

Evaluación del impacto del ALAN sobre lepidópteros nocturnos en núcleos rurales pirenaicos (Pyrenees La Nuit EFA233/16)

(Asistencia Técnica – Código OTRI: 2020.0048)



Noviembre, 2020

Carlos Armendariz Garraza¹, Iker Pardo Guereño² y Kike Vergara Jimenez¹

¹Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK); ²Universidad del País Vasco – Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV-EHU). Dpto. Biología Vegetal y Ecología – Landareen Biologia eta Ekologia Saila.



Los trabajos de elaboración, análisis y redacción de resultados enmarcados en el presente trabajo titulado “Evaluación del impacto del ALAN sobre lepidópteros nocturnos en núcleos rurales pirenaicos (Pyrenees La Nuit EFA233/16)”, han sido encargados por GAN-NIK a Iker Pardo Guereño investigador asociado a la Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV-EHU).

GAN-NIK ha diseñado y dirigido el estudio participando también en la redacción de la memoria y proporcionado la información y los datos de campo necesarios para su elaboración.

<p>La Dirección Técnica del proyecto por parte de GESTIÓN AMBIENTAL DE NAVARRA S.A. (GAN-NIK) ha sido realizada por Carlos Armendariz Garraza</p> <p>Han participado en los trabajos de campo Kike Vergara, Aritz Zaldua, Fermin Urra, Ainhoa Isturiz y Silvestre Belzunegi (GAN-NIK)</p>		<p>Análisis, elaboración de datos y redacción (memoria) Iker Pardo Guereño <i>Dpto. de Biología Vegetal y Ecología</i> <i>Universidad del País Vasco - Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV-EHU)</i></p> <p>Diseño y trabajos de campo (campanas de trampeo lepidópteros) Carlos Armendariz Garraza <i>Área de Biodiversidad</i> <i>Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK)</i></p> <p>Colaboradores: Asier Herrera Igea Alba Ripodas Melero (Mauka)</p> <p>Clasificación y sistemática de datos (taxonomía de lepidópteros) Kike Vergara Jimenez <i>Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK)</i></p> <p>Análisis lumínico del alumbrado urbano Susana Malón <i>Lumínica Ambiental S.L.U.</i></p>
---	--	--

Índice

Resumen	4
Introducción	6
Objetivos específicos	11
Material y métodos	12
ÁREA DE ESTUDIO	12
CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS DE LÁMPARAS	13
DISEÑO DE TRAMPAS DE LUZ PARA EL MUESTREO	15
MUESTREO DE INSECTOS	16
MODELIZACIÓN DEL NIVEL DE ATRACCIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS LÁMPARAS	17
ATRACCIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS A NIVEL DE ESPECIE	21
Resultados.....	22
CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS DE LÁMPARAS	22
CAPTURAS DE INDIVIDUOS EN LAS TRAMPAS DE LUZ	25
DIFERENCIAS EN LA ATRACCIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS	35
ATRACCIÓN DE LAS ESPECIES DE MACROLEPIDÓPTEROS HACIA LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS	40
ATRACCIÓN DE LOS ESCARÁBIDOS HACIA LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS	42
Discusión	45
Conclusión e implicaciones para la gestión	50
Referencias	52

Resumen

La contaminación lumínica nocturna de origen antrópico, conocida como *artificial light at night* (ALAN), constituye una amenaza potencial para los lepidópteros voladores nocturnos. Las lámparas usadas para el alumbrado callejero son una de las principales fuentes de ALAN y ejercen, entre otros efectos, una atracción sobre los individuos que les ocasiona alteraciones en su comportamiento y fisiología, además de un potencial incremento de la mortalidad por quemaduras y predación. La atracción depende principalmente de la intensidad y composición del espectro lumínico emitido por las lámparas. Estudios comparativos han demostrado que las lámparas tradicionalmente utilizadas para el alumbrado urbano de vapor de mercurio (VM) y de halogenuros metálicos de cerámica (HMC) ejercen una atracción mayor sobre los insectos que las lámparas de color más cálido de vapor de sodio de alta presión (VSAP). Respecto a la tecnología LED, la información existente no es del todo concluyente. Los LED blancos (tanto los fríos como los cálidos) no son ricos en UV (radiación particularmente atractiva para los insectos), pero emiten radiación en los rangos de azul y el verde, colores atractivos para una gran variedad de organismos. Por consiguiente, no está claro que la tendencia actual de reconversión del alumbrado callejero a LED blanco vaya a contribuir a aliviar el impacto del ALAN sobre la biodiversidad. Desarrollado para minimizar el impacto del ALAN sobre las observaciones astronómicas, el LED PC-Ámbar emite menos radiación de onda corta (la más atractiva para los insectos) que cualquier otro tipo de LED blanco. Por esa razón, a este tipo de lámpara de color anaranjado, hasta el presente estudio, se le presupone un menor impacto sobre la fauna nocturna. Sin embargo, los efectos de las lámparas PC-Ámbar no han sido todavía testados sobre los insectos nocturnos.

En este estudio se ha evaluado el nivel de atracción ejercido por las lámparas de VM, HMC, VSAP, LED blanco y PC-Ámbar sobre las comunidades de macro-lepidópteros en diferentes núcleos urbanos del Pirineo occidental (Navarra), uno de los lugares de la Península Ibérica con menor contaminación lumínica. Los muestreos se llevaron a cabo mediante trampas de intercepción de vuelo adheridas a farolas desde mayo hasta principios de julio de 2018, 2019 y 2020, coincidiendo con el periodo de vuelo de *Graellsia*

isabellae y *Proserpinus proserpina*, especies de interés comunitario (Directiva Hábitats 92/43/CEE).

A partir de los datos de capturas (casi 2,000 ejemplares de aprox. 150 taxones), se analizó la atracción ejercida por los diferentes tipos de lámparas mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). En línea con las evidencias existentes, se capturaron un mayor número de ejemplares y de especies en las lámparas tradicionales de VM y HMC. Sin embargo, la diferencia sólo fue significativa en el caso de las lámparas PC-Ámbar, cuyo efecto fue del orden de entre 8 y 4 veces menor que con respecto al estimado para las lámparas de VM y HMC, respectivamente. El menor impacto de PC-Ámbar se observó también en términos de número de especie afectadas y dentro de la mayoría de las familias de macrolepidópteros. Además, a diferencia del resto de tipos de lámparas, el efecto de PC-Ámbar sobre *G. isabellae* fue nulo. Respecto al LED blanco, la atracción no fue significativamente diferente a la observada en VM y HMC, por lo que el uso de este tipo de lámparas en el alumbrado urbano no supone necesariamente una reducción del impacto del ALAN sobre la comunidad de macrolepidópteros. Tampoco una menor afectación sobre elementos prioritarios de conservación como *G. isabellae*.

El hecho de que no se capturara ningún ejemplar de *P. proserpina* podría sugerir que esta especie, con presencia constatada en el ámbito de estudio (Armendariz, com. pers.), no se ve afectada, al menos de manera directa, por el ALAN.

Los resultados de este estudio ponen de manifiesto la necesidad de reemplazar las lámparas tradicionales existentes de VM y HMC para minimizar el impacto del ALAN sobre las comunidades de lepidópteros nocturnos. La mayor prioridad debe ser reemplazar aquellas farolas con lámparas de VM, que además atraen de manera significativa a *G. isabellae*. Asimismo los resultados del estudio llaman a reflexionar sobre la tendencia actual en favor del uso de lámparas de LED blanco para el alumbrado de núcleos rurales. La reconversión del alumbrado tradicional a tecnología LED PC-Ámbar se vislumbra como la mejor alternativa para proteger la calidad del paisaje nocturno y las comunidades locales de lepidópteros nocturnos asociadas a dicho paisaje, entre ellas *G. isabellae*.

Introducción

La alteración de los niveles de iluminación natural de los paisajes nocturnos causada por fuentes de luz de origen antrópico tiene un impacto potencial sobre las especies crepusculares y nocturnas de los hábitats afectados (Davyes & Smith, 2018). El ALAN (*artificial light at night*), como se denomina comúnmente a este tipo de contaminación lumínica, está causado por múltiples fuentes, entre las que se incluyen el alumbrado callejero y de viales. Estas fuentes contribuyen al ALAN de manera tanto directa como indirecta a través de la luz que se dispersa hacia el cielo (Gaston et al., 2015a). Se estima que más de un 88% de la superficie de Europa sufre este tipo de contaminación lumínica (Falchi et al., 2016), no estando exentos ni siquiera los espacios naturales (Gaston et al., 2015b). Durante las últimas décadas el nivel de exposición al ALAN de los ecosistemas (semi)naturales se ha visto incrementado de manera sustancial (Bennie et al., 2015) y es esperable que continúe al alza en la medida en que la población y los espacios urbanizados en torno a estos ecosistemas sigan en aumento.

Desde mediados del siglo pasado se han ido acumulando numerosas evidencias del impacto del ALAN sobre un amplio espectro de organismos (plantas, invertebrados, mamíferos, etc; véase revisión en Hölker et al., 2010) y, más recientemente, sobre procesos ecológicos y servicios ecosistémicos fundamentales (e.g. polinización), consecuencia de los denominados efectos cascada (Abraham et al., 2019; Knop et al., 2017; Macgregor et al., 2017). Entre los impactos biológicos mejor documentados se incluyen cambios en la fenología, la predación, la reproducción, la capacidad de orientación y migración, el comportamiento, la comunicación y la fisiología de los organismos (Longcore & Rich, 2004; Seymoure, 2018). Aunque no hay todavía un consenso sobre la magnitud del impacto negativo del ALAN sobre las especies en términos poblacionales (Boyes et al., 2020), cada vez son más los estudios que sugieren que éste podría ser alto (van Langevelde et al., 2018; Grunsven et al., 2020). Así por ejemplo, Owens y colaboradores (2020) no dudan en señalar al ALAN como unas de las principales causas de la rápida regresión observada en los insectos a escala global durante las últimas décadas.

Uno de los grupos más vulnerables frente a los efectos del ALAN son los lepidópteros nocturnos (Seymoure, 2018), debido a que muchas de las especies de este grupo presentan fototaxis positiva. Esta tendencia de los individuos a volar desde la oscuridad hacia las fuentes de luz artificial hace que su actividad normal se vea alterada por la contaminación lumínica. En concreto, el ALAN puede generar interferencias en funciones básicas tales como la alimentación y la reproducción (van Langevelde et al., 2017). Estas interferencias están bien documentadas en, al menos, los nóctuidos, uno de los grupos más abundantes y diversos (Boyes et al. 2020). Aunque el grado de atracción hacia la luz puede variar entre las familias de los macrolepidópteros (Merckx & Slade, 2014) e incluso entre especies y ejemplares de diferente sexo, la mayoría de las especies muestran dicho comportamiento (Eisenbeis, 2006) y son, por tanto, susceptibles de sufrir los impactos del ALAN.

Una vez los individuos vuelan hacia la fuente de luz artificial, la mayoría quedan atrapados en el entorno de la lámpara, pudiendo llegar a morir por agotamiento. En algunas ocasiones, los individuos colisionan con la lámpara y mueren por quemadura (Eisenbeis, 2006). Aquellos individuos que consiguen escapar de la zona de influencia de la luz buscan refugio en la vegetación y/o en zona oscuras próximas, donde permanecen en quiescencia. Estos ejemplares pueden permanecer inactivos durante un tiempo, en ocasiones durante toda la noche (Frank, 2006), e incluso volver a volar hacia la luz tras recuperar su actividad. En cualquiera de los casos, los individuos quedan incapacitados temporalmente para llevar a cabo funciones básicas y durante ese periodo son más vulnerables a los predadores (Wakefield et al., 2015). Otros efectos indirectos del ALAN sobre la puesta, el riesgo de infección y las relaciones tróficas han sido también descritos en la literatura (ver Frank et al. 1988).

El grado de atracción que ejercen las fuentes de ALAN sobre los insectos nocturnos en general, y los macrolepidópteros en particular, depende principalmente de la intensidad y composición del espectro lumínico de la fuente de luz (Gaston et al., 2013). Las macro-polillas se ven atraídas particularmente por el ultravioleta (UV; Frank, 2006). No obstante, estudios recientes han demostrado que las emisiones en el rango del azul y el verde

pueden ser también muy atractivas para este grupo de lepidópteros (van Langevelde et al., 2011; Donners et al., 2018; van Grunsven et al., 2020).

Una parte importante del ALAN de los núcleos urbanos y rurales proviene del alumbrado callejero, cuya composición lumínica ha cambiado de manera radical durante las últimas décadas (Kyba et al., 2017; Davies & Smyth, 2018). A partir de los setenta comenzaron a proliferar en toda Europa las lámparas de vapor de sodio a baja presión (VSAP; caracterizadas por una luz cálida de color amarillo-naranja), en detrimento de las lámparas blancas tradicionales de vapor de mercurio (VM) y de halogenuros metálicos de cerámica (HMC), mucho más atractivas para los insectos por emitir abundante radiación UV (Grunsvén et al., 2020). No obstante, con la llegada de la tecnología de diodo emisor de luz (*Light Emitting Diode*; en adelante LED), la tendencia global ha sido utilizar este tipo de lámpara mucho más eficiente en el alumbrado público (Davies et al., 2013). Aunque el espectro del LED blanco (el tipo de LED más frecuentemente usado para el alumbrado callejero) no es rico en UV, las emisiones abarcan un rango de ondas relativamente amplio (400-700 nm), con picos en el azul y el verde. Si bien las lámparas de LED blanco son menos atractivas para algunos tipos de insectos que las lámparas tradicionales (VM y HMC; van Grunsven et al., 2014), no son pocos los estudios que alertan de las consecuencias nocivas que el uso generalizado de este tipo de alumbrado podría tener sobre la biodiversidad (e.g. Davies et al., 2013; Donners et al., 2018; van Grunsven et al., 2020).

El objetivo del presente estudio ha sido evaluar el grado de atracción que ejercen los diferentes tipos de lámparas usados en el alumbrado callejero sobre los macrolepidópteros nocturnos del Pirineo occidental (Navarra), una de las regiones con menor contaminación lumínica de la Península Ibérica. La mayoría de los pueblos pirenaicos son de tamaño pequeño y están situados en una matriz de hábitat naturales que contienen elementos notables de biodiversidad, entre los que cabe destacar las poblaciones de *Graellsia isabellae* y *Proserpinus proserpina* (Figura 1), especies de interés comunitario (Directiva Hábitats 92/43/CEE).

A escala regional no ha habido una coherencia en el tipo de lámpara utilizada para el alumbrado callejero: los tipos de lámparas varían de un pueblo a otro e incluso dentro de un mismo núcleo. En 2007 se aprobó el Reglamento de eficiencia energética de las instalaciones de alumbrado exterior (Decreto Foral 199/2007), en el que se instaba a utilizar lámparas de vapor de sodio de alta y baja presión en detrimento de las lámparas de VM y HMC (este último tipo sólo permitido en localidades de menos de 300 habitantes). El Plan Energético de Navarra Horizonte 2030 aprobado por acuerdo de Gobierno de Navarra el 24 de enero de 2018 contempla medidas orientadas al consumo y ahorro de energía abogando por *“implantar (el LED) poco a poco pero solo en nuevas instalaciones y cuando ya las antiguas instalaciones estén ya amortizadas”*. Siguiendo estas recomendaciones, algunos pueblos han empezado ya a sustituir las lámparas antiguas por otras de LED blanco. En el caso del Valle del Roncal, su reciente adhesión al programa “Starlight” para la protección de la calidad de cielo desde un punto de vista astronómico (<https://www.fundacionstarlight.org/es/index.php>), ha motivado que varios pueblos hayan comenzado a reemplazar las lámparas existente por un nuevo tipo de LED denominado PC-Ámbar (*Phosphor-Converted Amber*). Se trata de un sistema de iluminación con reducidas emisiones de onda corta y pico de emisión en colores cálidos. Este tipo de lámpara ha levantado grandes expectativas por su baja interferencia sobre las observaciones astronómicas (está certificada por la Oficina Técnica para la Protección de la Calidad del Cielo del Instituto de Astrofísica de Canarias). Además, al apenas emitir luz por debajo de los 450 nm se le presupone una menor incidencia sobre la fauna nocturna que otras fuentes de luz existentes. Varios núcleos situados en entornos naturales protegidos han comenzado ya a instalar este tipo de lámpara en Cataluña y las Islas Canarias. Sin embargo, más allá de las expectativas teóricas, hasta el presente trabajo no tenemos constancia de estudios empíricos que avalen el menor impacto de este tipo de lámpara sobre la fauna nocturna.



Figura 1 Especies de interés comunitario presentes en el área de estudio: *Graellsia isabellae* (izda.) y *Proserpinus proserpina* (dch.).

