modern,

- larrows, A. C. (generics for, lpolygon, & lsegments), Irect and. (2024). *lattice: Trellis Graphics for R* (0.22-6) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/lattice/index.html>
- Schamp, B., Horsák, M., & Hájek, M. (2010). Deterministic assembly of land snail communities according to species size and diet. *Journal of Animal Ecology*, 79(4), 803-810. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01685.x>
- Simpson, G. L., R Core Team, Bates, D. M., & Oksanen, J. (2022). *permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data* (0.9-7) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/permute/index.html>
- Sousa, W. P. (s.d.). *The Role of Disturbance in Natural Communities*.
- Stephens, S., Meixner, T., Poth, M., McGurk, B., & Payne, D. (2004). Prescribed fire, soils, and stream water chemistry in a watershed in the Lake Tahoe Basin, California. *International Journal of Wildland Fire*, 13. <https://doi.org/10.1071/WF03002>
- Tooker, J. F., & Hanks, L. M. (2004). Impact of prescribed burning on endophytic insect communities of prairie perennials (Asteraceae: Silphium spp.). *Biodiversity and Conservation*, 13(10), 1875-1888. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000035872.24201.30>
- Torre, I., Bros, V., & Santos, X. (2014). Assessing the impact of reforestation on the diversity of Mediterranean terrestrial Gastropoda. *Biodiversity and Conservation*, 23(10), 2579-2589. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0740-4>
- Trabaud, L. (1998). *Recuperación y Regeneración de Ecosistemas Mediterráneos Incendiados*. 7, 37-47.
- Unidad técnica GRAF. (2021). *Campanya de quemas prescrites. Invierno 2020-2021*. Bombers de la Generalitat de Catalunya. https://interior.gencat.cat/web/.content/home/030_arees_dactuacio/bombers/foc_forestal/programa_de_cremes_prescrites/Dades_i_divulgacio/2021_Campanya_cremes_prescrites_hivern_2020-21_ES.pdf
- Uso del fuego como herramienta de gestión de hábitats y reducción del riesgo de incendio* (LIFE MONTSERRAT (2014-2019), p. 21). (2019). Bombers de la Generalitat de Catalunya. http://interior.gencat.cat/es/arees_dactuacio/bombers/foc_forestal/publicacions_tecniques_i_normativa/guies-tecniques/Cremes-prescrites/index.html
- Utilitarismo*. (2024). Ética Animal. <https://www.animal-ethics.org/utilitarismo/>
- Van Wilgen, B. W., Forsyth, G. G., De Klerk, H., Das, S., Khuluse, S., & Schmitz, P. (2010). Fire management in Mediterranean-climate shrublands: A case study from the Cape fynbos, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 47(3), 631-638. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01800.x>
- Vilà, M., Lloret, F., Ogheri, E., & Terradas, J. (2001). Positive fire–grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. *Forest Ecology and Management*, 147(1), 3-14. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00435-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00435-7)
- Whelan, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D., Software, P., & PBC. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* (1.1.4) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/dplyr/index.html>
- Williamson, P., & Cameron, R. A. D. (1976). Natural Diet of the Landsnail *Cepaea Nemoralis*. *Oikos*, 27(3), 493-500. <https://doi.org/10.2307/3543468>
- Zachmann, L. J., Shaw, D. W., & Dickson, B. G. (2018). Prescribed fire and natural recovery produce similar long-term patterns of change in forest structure in the Lake Tahoe basin, California. *Forest Ecology and Management*, 409, 276-287. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.013>