Objetivos específicos

Los objetivos específicos de este estudio han sido:

1. Testar el grado de atracción que ejercen las lámparas de VM, HMC, VSAP, LED blanco y LED PC-Ámbar sobre las comunidades de macrolepidópteros nocturnos del Pirineo occidental (Navarra).
2. Desgranar el efecto de los diferentes tipos de lámparas a nivel de familia y analizar el efecto de atracción/repulsión ejercido sobre las especies más abundantes y comunes.
3. Evaluar la atracción ejercida por los tipos de lámparas sobre las especies de macrolepidópteros de interés comunitario *G. isabellae* y *P. proserpina*.

Material y métodos

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en 12 pueblos del Pirineo Navarro (Tabla 1). Exceptuando Lumbier y Roncal, ninguna de las localidades estudiadas sobrepasan los 300 habitantes (Instituto de Estadística de Navarra, 2019). Los criterios utilizados para la selección de las localidades de muestreo fueron (I) la existencia de lugares de alto valor para la conservación de la biodiversidad (Zonas Especiales de Conservación –Red Natura 2000) (II) la presencia de especies catalogadas y (III) la representación de la tipología de lámparas existentes en el Pirineo Navarro.

Todas las localidades seleccionadas están situadas dentro o en los límites de lugares naturales de la Red Natura 2000 (Figura 2), junto a grandes masas forestales de pino silvestre que forman el hábitat potencial de *G. isabellae*. La mayoría de estas localidades están situadas además junto a ríos o regatas habitados por *P. prosepina* (Tabla 1).

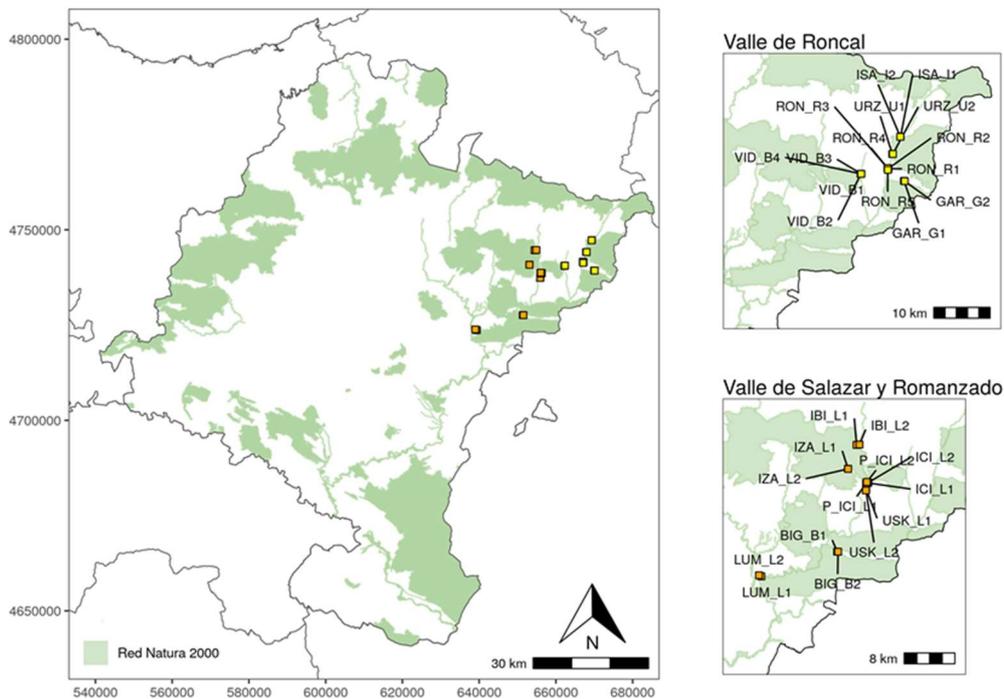


Figura 2 Localización de los puntos de muestreo con respecto a la Red Natura 2000.

Tabla 1 Situación de las farolas muestreadas con lámparas de vapor de mercurio (VM), halogenuros metálicos de cerámica (HMC), vapor de sodio de alta presión (VSAP), LED blanco y PC-Ambar. Todas las farolas están situadas en las proximidades de masas de pino habitadas por *Graellsia isabellae* (GRAISA) y algunas de ellas atravesadas por ríos o regatas con presencia constatada de *Proserpinus proserpina* (PROPRO).

Localidad	Código farola	Coordenadas		Campaña de muestreo			Tipo de lámpara	Especie catalogada
		X	Y	Año	Inicio	Fin		
Garde	GAR_G1	669968	4739333	2018	06-05-2018	04-07-2018	HMC	GRAISA PROPRO
	GAR_G2	670084	4739283					
Isaba / Izaba	ISA_I1	669359	4747293	2018	06-05-2018	04-07-2018	VM	GRAISA PROPRO
	ISA_I2	669319	4747243					
Bigüezal	BIG_B1	651385	4727614	2018	06-05-2018	04-07-2018	VSAP	GRAISA PROPRO
	BIG_B2	651518	4727601					
Lumbier / Irunberri	LUM_L1	639369	4723677	2018	06-05-2018	04-07-2018	VSAP	GRAISA PROPRO
	LUM_L2	639000	4723846					
Urzainqui / Urzainki	URZ_U1	667887	4744149	2018	06-05-2018	04-07-2018	VSAP	GRAISA PROPRO
	URZ_U2	667990	4744158					
Ibilitzeta / Ibiltzeta	IBI_L1	654458	4744633	2019	02-05-2019	01-07-2019	LED blanco	GRAISA PROPRO
	IBI_L2	654909	4744684					
Uscarés / Uskartzte	USK_L1	655960	4737613	2019	02-05-2019	01-07-2019	LED blanco	GRAISA
	USK_L2	655939	4739374					
Iciz / Izize	ICI_L1	656270	4738561	2019	02-05-2019	01-07-2019	VM	GRAISA
	ICI_L2	656308	4738631					
Izal / Itzalle	IZA_L1	653097	4740829	2019	02-05-2019	01-07-2019	VM	GRAISA PROPRO
	IZA_L2	653109	4740805					
Polígono Iciz / Izize	P_ICI_L1	655972	4738492	2019	02-05-2019	01-07-2019	VSAP	GRAISA PROPRO
	P_ICI_L2	656069	4738721					
Roncal / Erronkari	RON_R1	667196	4741544	2020	05-05-2020	29-06-2020	PC-Ámbar	GRAISA PROPRO
	RON_R2	667188	4741554					
	RON_R3	667047	4741618					
	RON_R4	667047	4741629					
	RON_R5	667096	4741308					
Vidángoz / Bidankoze	VID_B1	662245	4740581	2020	05-05-2020	29-06-2020	PC-Ámbar	GRAISA PROPRO
	VID_B2	662286	4740571					
	VID_B3	662342	4740605					
	VID_B4	662343	4740583					

CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS DE LÁMPARAS

En cada uno de los pueblos se seleccionaron un mínimo de dos farolas situadas próximas a hábitats forestales (ver Tabla 1). Como paso previo al establecimiento de las trampas se realizó un análisis lumínico de cada uno de los puntos de luz (farolas). Para la

elaboración de los informes técnicos (Malón 2019a, 2019b, 2019c), se midieron y derivaron un alto número de variables, algunas de ellas altamente correlacionadas (Figura 3). Para el presente estudio se realizó una selección de variables dando prioridad a aquellas con mayor sentido biológico (Malón 2019a). A partir de las variables seleccionadas (Tabla 2) se realizó una ordenación espacial mediante un análisis de componentes principales para caracterizar los diferentes tipos de lámparas.

Tabla 2 Selección de variables utilizadas para la caracterización de los diferentes tipos de lámparas.

Variable	Unidad	Descripción	Rango observado	Variables correlacionadas
Lambda	nm	Longitud de onda en la que se emite la máxima intensidad		
Índice espectral G		Cantidad de radiación azul emitida en el rango visible		
Q	% L(500 V)	Radiancia espectral por debajo de 500 nm en relación a la radiancia total emitida a la que es sensible el ojo humano		TCC (temperatura de color correlacionada)
Em	lux	Nivel de iluminación medida con espectrómetro en vertical bajo luminaria a apróx. 2 m del suelo		
FHSinst	%	Flujo Hemisférico Superior, Relación entre la luz emitida hacia arriba desde una luminaria con respecto al flujo total saliente yFlujo Hemismedida en laboratorio		FHS (relación

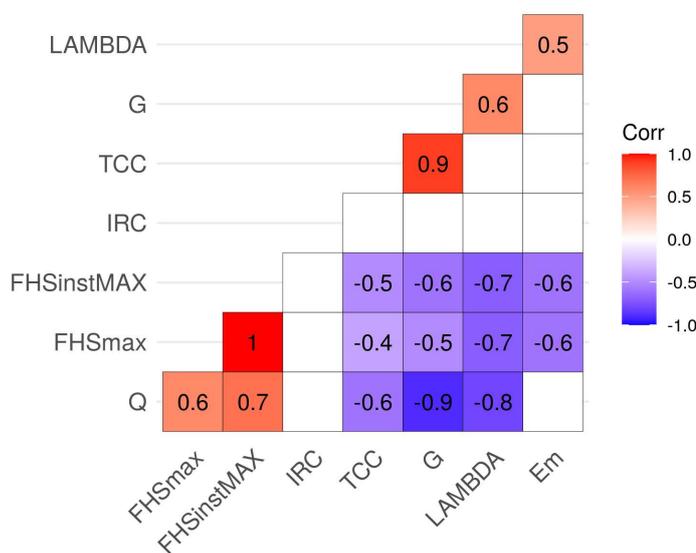


Figura 3 Coeficiente de correlación entre las variables lumínicas medidas en campo. Sólo se muestran aquellas correlaciones significativas (P -valor < 0.05).

DISEÑO DE TRAMPAS DE LUZ PARA EL MUESTREO

Como método de muestreo se usó una modificación de la trampa de interceptación de vuelo de ventana convencional (Hines & Heikkinen, 1977). Esta consiste en dos paneles transparentes de polietileno colocados transversalmente (50cm × 30 cm), que quedan anclados a un recipiente cilíndrico de ~18 litros ($\varnothing = 28$ cm, h = 30 cm) fijado debajo de ellos. Los paneles sirven como una barrera de vuelo omnidireccional, de manera que los ejemplares al colisionar con los paneles caen al fondo del recipiente, a través de un embudo situado justo debajo de las ventanas. En el interior del recipiente se disponen una serie de cartones abombados (hueveras), para que los ejemplares atrapados puedan refugiarse en ellos hasta el momento de su suelta. El conjunto queda colgado mediante un sistema de poleas, justo debajo de las lámparas de las luminarias (Figura 4).



Figura 4 Trampa de intercepción colgada de una luminaria tipo villa. Los insectos voladores atraídos por la luz chocan contra los paneles y caen al fondo de la trampa.

MUESTREO DE INSECTOS

Los muestreos de captura en farolas con lámparas de VM, HMC, VSAP y LED blanco se llevaron a cabo durante 2018 y 2019. Tal y como se ha comentado anteriormente, en 2019 se detectó la instalación de un quinto tipo de lámpara –LED PC-Ámbar– lo que motivó la ejecución de una tercera campaña de muestreo en 2020 dedicada exclusivamente a este tipo de lámparas (Tabla 1). Se instalaron un total de 29 trampas: 6 de VM, 2 de HMC, 4 de LED blanco, 8 de VSAP y 9 de PC-Ámbar. En la campaña de 2018 se instalaron 2 trampas más en Asolaze (Isaba), pero al no estar las farolas operativas durante todo el periodo de muestreo se descartaron para este estudio.

Es conocido que las capturas en trampas de luz pueden variar con el ciclo lunar, siendo el radio de atracción de las lámparas menor con Luna llena (Frank, 1988).

Asimismo, es un hecho constatado que el número de capturas está altamente influenciado por las condiciones meteorológicas y fenológicas, que a su vez son variables a lo largo del tiempo y la geografía. Para minimizar el efecto potencial de estas variaciones sobre las comparaciones entre los tipos de lámparas, se optó por dar prioridad a la duración del muestreo (menos trampas durante un periodo prolongado común a todas ellas) frente a una mayor replicación espacial (mayor número de trampas durante periodos más breves y en fechas diferentes dentro del mismo año). En concreto, las trampas se instalaron a principios de Mayo y se mantuvieron operativas coincidiendo con el periodo de vuelo de *G. isabellae* y *P. proserpina* (Mayo-Julio; ver fechas exactas en Tabla 1). Las lámparas estuvieron operativas 59, 60 y 55 días consecutivos durante las campañas de 2018, 2019 y 2020, respectivamente.

Cada una de las trampas se descolgó con una periodicidad de dos días para recolectar e identificar los ejemplares atrapados. La clasificación de macrolepidópteros se realizó siguiendo la nomenclatura y clasificación taxonómica de Redondo et al. (2015) y Robineau (2011).

Algunos ejemplares sólo pudieron clasificarse a nivel de género. Ninguno de estos ejemplares perteneció a alguna de las especies identificadas del mismo género. Por esa razón se optó por tratar esos géneros como si fueran una especie diferenciada (p.ej. todos los ejemplares del género *Agrotis* que no fueron identificados como *A. ipsilon*, *A. puta* y *A. segetum* fueron tratados como una sola especie: *Agrotis* sp.).

MODELIZACIÓN DEL NIVEL DE ATRACCIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS LÁMPARAS

La diferencia en el número de individuos capturados entre los diferentes tipos de lámparas se testó mediante modelos lineales generalizados mixtos de Poisson con función log link (Pinheiro & Bates, 2000), usando el tipo de lámpara (VM, HMC, VSAP, LED, PC-Ámbar) como única variable fija (ver Ecuación 1). La variable 'localidad' se utilizó como efecto aleatorio para tener en cuenta el diseño jerárquico del estudio y controlar así la dependencia entre observaciones de una misma localidad (Zuur et al., 2009). Dado que el número de días de muestreo fue variable entre campañas, algunas determinadas

trampas pudieron haber capturado un mayor número de ejemplares simplemente por el hecho de haber estado instaladas durante más tiempo. Con el objetivo de controlar este sesgo potencial se incluyó en el modelo el logaritmo natural del número de días como *offset*.

$$\begin{aligned}
 Nind_{ij} &\sim \text{Poisson}(\mu_{ij}) \\
 E(Nind_{ij}) &= \mu_{ij} \\
 \log(\mu_{ij}) &= \log(Ndías) + \beta_1 + \beta_2 \times \text{TipoLampara}_{ij} + \text{Localidad}_i \\
 \text{Localidad}_i &\sim N(0, \sigma^2) \text{ [Ec. 1]}
 \end{aligned}$$

donde 'Nind_{ij}' es el número de individuos atrapados en la trampa *j* de la localidad *i*. Se ajustó un modelo por separado para el conjunto de macrolepidópteros, cada una de las principales familias y cada una de las especies de interés comunitario (*G. isabellae* y *P. proserpina*).

La distribución de Poisson se usa típicamente para modelizar una respuesta de tipo conteo (discreta y positiva) y asume que la varianza es igual a la media. No obstante, en situaciones de sobredispersión (p.ej. cuando la varianza en los datos excede la predicción del modelo) la inferencia de los parámetros del modelo puede resultar incorrecta (Bolker et al., 2009). Como resultado los errores estándares de los parámetros tienden a subestimarse dando lugar a valores de significación (*P*-valores) muy bajos.

Una distribución alternativa en estos casos es la Binomial Negativa, que incluye un parámetro extra (*k*) en el cálculo de la varianza, y por tanto, es más flexible (Zuur et al., 2009). Algunos de los modelos iniciales mostraron sobredispersión, por lo que se procedió a reajustar los datos con modelos basados en la Binomial Negativa (ver Ecuación 2).

$$\begin{aligned}
 Nind_{ij} &\sim \text{BN}(\mu_{ij}, k) \\
 E(Nind_{ij}) &= \mu_{ij} \\
 \log(\mu_{ij}) &= \log(Ndías) + \beta_1 + \beta_2 \times \text{TipoLampara}_{ij} + \text{Localidad}_i \\
 \text{Localidad}_i &\sim N(0, \sigma^2) \text{ [Ec. 2]}
 \end{aligned}$$

No todas las familias y especies (*G. isabellae*) fueron capturadas en todas las trampas. Los modelos de Poisson y, en algunos casos, la Binomial Negativa puede presentar un mal ajuste cuando los datos contienen un exceso de ceros (lámparas sin capturas en este caso). Por esa razón, se testó el posible exceso de ceros atendiendo al ratio entre ceros predichos por el modelo y ceros observados. En los casos en que se comprobó un subajuste de ceros (*zero underfitting*), se ajustaron modelos basados en la Distribución Negativa y/o cero inflados (ver Zuur & Ieno, 2016a). La selección del modelo final entre los posibles candidatos (regresión de Poisson, Binomial Negativa, Poisson cero inflada y Binomial Negativa zero inflada) se realizó atendiendo al criterio de información de Akaike (Burhanm & Anderson 2002). La validación de las asunciones de homogeneidad y normalidad de los residuos de los modelos seleccionados se verificaron mediante inspección visual siguiendo el protocolo de Zuur y Ieno (2016b).

Una vez seleccionados los modelos finales, el efecto del tipo de lámpara se contrastó comparando cada uno de los modelos con sus correspondiente modelos sin dicha variable independiente. En aquellos casos donde el efecto del tipo de lámpara fue significativo, se realizaron comparaciones entre los diferentes tipos aplicando la corrección de multiplicidad de Tukey.

Respecto al número de especies de macrolepidópteros capturadas por los diferentes tipos de lámparas, se aplicó un modelo con la misma estructura especificada en la Ecuación 1, sustituyendo 'N_{indij}' por el número de especies de macrolepidópteros observado ('S_{obsij}'). En este caso, se utilizó como punto de partida un modelo basado en la distribución normal ($N(\mu, \sigma^2)$).

En los análisis preliminares de la información se observó una relación positiva entre el número de capturas y el número de especies de macrolepidópteros (modelo cuadrático lineal: $R^2= 0.89$; Figura 5). Por consiguiente, las diferencias en el número de especies entre tipos de lámparas pudieron estar influenciadas por las diferencias observadas en la captura total de individuos (Gotelli & Colwell, 2001). Para minimizar este efecto se realizó un análisis complementario basado en la estimación del número de especies en cada tipo

de lámpara para un tamaño muestral (número de individuos capturados) común a todas ellas. Esta estimación se obtuvo a partir de las curvas de muestreo (i.e. acumulación de especie en función del número de individuos capturados) mediante los métodos de rarefacción (interpolación) y extrapolación (Colwell et al. 2012). Siguiendo las recomendaciones de Chao et al. (2014), se realizó la comparación para un tamaño de muestra de 318 individuos, i.e. el doble del número de ejemplares acumuladas en el tipo lámpara con menor número de capturas: PC-Ámbar.

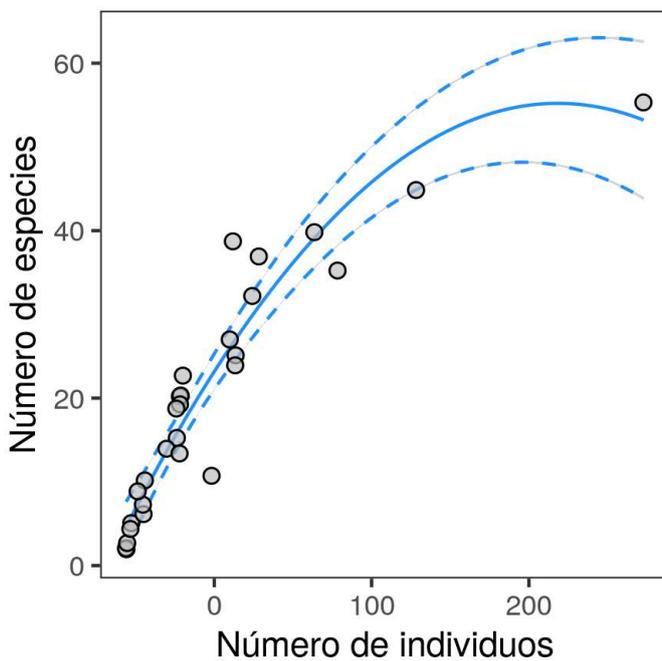


Figura 5 Relación entre el número de individuos y el número de especies capturas en las trampas de intercepción estudiadas (N=29). La línea sólida representa la relación cuadrática ($R^2 = 0.89$, P -valor < 0.001) y las líneas discontinuas los intervalos de confianza del 95%.

Todos los análisis se realizaron en R (R Core Team, 2020), utilizando múltiples librerías específicas entre las que cabe destacar 'lme4' (Bates et al., 2015), 'glmmTMB' (Brooks et al., 2017), 'vegan' (Oksanen et al., 2019), 'nlme' (Pinehiro et al., 2020), 'emmeans' (Lenth, 2020), 'iNEXT' (Hsieh et al., 2020, Chao et al., 2014), 'bbmle' (Bolker & R Core Team, 2020).

ATRACCIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS A NIVEL DE ESPECIE

Como complemento a los análisis anteriores, se evaluó el grado de afinidad (i.e. atracción/repulsión) de las especies con respecto a los diferentes tipos de lámpara. Para ello, se seleccionaron las especies registradas en al menos tres tipos de lámparas y se calculó un índice basado en la generalización del coeficiente de asociación phi (Chytrý et al., 2002), el cual permite tomar en cuenta la abundancia de especies (De Cáceres & Legendre, 2009). Este índice de asociación, denominado coeficiente de correlación punto-biserial, toma valores entre -1 (repulsión) y 1 (atracción). Cuanto más negativo sea el valor del índice mayor es la tendencia de la especie a “evitar” un determinado tipo lámpara. Por el contrario, los valores más positivos indican que el tipo de lámpara ejerce una mayor atracción sobre la especie. Una vez calculado el índice, se testó si el valor observado para cada especie con respecto a una determinada lámpara fue significativamente diferente a lo esperado por simple azar mediante un test de permutación (999 iteraciones; De Cáceres & Legendre, 2009; De Cáceres et al., 2010).

Resultados

CARACTERIZACIÓN DE LOS TIPOS DE LÁMPARAS

La Figura 6 muestra el espectro lumínico medido en campo de las diferentes lámparas muestreadas. Salvo en las lámparas de LED blanco, el patrón del espectro es consistente dentro de cada tipo de luz, si bien existe cierta variación en la cantidad de radiación emitida entre las diferentes réplicas (farolas). Las lámparas tradicionales de luz blanca (VM y HMC) presentaron varios picos de radiancia a lo largo del espectro, entre los que cabe destacar los del rango del UV, el azul y del verde (Figura 6).

Respecto a las lámparas de color anaranjado, VSAP y LED PC-Ámbar, el rango de emisión fue mucho más estrecho y los picos de emisión se concentraron entorno a longitudes de onda de 600 nm (Figura 6). No obstante, a diferencia de las PC-Ámbar, las lámparas de VSAP emitieron también radiación en ondas cortas (≤ 500 nm), aunque en todos los casos en menor cantidad que lo observado en luminarias con VM y HMC.

Mención aparte merecen las lámparas de LED blanco estudiadas, cuyo espectro lumínico revela la existencia de dos subtipos: “frío” y “cálido”. La principal diferencia entre los subtipos se debió al nivel de radiación medida en el rango del azul, mucho mayor (incluso que en VM y HMC) en el caso del subtipo “frío” (Figura 6). Este patrón diferenciado podría sugerir analizar los subtipos por separado, sin embargo, dado el limitado número de réplicas disponibles se tuvieron que considerar como un único grupo (LED blanco).

Los dos primeros componentes principales explicaron un 84.7% de la variación observada entre los tipos de lámparas respecto a las variables seleccionadas. La ordenación espacial resultante muestra una clara agrupación de las farolas según el tipo de lámpara (Figura 7). La única excepción son dos farolas con LED blanco “cálido” que, atendiendo a las variables lumínicas medidas, fueron más similares a las farolas de VSAP que con respecto a las del subtipo “frío” (Figura 7).

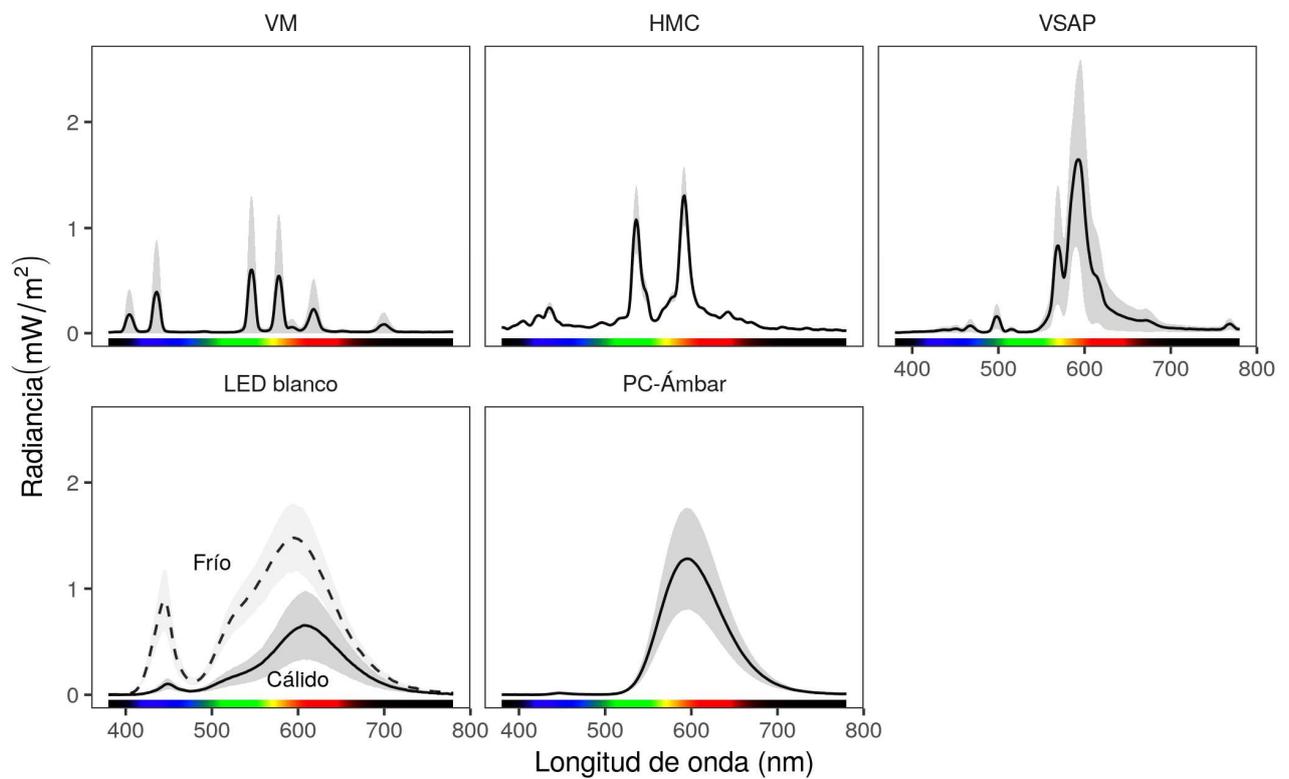


Figura 6 Espectros de los diferentes tipos de lámparas evaluados en el estudio y presentes en núcleos rurales del Pirineo occidental (Navarra). Las líneas representan el valor medio observado y el sombreado la desviación estándar a partir los mediciones realizadas en campo.

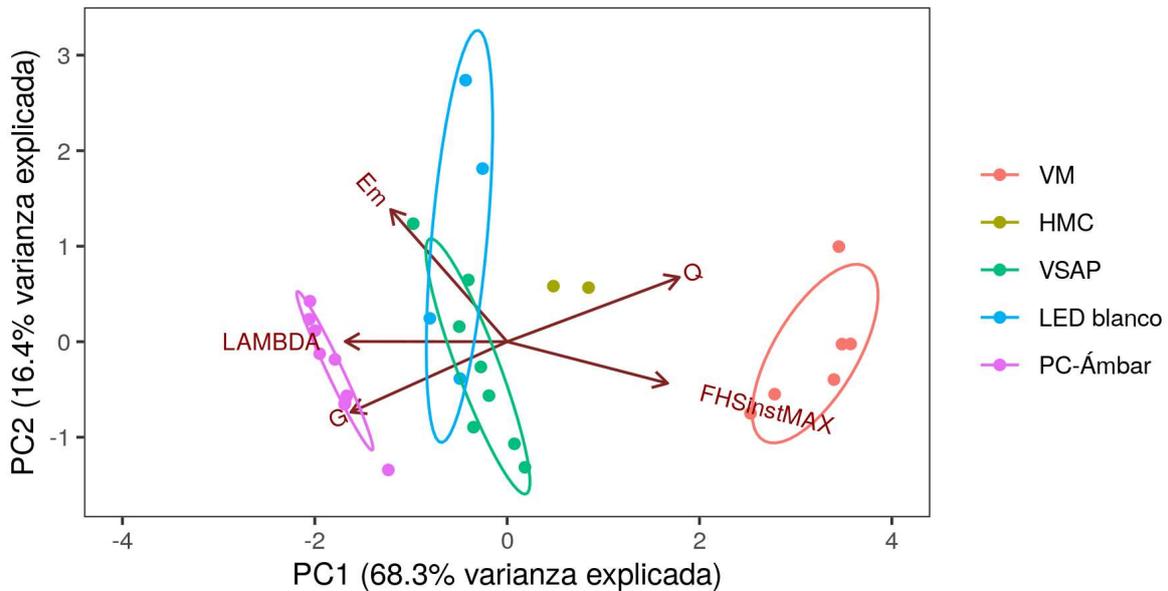


Figura 7 Ordenación bidimensional de las lámparas estudiadas en función de las variables lumínicas seleccionadas (ver definición en la Tabla 2). Las elipses muestran la variabilidad encontrada entre las diferentes réplicas de cada tipo de lámpara. La longitud de las flechas es proporcional a la contribución de las variables sobre los componentes principales.

Cabe destacar la menor dispersión (elipsoides más estrecho y corto) observada del conjunto de lámparas PC-Ámbar (Figura 7). Este resultado indica que los valores medidos en este tipo de lámpara fueron mucho menos variables que en el resto de tipos. Por el contrario, las lámparas de VM fueron el grupo con mayor heterogeneidad y por consiguiente, más dependientes del contexto de instalación (tipo de luminaria, orientación, etc.) y del estado de mantenimiento.

La separación principal de los grupos según tipo de lámpara (elipsoides en la Figura 7) vino determinada por los valores de G y Lamba (mayores en PC-Ámbar, menores en VM) y Q que están altamente correlacionados de manera inversa (Figura 3). El patrón observado es claro, las lámparas PC-Ámbar y las de VM son radicalmente diferentes respecto a estas variables, mientras que las VSAP y LED blanco presentan características intermedias. Las HMC se encuentran en un punto intermedio entre las lámparas de VSAP-LED blanco y VM.

El segundo componente explica la variabilidad encontrada dentro de cada grupo y viene determinado principalmente por la intensidad de luz emitida (62% de factor de carga

del componente; Figura 7). Tal y como se muestra más adelante, las diferencias en la intensidad de luz tuvieron un impacto sobre el número de capturas evidente en algunos tipos de farolas (VM), pero no en otros (VSAP, LED blanco y PC-Ámbar).

En su conjunto, los resultados de la ordenación apoyan el uso del tipo de lámpara como factor en los análisis posteriores.

CAPTURAS DE INDIVIDUOS EN LAS TRAMPAS DE LUZ

Se capturaron un total de 2,369 individuos de 143 taxones diferentes de nueve ordenes de insectos diferentes. El 82% de los individuos capturados fueron lepidópteros (N=1,625 macrolepidópteros y N=318 microlepidópteros) y el 14.5% coleópteros (N=343). Otros ordenes capturados en proporción pequeña (<2%) fueron Tricoptera, Diptera, Ephemeroptera, Himenoptera, Orthoptera, Neuroptera y Hemiptera.

La mayoría de las capturas de macrolepidópteros se concentraron en nueve familias, entre las que se incluyen (por número de capturas): Noctuidae (760 ind., 45 spp.), Erebidae (228 ind., 16 spp), Cossidae (136 ind., 3 spp.), Saturniidae (115 ind., 3 spp), Geometridae (94 ind., 28 spp.), Lasiocampidae (74 ind., 7 spp), Notodontidae (73 ind., 16 spp), Sphingidae (66 ind., 6 spp.) y Arctiidae (56 ind., 12 spp.). Cabe destacar que cerca de la mitad (43%) de los macrolepidópteros capturados fueron de la familia de los nóctuidos. El resto de las familias de macrolepidópteros (12) fueron capturadas de manera puntual (menos de 10 individuos capturados por familia durante los muestreos; ver Anexo I).

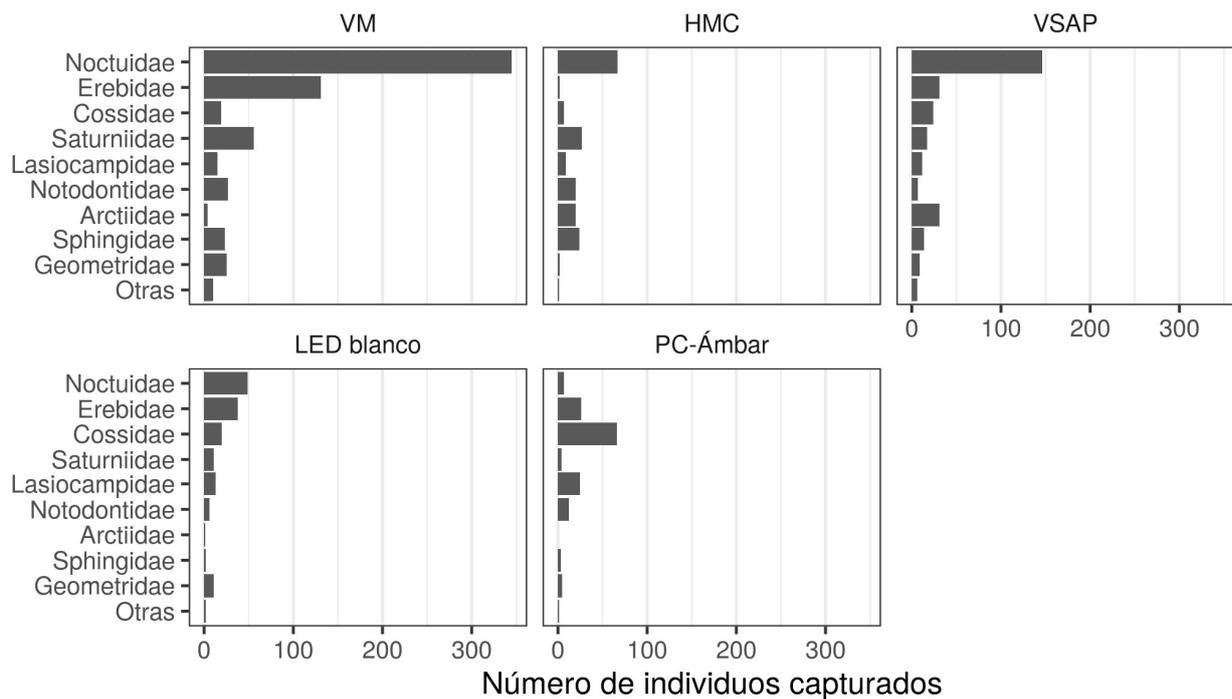


Figura 8 Número de capturas acumuladas por familias de macrolepidópteros y tipo de lámpara. La categoría 'Otras' agrupa las familias con menos de 10 capturas totales: Cetoniidae, Cleridae, Crambidae, Crambidae, Crambidae, Empusidae, Limantridae, Limantridae, Nolidae, Pyralidae, Thaumetopoeidae, Thaumetopoeidae, Tortricidae y Zygaenidae.

El promedio de capturas de macrolepidópteros fue de 56 individuos por trampa, aunque se observó una enorme variabilidad entre farolas de diferentes localidades (rango de 0-331 individuos) y con diferentes tipos de lámparas (Figura 9). En promedio se capturaron 96 individuos en lámparas de VM, 111 en lámparas de HMC, 37 en lámparas de VSAP, 36 en lámparas de LED y 13 en lámparas de PC-Ámbar.

El número de especies capturadas mostró un patrón similar al del número de individuos capturados (Figura 9), con un promedio mayor en lámparas de VM y HMC (31 y 35 especies, respectivamente), seguidas de LED blanco (20 especies) y VSAP (17, aunque la mediana fue mayor que en el LED blanco, ver Figura 9). En las lámparas PC-Ámbar tan sólo se identificó un promedio de 7 especies diferentes.

Un 12% de los ejemplares de macrolepidópteros capturados no fue identificado a nivel de especie. La mayoría de ejemplares si identificar fueron nóctuidos y, en menor medida, geométridos. Estas capturas se concentraron principalmente en las trampas situadas en Izal (Anexo II).

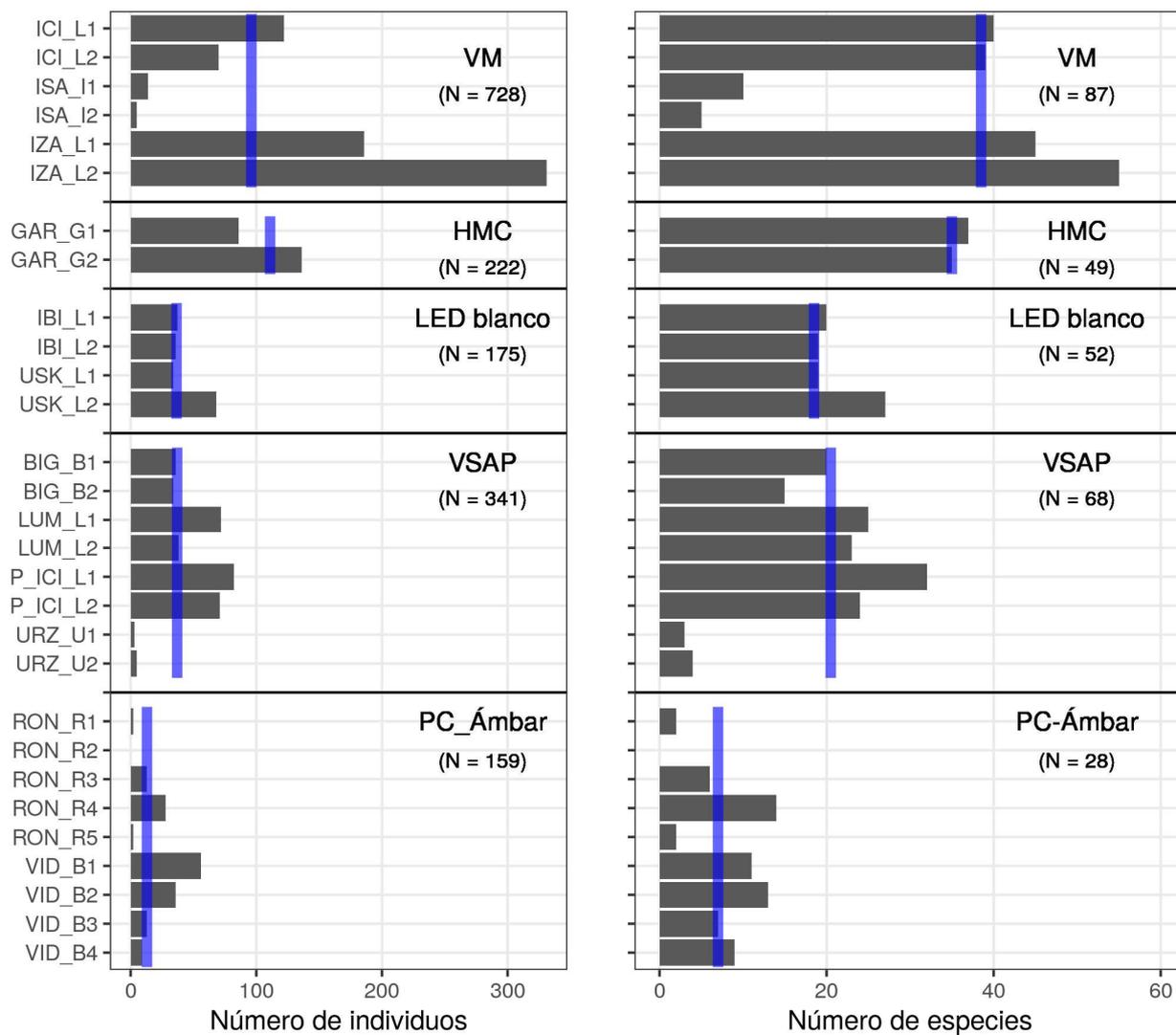


Figura 9 Número de capturas de macrolepidópteros acumuladas en farolas con diferente tipo de lámpara. La banda vertical azul indica la mediana del número de individuos capturados para cada tipo de lámpara.

Respecto al patrón temporal, el número de capturas por día fue relativamente constante a lo largo del periodo de muestreo, excepto en Izal donde se detectaron dos picos de captura diferenciados a finales de mayo y finales de junio (Figura 10).

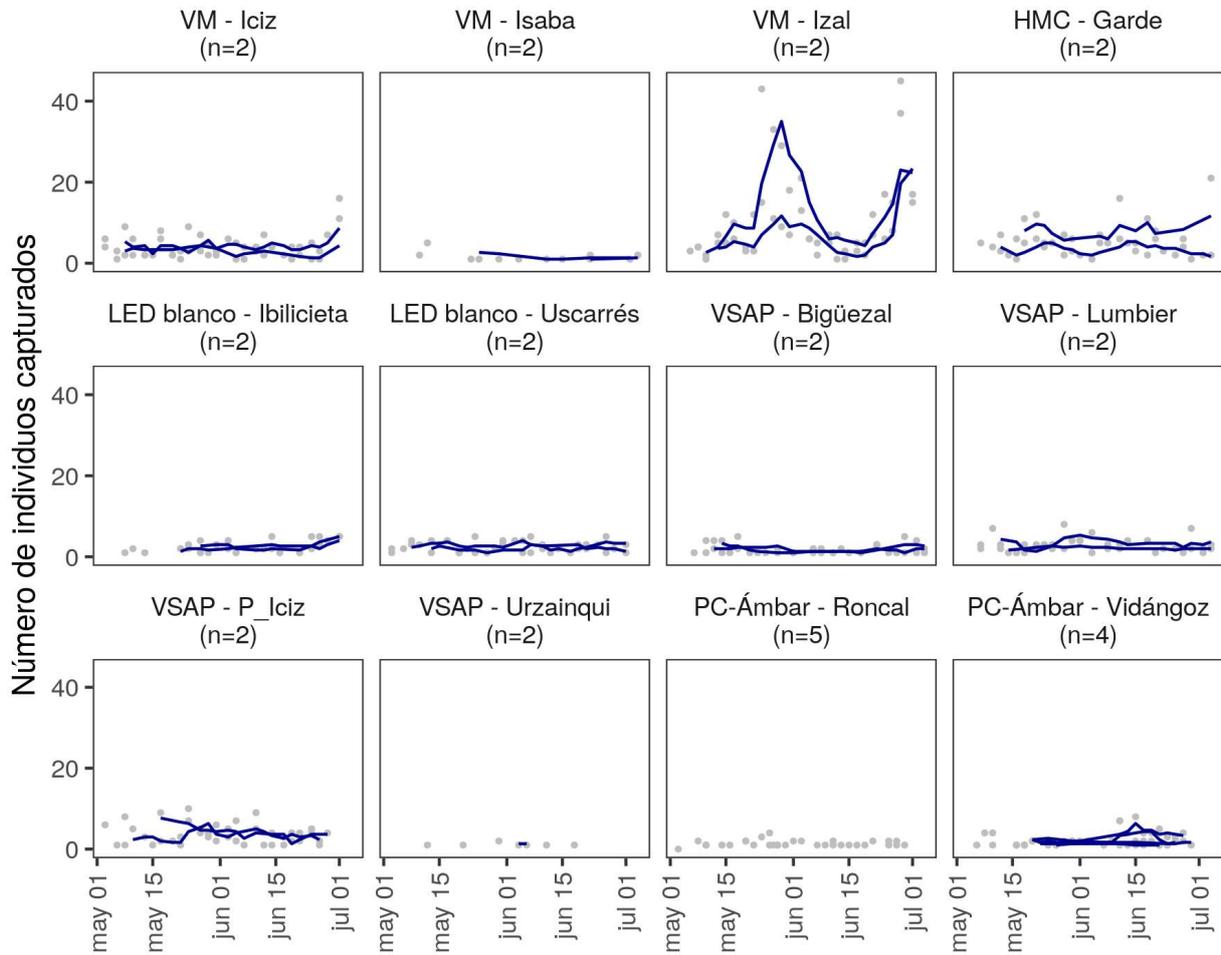


Figura 10 Capturas de macrolepidópteros por fechas y localidad. Los muestreos se prolongaron durante aprox. 60 días. La línea azul indica la media móvil (3 datos anteriores) de capturas observadas en cada una de las farolas estudiadas. En el caso de las lámparas de vapor de sodio de alta presión (VSAP) de Urzainqui y de PC-Ámbar de Roncal, las capturas fueron intermitentes, con un espacio entre capturas superior a 3 días.

En seis farolas con diferentes tipos de lámparas la captura de macrolepidópteros fue nula (RON_R2) o prácticamente nula (<9 individuos: ISA_I1, ISA_I2, URZ_U1, URZ_U2, RON_R1 y RON_R5) (Figura 9). En dos de estas farolas situadas en Isaba, ISA_I1 e ISA_I2, se detectó un nivel de iluminación (Em) prácticamente nulo consecuencia del mal estado de mantenimiento de las lámparas de VM (Malón 2019a). Precisamente sólo en este tipo de lámparas, VM, el número de capturas estuvo correlacionado de manera positiva con el nivel de iluminación (modelo cuadrático: $R^2 = 0.92$, P -valor = 0.01; Figura 11).

No se encontraron evidencias de funcionamiento atípico en ninguna otra lámpara de las anteriormente mencionadas.

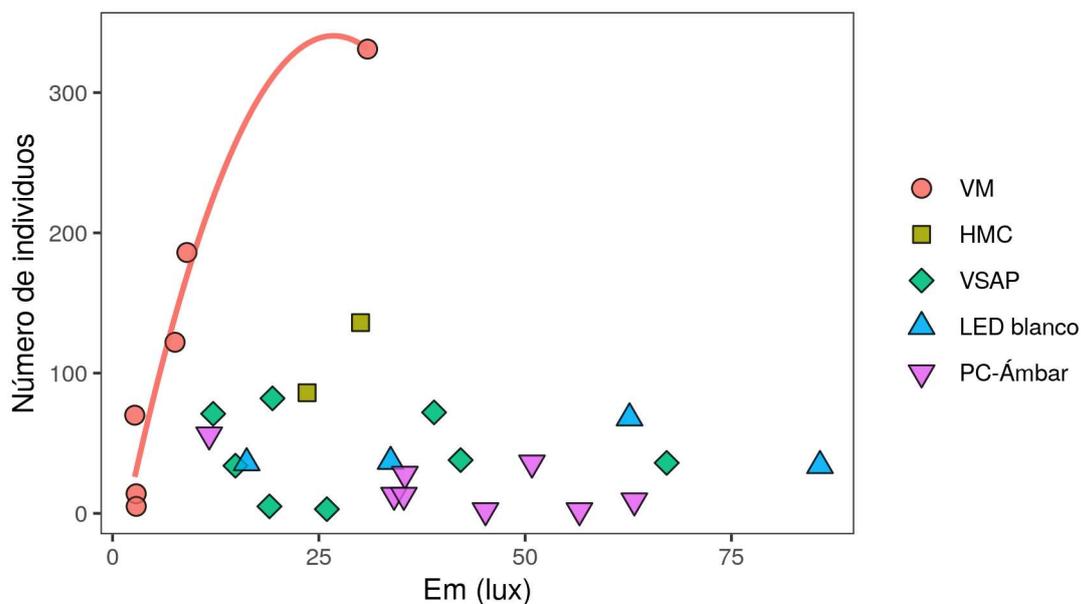


Figura 11 Capturas de macrolepidópteros en función del nivel de iluminación de las lámparas medido en campo. La línea roja representa la relación cuadrática observada ($R^2 = 0.92$, P -valor = 0.009) en las lámparas de vapor de mercurio (VM).

En términos de composición de la comunidad, se encontró una gran consistencia entre las capturas de las farolas de una misma localidad y tipo de lámpara. El dendrograma de

la Figura 12, resultante de un análisis de clúster jerárquico basado en la medida de disimilitud de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 1998), muestra la agrupación de las farolas en dos grandes bloques diferenciados por zonas geográficas (Valle de Roncal y Valle de Salazar-Romanzado).

Dentro del bloque constituido por las farolas del Valle de Salazar-Romanzado, se agrupan las farolas por localidad y tipo de lámpara de manera relativamente consistente. Las únicas farolas que se salen del patrón son aquellas con lámparas de HMC. En estas farolas de Garde, pueblo situado en el valle de Roncal, las capturas de macrolepidópteros fueron semejantes en términos de composición a aquellas registradas en farolas con lámparas de VM, situadas todas ellas en el valle del Salazar. Este resultado sugiere que las lámparas de VM y HMC ejercen un efecto de atracción principalmente sobre especies presentes en ambas zonas geográficas.

Las grupos independientes formados por las farolas de Urzainqui (URZ_U1, URZ_U2) e Isaba (ISA_I1_, ISA_I2) (Figura 12), son consecuencia directa de las escasas capturas realizadas. Por esa razón, la composición de especies registrada en estas farolas apenas guarda similitud con la registrada en otras farolas con el mismo tipo de lámpara.

En las PC-Ámbar las capturas fueron también escasas, aunque en este caso, relativamente consistentes en términos de composición (se capturaron pocas especies pero casi siempre las mismas en todas las farolas con ese tipo de lámpara).

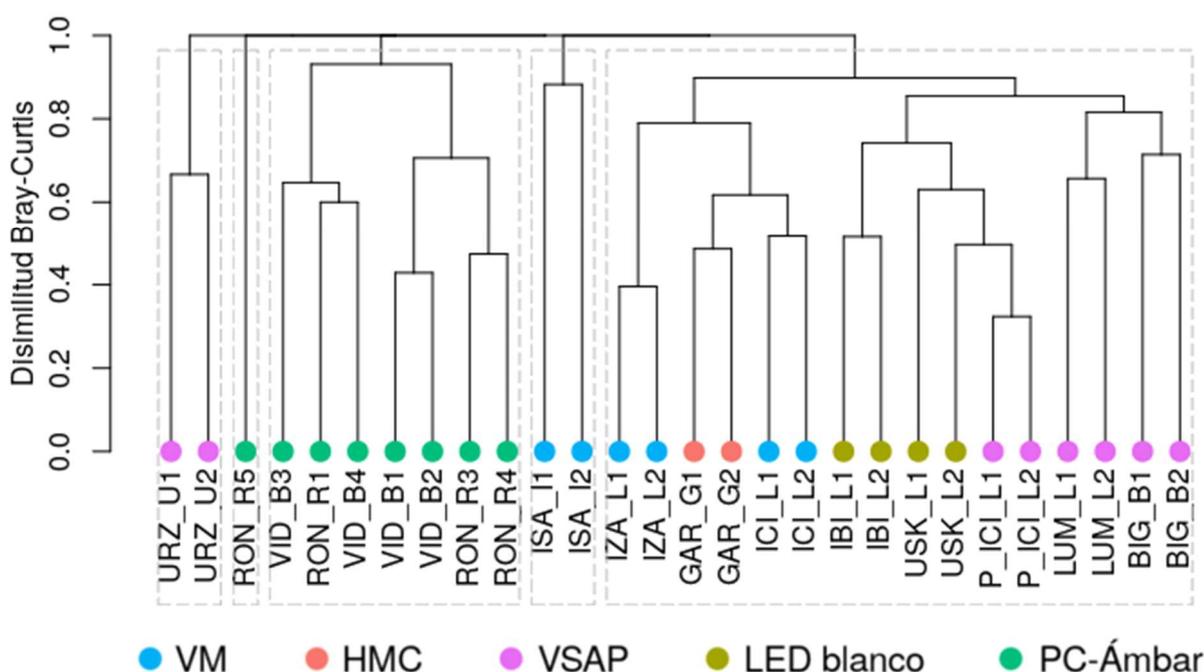


Figura 12 Clasificación de las diferentes farolas muestreadas en función de la composición de las capturas de macrolepidópteros realizadas. Ver detalles de las farolas en Tabla 1.

A nivel de especie, más del 50% de los registros de macrolepidópteros se concentraron en tan sólo 14 de las 135 especies capturadas, entre las que se incluyen (por orden de mayor a menor abundancia total): *Agrotis exclamatoris*, *Mythimna vitellina*, *Saturnia pyri*, *Eilema sororcula*, *Eilema sp.*, *Lacanobia w-latinum*, *Hyphoraia dejeani*, *Macrothylacia rubi*, *Mythimna sicula*, *Chelis arragonensis*, *Marumba quercus* y *G. isabellae* (Figura 13). El rango de número de capturas total por especie fue de 31-129 individuos, con una promedio de 62 capturas totales por especie y 5 por especie y lámpara. El promedio de capturas totales para el resto de especies (N=122) fue de 5 individuos, con predominancia de capturas puntuales (1-2 individuos).

Los datos de captura desglosados por especie, localidad y tipo de lámpara están disponibles en el Anexo I.

Las especies más capturadas fueron también aquellas con mayor incidencia geográfica (Figura 14), las únicas excepciones fueron *E. sororcula* y *M. vitellina* cuyas numerosas capturas se concentraron en lámparas de VM de Izal. *Noctua pronuba*, una

especie capturada en menor abundancia, mostró un patrón temporal similar a las dos anteriores. Estas tres especies, sin apenas incidencia en lámparas otras localidades, fueron responsables de los picos de abundancia observados en Izal a finales de mayo y finales de junio (ver Anexo II).

Respecto a las especies de interés comunitario, *P. proserpina* no fue capturada en ninguna de las ocho localidades situadas en áreas con hábitat potencial (ver Tabla 1), e incluso presencia contrastada en la misma campaña de muestreo mediante trámpas sábana instaladas durante solamente una noche (C. Armendáriz com. pers).

En el caso de *G. isabellae* se capturaron individuos en todas las localidades y tipos de lámparas, excepto en las lámparas de tipo PC-Ámbar, sitadas todas ellas en Roncal y Vidángoz (Figura 13). Este resultado es destacable, más aún teniendo en cuenta que el número de replicas de este tipo de lámparas fue superior al resto. Además, la ausencia de capturas en farolas con PC-Ámbar contrasta con el alto número de individuos capturados (N=11) en muestreos específicos con trampas de luz de alta atracción realizados en Vidángoz en la noche del 21 de mayo de 2020 (C. Armendáriz com. pers).

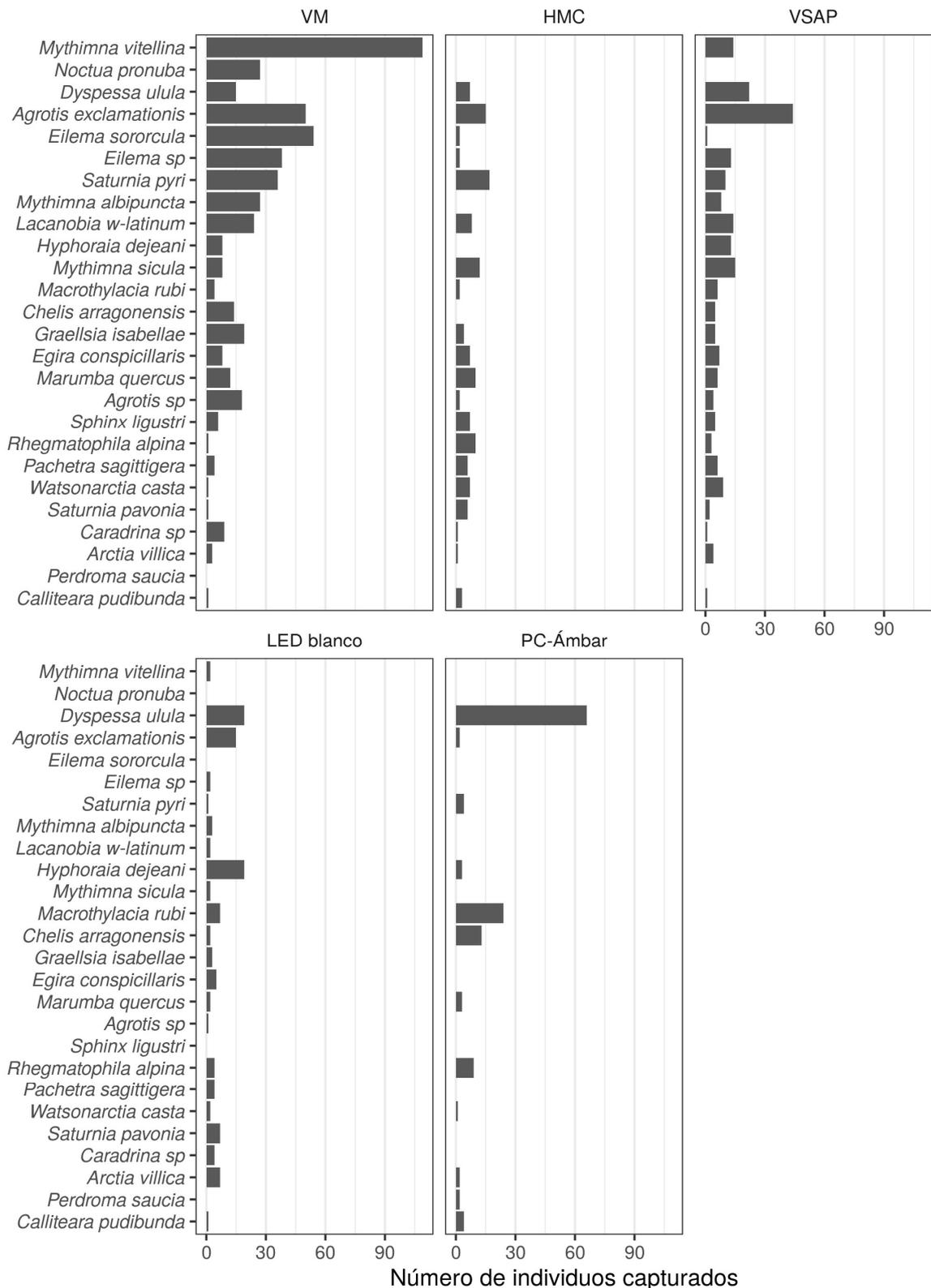


Figura 13 Número de capturas registradas en las 10 especies más abundantes de macrolepidópteros para cada uno de los tipos de lámparas estudiadas.

El mayor número de capturas de *G. isabellae* se registró en trampas adheridas a lámparas de VM, con una media de 3 individuos por farola. En farolas con lámparas de HMC la media fue de 2 individuos por lámpara (Figura 13), mientras que en farolas con LED y VSAP la media fue inferior a 1 individuo.

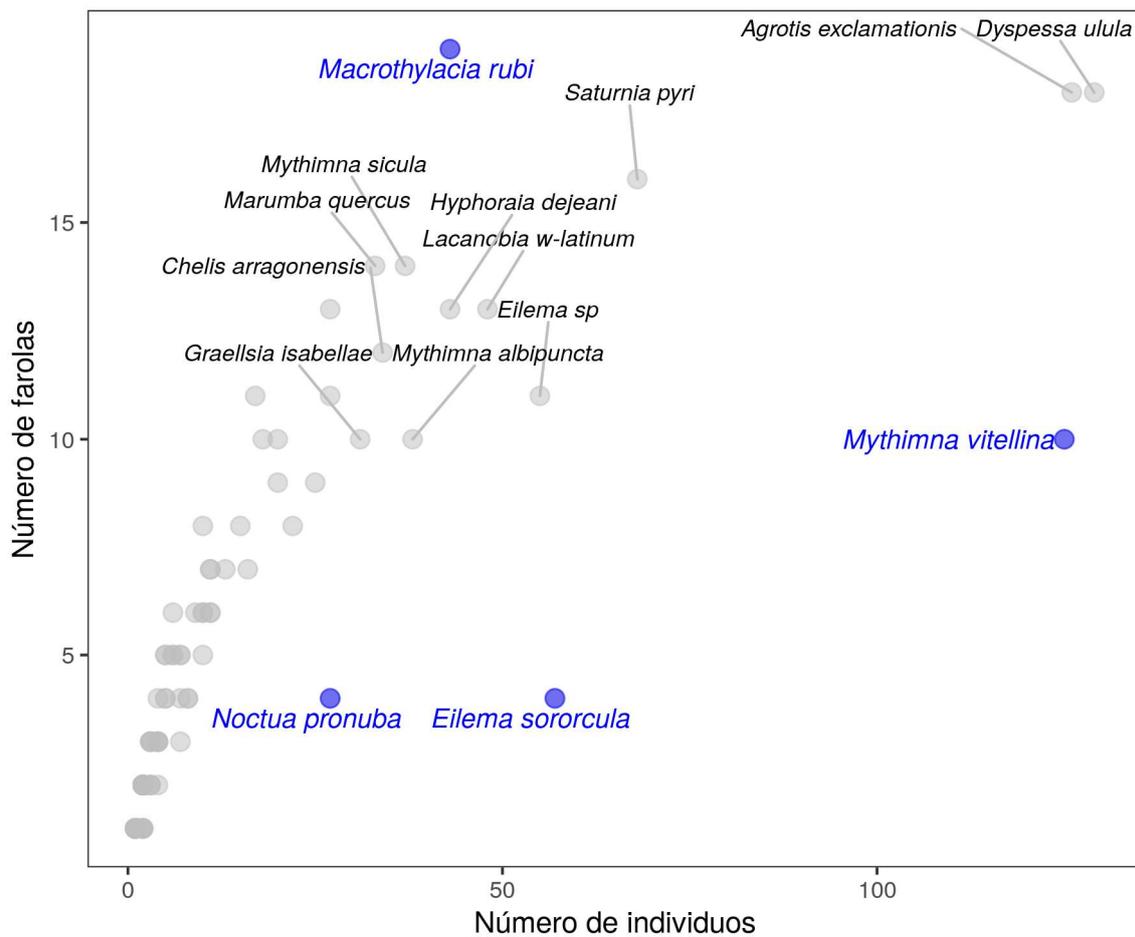


Figura 14 Relación entre abundancia e incidencia de las especies de macrolepidópteros capturadas

as en los diferentes tipos de lámparas estudiados. En azul aquellas especies con numerosas capturas en muy pocas farolas o viceversa.

DIFERENCIAS EN LA ATRACCIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS

A partir de los datos de capturas, y tras excluir los registros de Isaba por las razones comentadas anteriormente (mal estado de mantenimiento de las lámparas), se evaluó si las diferencias observadas en el número de individuos de macrolepidópteros capturados entre los tipos de lámparas fueron estadísticamente significativas, y por tanto, si los resultados de este estudio son generalizables. El modelo final (basado en la distribución Binomial Negativa) presentó un ajuste superior al modelo correspondiente con sólo el intercepto, indicando así un efecto significativo del tipo de lámpara sobre la captura de macrolepidópteros (Tabla 3).

Los resultados de las comparaciones múltiples indican que las lámparas de PC-Ámbar y VSAP ejercieron de manera significativa una atracción entre 8 y 4 veces menor que las lámparas de VM (Tabla 4; Figura 15). Según la predicción del modelo, el número de capturas esperadas en lámparas de PC-Ámbar es también sustancialmente menor que en las lámparas de HMC, aunque en este caso la diferencia sea marginalmente significativa (P -valor = 0.06; Figura 15).

El nivel de atracción de las lámparas de PC-Ámbar muestra una tendencia inferior que en las lámparas de LED blanco y VSAP, aunque en este caso las diferencias no son significativas (Tabla 4). No obstante, es necesario remarcar que el efecto estimado en las lámparas de LED blanco presenta un intervalo de confianza mucho más amplio en el estimado en las lámparas de PC-Ámbar y VSAP y por esa razón no es significativamente diferente de la observada en HMC y VM (Figura 15). A efectos prácticos, este resultado se traduce en que las lámparas de LED blanco son más variables y contexto dependientes que las de PC-Ámbar y VSAP, por lo que no es posible predecir que este tipo de lámpara vayan a tener un menor impacto que las de VM o HMC.

Tabla 3 Resultado de la comparación de los modelos lineales generalizados mixtos ajustados sobre el número de individuos de macrolepidópteros capturados y sus correspondientes modelos sin la variable tipo de lámpara. En negrita los contrastes (marginamente) significativos. Los modelos de Poisson (P) con y sin la variable mencionada tiene 2 y 6 grados de libertad, respectivamente. Un grado más en el caso de los modelos basados en la distribución Negativa Binomial (NB).

Taxón	Modelo	Covariable	AIC	Desviación	χ^2	P-valor
LEPIDOPTERA						
Macrolepidóteros	NB	–	258.92	252.92		
		Tipo de luz	254.93	240.93	11.99	0.017
Noctuidae	NB	–	214.49	208.49		
		Tipo de luz	205.01	191.01	17.48	0.001
Erebidae	NB	–	153.58	147.58		
		Tipo de luz	146.10	132.10	15.48	0.004
Cossidae	NB	–	149.22	143.22		
		Tipo de luz	150.56	136.56	6.66	0.154
Saturniidae	NB	–	120.03	116.03		
		Tipo de luz	109.16	97.17	18.87	>0.001
Geometridae	P	–	115.10	111.10		
		Tipo de luz	108.05	96.05	15.05	0.004
Lasiocampidae	NB	–	120.79	114.79		
		Tipo de luz	123.01	108.01	5.78	0.216
Notodontidae	NB	–	115.99	109.99		
		Tipo de luz	106.09	92.09	17.90	0.001
Sphingidae	P	–	96.22	92.22		
		Tipo de luz	84.91	72.91	19.31	<0.001
Arctiidae	P	–	79.81	75.81		
		Tipo de luz	32.63	20.63	55.18	<0.001
<i>Graellsia isabellae</i>	P	–	63.87	59.87		
		Tipo de luz	63.34	53.34	6.53	0.088
		Tipo de luz	155.55	141.55	24.22	<0.001

Tabla 4 Resultados de las comparaciones múltiples aplicadas a los modelos con efecto significativo de la Tabla 3. En negrita los contraste (marginalmente) significativos tras aplicar la corrección de Tukey.

	Contraste	Ratio	CI 95%		P-valor	
			Inferior	Superior		
LEPIDOPTERA	Macrolepidóteros	VM / HMC	1.43	0.28	7.38	0.964
		VM / LED	3.51	0.82	15.05	0.112
		VM / VSAP	4.11	1.20	14.09	0.020
		VM / PCA	8.06	1.83	35.46	0.004
		HMC / LED	2.46	0.42	14.46	0.560
		HMC / VSAP	2.88	0.58	14.16	0.306
		HMC / PCA	5.64	0.94	33.98	0.062
		LED / VSAP	1.17	0.29	4.73	0.997
		LED / PCA	2.30	0.46	11.48	0.541
		VSAP / PCA	1.96	0.48	8.05	0.614
	Noctuidae	VM / HMC	1.56	0.11	21.91	0.987
		VM / LED	4.31	0.45	41.19	0.343
		VM / VSAP	3.86	0.57	26.04	0.261
		VM / PCA	26.25	2.25	305.77	0.005
		HMC / LED	2.76	0.18	43.26	0.813
		HMC / VSAP	2.47	0.21	29.39	0.817
		HMC / PCA	16.83	0.91	310.85	0.061
		LED / VSAP	0.90	0.12	6.92	1.000
		LED / PCA	6.09	0.48	76.66	0.253
		VSAP / PCA	6.80	0.73	63.06	0.116
	Saturniidae	VM / HMC	1.00	0.06	17.06	1.000
		VM / LED	5.10	0.44	59.25	0.320
		VM / VSAP	8.09	0.90	72.64	0.068
		VM / PCA	28.80	1.89	438.84	0.010
		HMC / LED	5.10	0.27	97.50	0.500
		HMC / VSAP	8.10	0.52	125.45	0.199
		HMC / PCA	28.83	1.20	692.51	0.034
		LED / VSAP	1.59	0.15	16.37	0.977
LED / PCA		5.65	0.33	96.64	0.403	
VSAP / PCA		3.56	0.26	48.19	0.616	
Geometridae	VM / HMC	3.47	0.48	25.18	0.372	
	VM / LED	2.63	0.58	11.91	0.356	
	VM / VSAP	4.71	1.22	18.20	0.019	
	VM / PCA	9.83	1.90	50.88	0.003	
	HMC / LED	0.76	0.10	5.98	0.994	
	HMC / VSAP	1.35	0.19	9.56	0.991	
	HMC / PCA	2.83	0.32	24.70	0.630	
	LED / VSAP	1.79	0.41	7.82	0.775	
	LED / PCA	3.74	0.66	21.33	0.205	
	VSAP / PCA	2.09	0.42	10.46	0.671	
Notodontidae	VM / HMC	0.47	0.14	1.55	0.360	
	VM / LED	3.58	0.56	22.70	0.283	
	VM / VSAP	6.56	1.12	38.56	0.033	
	VM / PCA	3.08	0.80	11.78	0.133	
	HMC / LED	7.69	1.23	48.09	0.024	
	HMC / VSAP	14.10	2.44	81.50	0.001	
	HMC / PCA	6.61	1.78	24.61	0.002	
	LED / VSAP	1.83	0.19	17.33	0.930	
	LED / PCA	0.86	0.13	5.89	0.999	
	VSAP / PCA	0.47	0.07	2.95	0.746	

	Contraste	Ratio	CI 95%		P-valor	
			Inferior	Superior		
LEPIDOPTERA	Sphingidae	VM / HMC	0.37	0.08	1.61	0.302
		VM / LED	9.03	0.83	97.62	0.080
		VM / VSAP	2.58	0.67	9.89	0.267
		VM / PCA	12.30	1.57	96.25	0.011
		HMC / LED	24.52	2.12	283.86	0.006
		HMC / VSAP	7.00	1.62	30.25	0.005
		HMC / PCA	33.40	3.95	282.61	<0.001
		LED / VSAP	0.29	0.03	3.04	0.540
		LED / PCA	1.36	0.08	23.28	0.998
		VSAP / PCA	4.77	0.61	37.15	0.200
	Graellisia Isabellae	VM / HMC	2.17	0.15	30.53	0.825
		VM / VSAP	7.83	0.91	67.54	0.063
		VM / LED	6.44	0.51	81.88	0.189
		HMC / VSAP	3.61	0.22	59.69	0.554
	HMC / LED	2.97	0.13	66.41	0.737	
	VSAP / LED	0.82	0.06	11.64	0.996	

(Continuación)

Los tipos de lámparas estudiados son: vapor de mercurio (VM), halogenúros metálicos de cerámica (HMC), vapor de sodio de alta presión (VSAP), LED blanco (LED) y LED PC-Ámbar (PCA).

Durante el proceso de validación del modelo se detectaron dos observaciones atípicas e influyentes correspondientes a las dos farolas con VM de Izal. Tal y como se ha comentado anteriormente, el elevado número de capturas registrado en Izal se debió principalmente a dos picos de captura de *E. sororcula*, *M. vitellina*, *N. pronuba* y varias especies de nóctuidos sin identificar. Desde un punto de vista técnico, estas observaciones son problemáticas porque el modelo no puede explicarlas con precisión. Como resultado el modelo tiende a estimar intervalos de confianza más estrechos, y por tanto, *P*-valores más bajos. Desde un punto de vista práctico, las observaciones de Izal son también problemáticas debido a que pudieron magnificar limitaciones del estudio inherentes al diseño de muestreo (diferentes tipos de lámparas evaluadas en diferentes años). Dado que las especies mencionadas no fueron apenas detectadas en otras localidades muestreadas incluso durante la misma campaña, no es posible asegurar que el desproporcionado número de capturas registradas en Izal fuera consecuencia de un fenómeno local: por ejemplo, explosión puntual de las poblaciones de las citadas especies y/o concatenación de varios días con condiciones excepcionalmente propicias para el vuelo de individuos. Fuera cual fuese la causa, estas observaciones pudieron haber sesgado el impacto de las lámparas de VM, exagerando su diferencia con respecto al resto de lámparas.

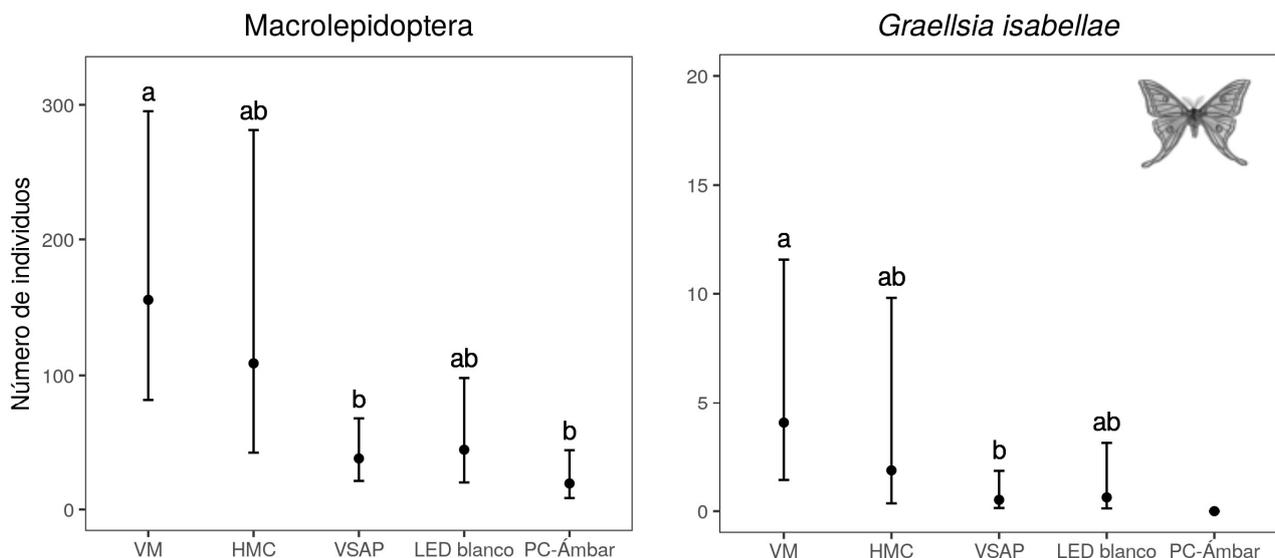


Figura 15 Predicción de los modelos lineales generalizados mixtos ajustados sobre el número de individuos capturados. Las barras de error representan los intervalos del confianza (95%) de la

predicción transformados a la escala original. Los pares de tipos de lámparas con efectos significativamente diferentes no comparten letra. En el caso de *Graellsia isabellae*, no se registro ningún ejemplar en lámparas de PC-Ámbar y por tanto no se incluyeron en el modelo.

Para evaluar la sensibilidad de los resultados obtenidos se optó por la aproximación más conservadora posible y se repitió el análisis excluyendo las observaciones de Izal. Tal y como era de esperar, una vez eliminadas las observaciones la validación del modelo no mostró ningún problema y los intervalos de confianza de las estimaciones aumentaron (resultados no mostrados). Como resultado, las diferencias entre las lámparas de VM y VSAP dejaron de ser significativas, mientras que las diferencias entre las lámparas de VM y PC-Ámbar continuaron siendo significativas (P -valor corregido = 0.05).

El efecto del tipo de lámpara en términos de número de especies fue también significativo ($\chi^2 = 17.89$, g.l. = 4, P -valor = 0.001). En este caso, tanto las lámparas de PC-Ámbar como las de VSAP ejercieron un efecto de atracción sobre un número de especie significativamente menor que el observado en lámparas de VM (P -valor ≤ 0.05 ; Figura 16). Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas con respecto a las lámparas de HMC (Figura 16). Sin embargo, al corregir el número de especies por el número de capturas, la riqueza esperada para las muestras de PC-Ámbar sí fue significativamente menor que en el resto de tipos, incluido HMC (Figura 17). No hubo diferencias significativas entre el resto de tipos de lámparas, tal y como indica el solapamiento de los intervalos de confianza del número de especies estimado para un tamaño muestral común (Figura 17).

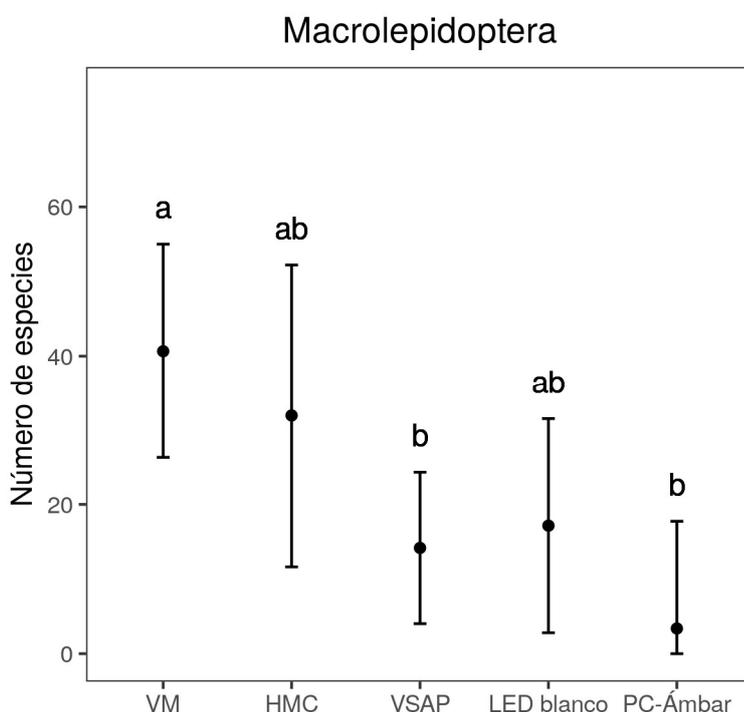


Figura 16 Predicción de los modelos lineales generalizados mixtos ajustados sobre el número de especies capturadas. Las barras de error representan los intervalos del confianza

(95%) de la predicción y han sido transformados a la escala original. Los pares de tipos de lámparas con efectos significativamente diferentes no comparten letra.

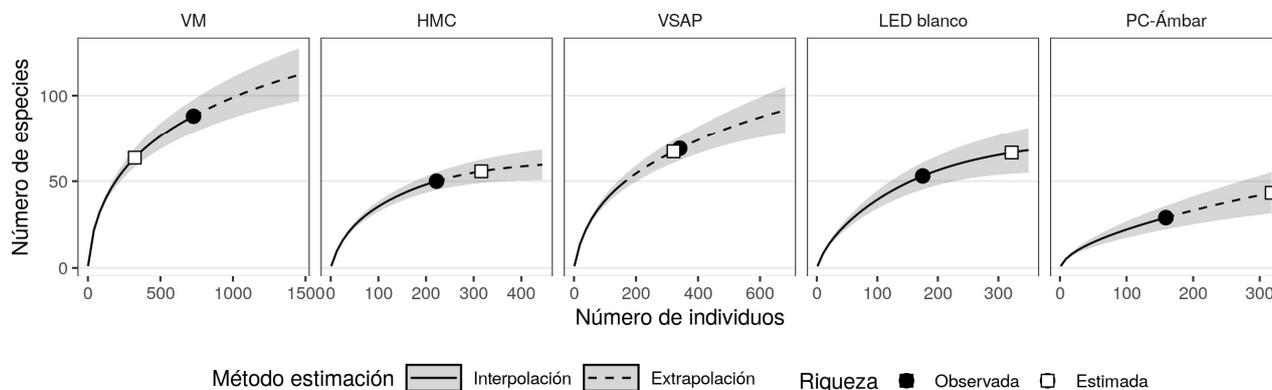


Figura 17 Estimación del número de especies capturada en función de número de individuos capturados para cada tipo de lámpara estudiado. El sombreado gris representa los intervalos de confianza (95%) obtenidos para la riqueza interpolada y extrapolada. La comparación del entre los diferentes tipos de lámparas se realizó para un tamaño muestral común (cuadrado blanco).

A nivel de familia se encontró un efecto significativo en las principales familias, excepto en Cossidae y Lasiocampidae donde no hubo efecto significativo del tipo de luz y Arctiidae cuyo número de capturas realizadas fue insuficientes para poder llevar a cabo el análisis. (Tabla 3). En todos los casos, la atracción de las lámparas de PC-Ámbar fue significativamente menor a la ejercida por las lámparas de VM, y salvo en los geométridos, también a la ejercida por las lámparas de HMC. Sólo para los geométridos, los notodóntidos y los esfíngidos las lámparas de VSAP y/o LED blanco fueron significativamente menos atractivas que las de VM y/o HMC (Tabla 4).

En el caso de *G. isabellae*, una vez excluidas del modelo las farolas de PC-Ámbar donde no se capturó ningún ejemplar de la especie, sólo se encontraron diferencias marginalmente significativas (P -valor = 0.06) entre VM y VSAP, siendo entorno a 8 veces mayor el número de capturas esperado en el primer tipo de luz (Tabla 4, Figura 15).

ATRACCIÓN DE LAS ESPECIES DE MACROLEPIDÓPTEROS HACIA LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS

A partir del análisis de afinidad, se detectaron 24 especies con una asociación significativa con respecto a las lámparas de VM (N=11), HMC (N=12) y LED blanco (N=1). En la Figura 18 se muestran las especies y el grado de atracción/repulsión hacia los diferentes tipos de luz. Como se puede observar, ni VSAP ni PC-Ámbar ejercieron atracción alguna sobre especies consideradas, con la excepción de *Macrothylacia rubi*, que en este estudio mostró una mayor preferencia (aunque no significativa) por las lámparas de PC-Ámbar.

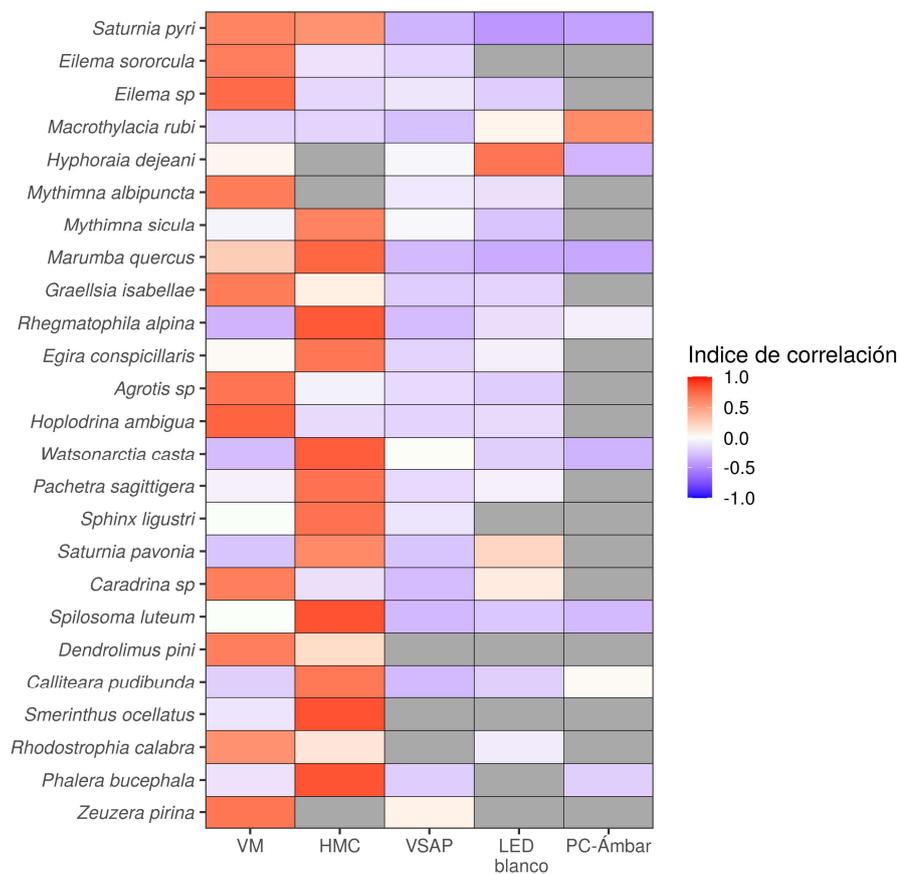


Figura 18 Tendencia de las especies de macrolepidópteros a volar hacia (valores positivos) o evitar (valores negativos) los diferentes tipos de lámparas. Sólo se muestran aquellas especies con asociación significativa presentes en más de tres tipos de lámparas y asociación significativa con, al menos, uno de ellos. En gris las especies que no fueron capturadas en trampas de un determinado tipo de lámpara.

ATRACCIÓN DE LOS ESCARÁBIDOS HACIA LOS DIFERENTES TIPOS DE LÁMPARAS

Durante los muestreos se atraparon más de 300 ejemplares de escarábidos (Coleoptera). Aunque no estaba inicialmente contemplado, se ha analizado la atracción que las diferentes lámparas ejercen sobre los escarábidos (Coleoptera), por ser un grupo particularmente abundante en las capturas.

Dejando a un lado los numerosos ejemplares no identificados a nivel de especie (~40% del total), la mayoría de las capturas fueron de *Amphimallon* sp. y *Melolontha melolontha* (Figura 19). Estos dos taxones se capturaron en casi todas las localidades muestreadas y en todos los tipos de lámparas (Figura 19). No obstante, las capturas más abundantes se registraron en lámparas de HMC y VSAP, con un promedio por farola de 37 y 8 ejemplares de *Amphimallon* sp. y de 11 y 3.6 ejemplares de *M. melolontha*, respectivamente.

Las otras tres especies de escarabajo identificadas se capturaron de forma casi anecdótica (< 3 individuos por farola) (Figura 19; ver datos desglosados en el Anexo I).

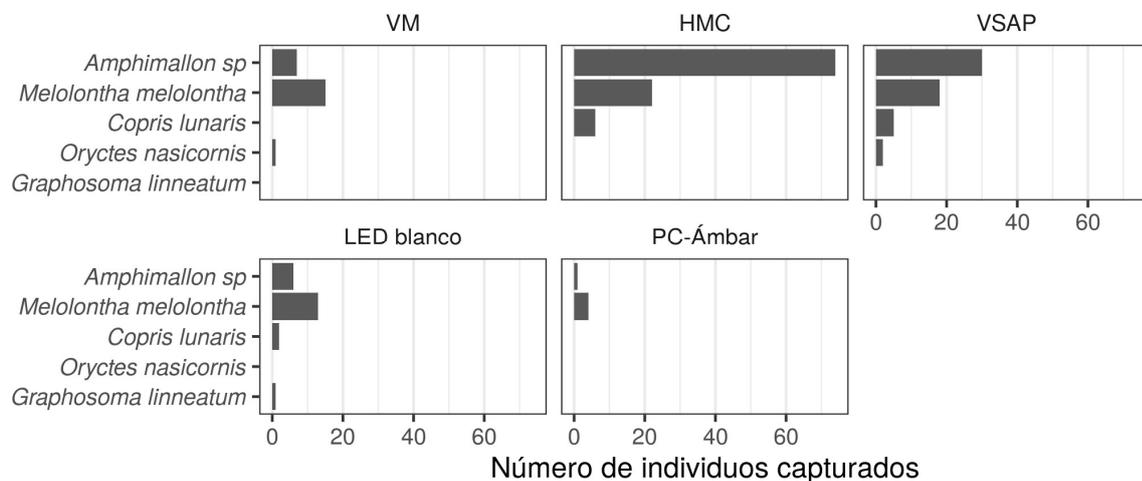


Figura 19 Número de capturas registradas en las especies de escarábidos (Coleoptera) identificadas en los diferentes tipos de lámparas estudiados.

El efecto del tipo de lámpara sobre las capturas de escarábidos fue significativo ($\chi^2 = 24.22$, g.l. = 5, P -valor < 0.001). El número de individuos capturados en lámparas de HMC

y VM fue significativamente superior al registrado en lámparas de VSAP y PC-Ámbar, pero no con respecto a las registradas en las lámparas de LED blanco (Figura 20). La predicción del modelo sugiere una atracción entre 56 y 30 veces menor en PC-Ámbar en comparación con las lámparas de HMC y VM, respectivamente (Tabla 5). En este caso, el efecto de las PC-Ámbar fue también significativamente menor que el observado en las farolas con LED blanco (Figura 20; Tabla 5).

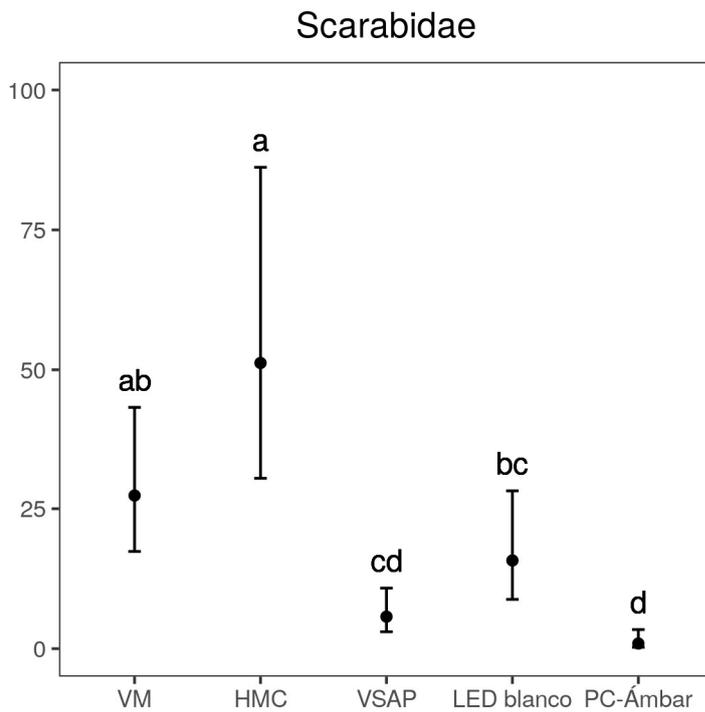


Figura 20 Predicción de los modelos lineales generalizados mixtos ajustados sobre el número de especies de escarábidos capturados. Las barras de error representan los intervalos del confianza (95%) de la predicción y han sido transformados a la escala original. Los pares de tipos de lámparas con efectos significativamente diferentes no comparten letra.

Tabla 5 Resultados de las comparaciones múltiples entre tipos de lámpara con respecto al número de individuos de Scarabidae capturados. En negrita los contraste (marginamente) significativos tras aplicar la corrección de Tukey.

	Contraste	Ratio	CI 95%		P-valor
			Inferior	Superior	
COLEOPTERA Scarabidae	VM / HMC	0.53	0.20	1.44	0.353
	VM / LED	1.74	0.60	5.00	0.537
	VM / VSAP	4.79	1.56	14.67	0.004
	VM / PCA	29.85	4.09	217.80	<0.001
	HMC / LED	3.25	1.09	9.71	0.031
	HMC / VSAP	8.96	2.81	28.62	<0.001
	HMC / PCA	55.88	7.63	409.04	<0.001
	LED / VSAP	2.76	0.83	9.12	0.122
	LED / PCA	17.19	2.38	124.31	0.003
	VSAP / PCA	6.23	0.83	46.81	0.087

Los tipos de lámparas estudiados son: vapor de mercurio (VM), halogenúros metálicos de cerámica (HMC), vapor de sodio de alta presión (VSAP), LED blanco (LED) y LED PC-Ámbar (PCA).

Discusión

En el presente estudio se ha analizado el nivel de atracción que ejercen los principales tipos de lámparas usados en el alumbrado callejero de los pueblos del Pirineo occidental (Navarra) sobre las comunidades de macrolepidópteros nocturnos. Los resultados muestran un efecto significativo del tipo de lámpara a todos los niveles estudiados (comunidad, familia y especie). A nivel de especies catalogadas, el efecto fue significativo respecto a *G. isabellae*, poniendo de manifiesto la importancia del tipo de alumbrado callejero para la conservación de la especie. Por el contrario, el hecho de que no se capturara ningún ejemplar de *P. proserpina* podría sugerir que esta especie no se ve afectada, al menos de manera directa, por el ALAN.

Desde todas las perspectivas estudiadas, las lámparas de VM son las que mayor impacto potencial tienen sobre los macrolepidópteros nocturnos. Este tipo de lámpara, con varios picos de emisión en los rangos del UV, el azul y el verde, resulta más atractiva para el conjunto de los individuos y las mayoría de las familias de polillas estudiadas. Además, las lámparas de VM ejercen una atracción significativa sobre la única especie catalogada capturada en este estudio: *G. isabellae*. Las lámparas de HMC, con menor emisión de ondas cortas pero de espectro igualmente amplio, tienen un impacto similar al de las lámparas de VM. Este resultado debe interpretarse con cautela, porque el número de lámparas de HMC incluido en este estudio es escaso. Aún así, la tendencia observada (HMC peor que VSAP) va en la línea de lo mostrado en otros estudios experimentales con una mayor potencia estadística (Wakefield et al., 2018).

A partir de la década de los 70 hubo una tendencia a sustituir los tipos de lámparas mencionados por lámparas de color cálido de VSAP. De acuerdo con las expectativas, las lámparas de VSAP afectaron a menos individuos de menos especies, corroborando que es una opción lumínica menos perjudicial para el conjunto de macrolepidópteros. Las diferencias encontradas en este estudio entre lámparas de VSAP y lámparas de VM y HMC convencionales son altamente consistentes con los resultados obtenidos en otras regiones europeas (Eisenbeis, 2006; e incluso en otros grupos taxonómicos considerados en este estudio, como los escarábidos). En términos absolutos, puede resultar llamativo

que el número de capturas acumuladas registrado fuera inferior al reportado en otros estudios. El menor número de capturas registrado se debe principalmente al hecho de que las campañas de muestreo no se llevaron a cabo durante los periodos de mayor densidad de individuos (verano) como en otros estudios. Por consiguiente, el menor número de ejemplares capturados por lámpara no debe interpretarse como un impacto menor del alumbrado en los pueblos del Pirineo.

A pesar de los beneficios de las lámparas de VSAP frente a las lámparas convencionales (VM, HMC), existe en la actualidad una tendencia a reemplazar este tipo de lámpara por tecnología LED blanca, más económica y eficiente. Son varios los estudios que han llamado la atención sobre las consecuencias negativas que el uso de este tipo de LED podría tener sobre la fauna, ya que emite en un rango muy amplio y, por tanto, tiene un efecto potencial sobre un mayor número de especies (Pawson & Bader, 2014; van Grunsven, et al. 2014). Los resultados del presente estudio sugieren que el reemplazamiento de las fuentes de iluminación más antiguas (VM, HMC y VSAP) podría no reducir de manera significativa el impacto potencial sobre los lepidópteros en términos cuantitativos (número de ejemplares capturados), ni cualitativos (número de especies y familias afectadas). Ciertamente la atracción ejercida por las lámparas de LED blanco es menos selectiva (no hay tantas especies que muestren una afinidad significativa) que la observada en algunas de las fuentes tradicionales (VM y HMC). No obstante, esto no se traduce en un menor impacto potencial sobre la especie de mayor interés desde el punto de vista de conservación: *G. isabellae* (no hay diferencias significativas con respecto al número de capturas observado en VM y HMC).

Cabe recalcar que los LED blancos analizados corresponden en realidad a dos subtipos (“frío” y “cálido”) con características lumínicas contrastadas. Tal y como se puede observar en las Figuras 1 y 2, los LED “cálidos” estudiados presentan unas características lumínicas similares a las de las lámparas de VSAP. Por consiguiente, cabría esperar un efecto de atracción sobre los lepidópteros menor en este subtipo de LED. Sin embargo, en este estudio no se ha podido testar esta hipótesis por falta réplicas suficientes para poder considerarlas por separado. Otros estudios que sí han podido testar por separado

el nivel de atracción de los subtipos de LED no han encontrado diferencias significativas en el número de insectos capturados (Pawson & Bader, 2014). Más allá de las posibles diferencias entre subtipos, los resultados de este estudio no sugieren que el reemplazamiento de lámparas de VSAP por lámparas de LED blanco vaya a traducirse en una reducción del impacto potencial del ALAN sobre las comunidades de macrolepidópteros en general y *G. isabellae* en particular. Ni tan siquiera una mejora en algunos aspectos con respecto a los tipos de lámparas más antiguos (VM, HMC).

Respecto al impacto de las lámparas de LED PC-Ámbar, este estudio constituye la primera evaluación empírica de su afección sobre los insectos nocturnos de la que tenemos constancia. Las lámparas de PC-Ámbar son una fuente de luz con apenas emisiones de onda corta (valores bajos de Q y altos de G). Por esa razón, se les presupone un menor impacto sobre la fauna nocturna. Los resultados obtenidos en este estudio apoyan la predicción de manera inequívoca. En prácticamente todos los niveles evaluados (salvo en alguna familia de macrolepidópteros concreta), la atracción ejercida por las lámparas de PC-Ámbar resultó significativamente entre 8 y 6 veces inferior a la observada en lámparas de VM y HMC. En términos de riqueza, una vez corregido el número de ejemplares capturados, el efecto fue también inferior que con respecto al observado en las lámparas de LED blanco y VSAP. Además, a diferencia de las lámparas de VSAP, segundo tipo de lámpara potencialmente menos perjudicial y con el que más similitudes lumínicas presenta, no se documentó ninguna captura de *G. isabellae*. Cabe remarcar este resultado, más aun teniendo en cuenta que las trampas en farolas con PC-Ámbar se situaron en un área con una densidad de la especie particularmente alta.

Más allá del patrón general observado (las lámparas de VM y HMC son las de mayor impacto sobre los macrolepidópteros y las lámparas de PC-Ámbar las de menor impacto), cabe recalcar que los intervalos de confianza de la predicción del efecto de las PC-Ámbar (y VSAP) son mucho más estrechos que los del resto de lámparas. Es por tanto esperable que además de menor, el impacto sea menos dependiente del contexto y estado de mantenimiento de la luminaria donde se instala este tipo de lámpara. Por el contrario, las lámparas de VM y HMC (pero también las de LED blanco), tiene una mayor variabilidad y

en determinadas situaciones (en el caso de VM cuando la potencia es muy alta) no es posible descartar un impacto desproporcionado.

Uno de los principales puntos fuertes del estudio ha sido la prolongada duración de los muestreos. A diferencia de otros estudios donde el muestreo dura tan sólo días y las réplicas se toman en fechas diferentes (e.g. Marí-Mena et al., 2019), el impacto de las variaciones fenológicas de las poblaciones (i.e. diferencias en el periodo de vuelo) sobre los resultados del presente estudio puede considerarse mínimo. En el caso concreto de *G. isabellae*, el muestreo abarcó el periodo de vuelo completo de la especie, por lo que es posible descartar que las diferencias observadas se deban a variaciones fenológicas de la especie entre años de muestreo.

Por el contrario, la mayor fuente de incertidumbre viene dada por el diseño de muestreo *ad hoc* (i.e. adecuado a los tipos de lámparas que había en el momento sobre el terreno), el cual estuvo condicionado por la instalación de un nuevo tipo de lámpara (PC-Ámbar) una vez ya iniciado el estudio. Es conocido que el tamaño de las poblaciones de ciertos lepidópteros nocturnos puede experimentar fluctuaciones periódicas (Klemola et al., 2006). Estas fluctuaciones podrían condicionar la abundancia de ejemplares capturados, siendo mayor la captura en años con tamaños poblacionales más grandes de uno o varios taxones. Dado que no todos los tipos de lámparas fueron muestreados durante las mismas campañas, no podemos descartar que la variación interanual de determinadas poblaciones haya podido tener cierto impacto sobre el número total de ejemplares capturados. No obstante, la repetición de los análisis basados exclusivamente en datos de captura de de lámparas muestreadas en los mismos años corrobora las diferencias observadas entre VM y VSAP (ratio = 4.12, g.l. = 8, intervalo de confianza = 1.2-14.2, *P*-valor = 0.030). En el caso de las farolas con PC-Ámbar, sólo fueron muestreadas en 2020 pero es improbable que las escasas capturas realizadas se deban en exclusiva a un año con condiciones menos favorables para las poblaciones de insectos que en los dos anteriores. De hecho, algunos de los indicadores climáticos que más frecuentemente han sido asociados con la tasa de desarrollo de insectos como la acumulación de grados día apuntan en la dirección opuesta (214 grados días acumulados

antes del inicio del muestreo en 2020 frente a los 114 de 2018; promedio calculados a partir de los datos de las estaciones de Esparza de Salazar, Leire, Lumbier, Navascués y Urzainqui). Tampoco se observaron diferencias marcadas en la temperatura y precipitación acumulada entre los tres años que duró el estudio.

Las fluctuaciones interanuales poblacionales podrían haber condicionado los resultados de manera significativa siempre y cuando alguna de las campañas de muestreo (o localidades; Tenow et al., 2007) hubiera coincidido con la explosión periódica de uno o varios taxones (no todos tienen ese comportamiento). Sin embargo, no parece ser el caso. Por un lado, entre las especies capturadas no hubo especies con fluctuaciones marcadas conocidas (p.ej. *Cydalima perspectalis*) o documentadas durante las campañas de muestreo en la única estación de monitorización a largo plazo cercana al área de estudio de la que tenemos constancia (Ilundáin). Por otro lado, el patrón de captura de individuos fue relativamente constante en el tiempo. La única excepción fueron los datos de Izal, con dos picos marcados atribuibles a especies con presencia prácticamente nula en el resto de localidades (y años). No obstante, tal y como se ha mostrado en la sección anterior los resultados del estudio fueron robustos a la exclusión de estos datos. Por consiguiente, parece improbable que el diseño de muestreo haya condicionado de manera sustancial los resultados y conclusiones de este estudio.

Conclusión e implicaciones para la gestión

En este estudio se ha utilizado la atracción ejercida por los diferentes tipos lámparas como indicador del impacto ecológico del ALAN sobre las comunidades y especies de macrolepidópteros nocturnos. Los resultados indican que el tipo de lámpara utilizado para el alumbrado callejero de núcleos rurales del Pirineo occidental puede jugar un papel clave en la conservación en las poblaciones locales de macrolepidópteros. Un estudio reciente ha demostrado que existe una alta correlación entre las capturas de polillas y el resto de insectos nocturnos (al menos de aquellos con fototaxis; Boyes et al., 2020). Por tanto, los resultados de este estudio podrían ser generalizables en buena medida al conjunto de los insectos voladores nocturnos. La similitud de los resultados obtenidos en los macrolepidópteros y los escarábidos apunta precisamente en esta dirección. Además, resulta particularmente relevante el hecho de que el efecto de los diferentes tipos de lámparas sobre el conjunto de los macrolepidópteros y de *G. isabellae* sean consistentes, ya que esta especie catalogada podría usarse como especie “paraguas” para otros lepidópteros e insectos nocturnos susceptibles de ser afectados de manera negativa por el ALAN. Dada la belleza y fácil identificación de la especie, ésta podría utilizarse también como icono para la concienciación de los impactos del ALAN entre la población local.

Desde un punto de vista aplicado, los resultados de este estudio urgen a reemplazar las lámparas tradicionales todavía hoy existentes en el Pirineo occidental por lámparas de PC-Ámbar. La mayor prioridad debe ser reemplazar aquellas farolas con lámparas de VM, que resultan significativamente más atractivas para más especies, incluyendo especies prioritarias para la conservación: *G. isabellae*. Otros aspectos a considerar a la hora de priorizar la actuación, no abordados en este estudio pero de los que existe abundante evidencia científica, son la proximidad de las farolas a hábitats naturales, la disposición de las mismas con respecto a otras farolas (amplificación del efecto por acumulación) y/o creación de barreras lineales (Bennie et al., 2014; van Grunsven et al., 2014). Una vez identificados los tipos de lámparas, estos aspectos deberían tomarse también en cuenta a la hora de definir las actuaciones dentro de cada núcleo rural cuando los recursos sólo permitan realizar una sustitución parcial o puntual del alumbrado.

Por último, en consonancia con lo mostrado por estudios previos, nuestros resultados sugieren que el impacto de los LED blancos sobre los macrolepidópteros nocturnos podría ser alto, o al menos, no inferior al causado por los tipos de lámparas tradicionales. Si bien no se han podido evaluar si determinados subtipos de LED blanco podrían ser menos nocivos que otros, no se puede ignorar que los dos subtipos considerados en este estudio (“frío” y “cálido”) han ejercido una atracción considerable sobre *G. isabellae*. En base a estas evidencias, no parece que las recomendaciones actuales por parte de la administración en favor de este tipo de iluminación sean las más adecuadas en términos de biodiversidad. Los resultados del presente estudio sugieren que las lámparas de LED PC-Ámbar, de eficiencia similar a los LED blancos, constituyen una alternativa mejor. Además de contribuir a la protección del paisaje nocturno y la calidad del cielo estrellado, la reconversión del alumbrado de núcleos rurales a LED PC-Ámbar se vislumbra como la mejor opción para minimizar el impacto del ALAN sobre, al menos, los macrolepidópteros nocturnos del Pirineo.

Referencias

- Abraham, H., Scantlebury, D.M., Zubidat, A.E., 2019. The loss of ecosystem-services emerging from artificial light at night. *Chronobiol. Int.* 36, 296–298. <https://doi.org/10.1080/07420528.2018.1534122>.
- Bennie, J., Davies, T.W., Inger, R., Gaston, K.J., 2014. Mapping artificial lightscapes for ecological studies. *Methods Ecol. Evol.* 5, 534–540. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12182>
- Bennie, J., Duffy, J.P., Davies, T.W., Correa-Cano, M.E., Gaston, K.J., 2015. Global Trends in Exposure to Light Pollution in Natural Terrestrial Ecosystems. *Remote Sens.* 7, 2715–2730. <https://doi.org/10.3390/rs70302715>.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.-S.S., 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24, 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>.
- Bolker, R., R Core Team, 2020. *bbmle: Tools for General Maximum Likelihood Estimation*. R package version 1.0.23.1. <https://CRAN.R-project.org/package=bbmle>.
- Boyes, D.H., Evans, D.M., Fox, R., Parsons, M.S., Pocock, M.J.O., 2020. Is light pollution driving moth population declines? A review of causal mechanisms across the life cycle. *Insect Conserv. Divers.* <https://doi.org/10.1111/icad.12447>.
- Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M., 2017. *glmmTMB* Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Chytrý, M., Tichý, L., Holt, J., Botta-Dukát, Z., 2002. Determination of Diagnostic Species with Statistical Fidelity Measures. *J. Veg. Sci.* 13, 79–90. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02025.x>.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S-Y., Chang, Mao, X., Chazdon, R.L., Longino, J.T., 2012. Models and Estimators Linking Individual-Based and Sample-Based Rarefaction, Extrapolation and Comparison of Assemblages. *J. Plant Ecol.* 5, 3–21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>.
- Davies, T. W., Bennie, J., Inger, R., Ibarra, N. H., Gaston, K.J., 2013. Artificial light pollution: Are shifting spectral signatures changing the balance of species interactions? *Glo. Chang. Biol.* 19, 1417–1423. <https://doi.org/10.1111/qcb.12166>.
- Davies, T. W., Smyth, T., 2018 Why Artificial Light at Night Should Be a Focus for Global Change Research in the 21st Century. *Glob. Chang. Biol.* 24, 872–82. <https://doi.org/10.1111/qcb.13927>.
- De Cáceres, M., Legendre, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>.

- De Cáceres, M., Legendre, P., Moretti, M., 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119, 1674–1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>.
- Donners, M., van Grunsven, R.H.A., Groenendijk, D., van Langevelde, F., Bikker, J.W., Longcore, T., Veenendaal, E., 2018. Colors of Attraction: Modeling Insect Flight to Light Behavior. *J. Exp. Zool. Part A* 329, 434–40. <https://doi.org/10.1002/jez.2188>.
- Eisenbeis, G., 2006. Artificial Night Lighting and Insects: Attraction of Insects to Streetlamps in a Rural Setting in Germany, in: Rich, C., Longcore, T. (Eds.), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington, D.C., pp. 281–304.
- Falchi, F., Cinzano, P., Duriscoe, D., Kyba, C.C.M., Elvidge, C.D., Baugh, K., Portnov, B.A., Rybnikova, N.A., Furgoni, R., 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. *Sci. Adv.* 2, e1600377. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600377>.
- Frank, K.D., 2006. Effects of Artificial Night Lighting on Moths, in: Rich, C., Longcore, T. (Eds.), *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington, D.C., pp. 305–345.
- Frank, K.D., 1988. Impact of outdoor lighting on Moths: An assessment. *J. Lepidopterists Soc.* 42, 63–93.
- Gaston, K.J., Bennie, J., Davies, T.W., Hopkins, J., 2013. The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biol. Rev.* 88, 912–927. <https://doi.org/10.1111/brv.12036>.
- Gaston, K.J., Duffy, J.P., Bennie, J., 2015b. Quantifying the erosion of natural darkness in the global protected area system. *Conserv. Biol.* 29, 1132–1141. <https://doi.org/10.1111/cobi.12462>.
- Gaston, K.J., Visser, M.E., Hölker, F., 2015a. The biological impacts of artificial light at night: the research challenge. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 370, 20140133. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0133>.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391.
- Hines, J.W., Heikkinen, H.J., 1977. Beetles Attracted to Severed Virginia Pine (*Pinus virginiana* Mill.). *Environ. Entomol.* 6, 123–127. <https://doi.org/10.1093/ee/6.1.123>.
- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E.K., Tockner, K., 2010. Light pollution as a biodiversity threat. *Trends Ecol. Evol.* 25, 681–682.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20 URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.
- Instituto de Estadística de Navarra, 2019. Población por municipios según sexo, edad y nacionalidad. Elaboración propia a partir de los datos del Padrón de habitantes a fecha de 01/01/2019.
- Klemola, T., Huitu, O., Ruohomäki, K., 2006. Geographically partitioned spatial synchrony among cyclic moth populations. *Oikos* 114, 349–359. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14850.x>.
- Knop, E., Zoller, L., Ryser, R., Gerpe, C., Hörler, M., Fontaine, C., 2017. Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature* 548, 206–209. <https://doi.org/10.1038/nature23288>.

- Kyba, C.C.M., Hölker, F. 2013. Do Artificially Illuminated Skies Affect Biodiversity in Nocturnal Landscapes? *Landsc. Ecol.* 28, 1637–40. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9936-3>.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. 2nd English Edition, Elsevier, Amsterdam.
- Lenth, R., 2020. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.4. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>.
- Longcore, T., Rich, C., 2004. Ecological light pollution. *Front. Ecol. Environ.* 2, 191–198. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0191:ELP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2).
- Macgregor, C.J., Evans, D.M., Fox, R., Pocock, M.J.O., 2017. The dark side of street lighting: impacts on moths and evidence for the disruption of nocturnal pollen transport. *Glob. Change Biol.* 23, 697–707. <https://doi.org/10.1111/gcb.13371>.
- Malón Giménez, S., 2019a. Análisis lumínico de puntos de luz de alumbrado exterior en Valle de Roncal. Lumínica Ambiental S.L.U., Gestion Ambiental de Navarra S.A. (GAN-NIK). Informe técnico.
- Malón Giménez, S., 2019b. Análisis lumínico de puntos de luz de alumbrado exterior en Valle de Salazar (segunda campaña). Lumínica Ambiental S.L.U., Gestion Ambiental de Navarra S.A. (GAN-NIK). Informe técnico.
- Malón Giménez, S., 2019c. Análisis lumínico de puntos de luz de alumbrado exterior en Valle de Roncal (Campaña 2020). Lumínica Ambiental S.L.U., Gestion Ambiental de Navarra S.A. (GAN-NIK). Informe técnico.
- Marí-Mena, N., Naveira, H., Lopez-Vaamonde, C., Vila, M., 2019. Census and contemporary effective population size of two populations of the protected Spanish Moon Moth (*Graellsia isabellae*). *Insect Conserv. Divers.* 12, 147–160. <https://doi.org/10.1111/icad.12322>.
- Merckx, T., Slade, E.M., 2014. Macro-moth families differ in their attraction to light: implications for light-trap monitoring programmes. *Insect Conserv. Divers.* 7, 453–461. <https://doi.org/10.1111/icad.12068>.
- Pawson, S.M., Bader, M.K.-F. 2014. LED Lighting Increases the Ecological Impact of Light Pollution Irrespective of Color Temperature. *Ecol Appl* 24, 1561–68. <https://doi.org/10.1890/14-0468.1>.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., 2000. *Mixed-effects models in S and S-Plus*. 6th Edition, Springer, New York.
- Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Owens, A.C.S., Cochard, P., Durrant, J., Farnworth, B., Perkin, E.K., Seymoure, B., 2020. Light pollution is a driver of insect declines. *Biol. Conserv.* 241, 108259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108259>.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., R Core Team, 2020. *{nlme}: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-149. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- R Core Team, 2020. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

- Redondo, V., Gastón, F.J., Vicente, J.C., 2015. Las mariposas de España peninsular. Manual ilustrado de las especies diurnas y nocturnas. 2º Ed. Prames.
- Robineau, R. (coord.), 2011. Guide des papillons nocturnes de France: Plus de 1620 espèces décrites et illustrées. Delachaux et Niestlé.
- Seymoure, B.M., 2018. Enlightening Butterfly Conservation Efforts: The Importance of Natural Lighting for Butterfly Behavioral Ecology and Conservation. *Insects* 9, 22. <https://doi.org/10.3390/insects9010022>.
- Tenow, O., Nilssen, A.C., Bylund, H., Hogstad, O., 2007. Waves and synchrony in *Epirrita autumnata* / *Operophtera brumata* outbreaks. I. Lagged synchrony: regionally, locally and among species. *J. Anim. Ecol.* 76, 258–268. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01204.x>.
- van Grunsven, R.H.A., Donners, M., Boekee, K., Tichelaar, I., van Geffen, K.G., Groenendijk, D., Berendse, F., Veenendaal, E.M., 2014. Spectral composition of light sources and insect phototaxis, with an evaluation of existing spectral response models. *J. Insect Conserv.* 18, 225–231. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9633-9>.
- van Grunsven, R.H.A., Deijk, J.R. van, Donners, M., Berendse, F., Visser, M.E., Veenendaal, E., Spoelstra, K., 2020. Experimental light at night has a negative long-term impact on macro-moth populations. *Curr. Biol.* 30, R694–R695. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.04.083>.
- van Langevelde, F., Ettema, J.A., Donners, M., WallisDeVries, M.F., Groenendijk, D. 2011. Effect of Spectral Composition of Artificial Light on the Attraction of Moths. *Biol. Conserv.* 144, 2274–81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.004>.
- van Langevelde, F., van Grunsven, R.H.A., Veenendaal, E.M., Fijen, T.P.M., 2017. Artificial Night Lighting Inhibits Feeding in Moths. *Biol.* 13, 20160874. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0874>.
- van Langevelde, F., Braamburg-Annegarn, M., Huigens, M.E., Groendijk, R., Poitevin, O., van Deijk, J.R., Ellis W.L., et al., 2018 Declines in Moth Populations Stress the Need for Conserving Dark Nights. *Glo. Chang. Biol.* 24, : 925–32. <https://doi.org/10.1111/gcb.14008>.
- Wakefield, A., Stone, E.L., Jones, G., Harris, S., 2015. Light-emitting diode street lights reduce last-ditch evasive manoeuvres by moths to bat echolocation calls. *R. Soc. Open Sci.* 2, 150291. <https://doi.org/10.1098/rsos.150291>.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016a. *Beginner's Guide to Zero-Inflated Models with R*. Highland Statistics Ltd.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016b. A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. *Methods Ecol. Evol.* 7, 636–645. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12577>.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Statistics for Biology and Health. Springer New York, New York, NY.