Erdészettudományi Közlemények 13. évfolyam 1. szám 2023

DOI: https://doi.org/10.17164/EK.2023.01

5–20. oldal

A TAVASZI HERNYÓBIOMASSZA BECSLÉSE LOMBERDŐKBEN HOSSZÚ TÁVÚ FÉNYCSAPDA ADATSOROK ALAPJÁN – MIT FOGNAK ENNI AZ ÉNEKESMADÁR-FIÓKÁK?

Eötvös Csaba Béla[1], Hirka Anikó[1], Gimesi László[2], Lövei Gábor[3,4,5], Gáspár Csaba[1] és Csóka György[1]

[1]Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály, 3232 Mátrafüred, Hegyalja utca 18.
[2]Pécsi Tudományegyetem, Matematikai és Informatikai Intézet, 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.
[3] Flakkebjerg Research Centre, Department of Agroecology, Aarhus University, 4200 Slagelse, Dánia
[4]ELKH-DE Antropocén Ökológiai Kutatócsoport, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.
[5]MATE Állattani és Ökológia Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

Kivonat

Számos, nemrégiben megjelent tanulmány változatos élőhelyek ízeltlábú diverzitásának, biomasszájának és egyedszámának ijesztő mértékű csökkenéséről számolt be. Ennek az ökológiai vonatkozása jelentős lehet, hiszen ezen szervezetek más élőlényeknek fontos táplálékául szolgálnak. Az Erdészeti Fénycsapda Hálózat adatait használtuk annak megállapítására, hogy a tavaszi hernyó biomassza hosszútávú (23–58 év) változása mutat-e csökkenő trendet tölgy dominálta erdeinkben. 6 helyszín 43 nagylepke fajára (hernyóik a madarak számára megfelelő táplálékok) vonatkozó adatait használtuk az elérhető hernyó biomassza becsléséhez. Az idősorok elemzése erős fluktuációt mutat évről évre, és összességében inkább növekvő, mint csökkenő trendet találtunk. Erdőegészségügyi vonatkozásokat figyelembe véve ez a biomassza növekedés fokozott lombfogyasztással jár, így negatív hatása lehet. Elmondhatjuk, hogy azok a nagylepke fajok, melyek hernyói tavasszal fejlődnek, az elmúlt évtizedekben nem fogyatkoztak meg. Egyes fajok hernyóinak becsült biomassza-növekedése az erdőegészségre negatívan, azonban a madarak fészkelési sikerességére pozitívan hathat.

A cikk az Eötvös et al. 2021 (No Long-Term Decrease in Caterpillar Availability for Invertivorous Birds in Deciduous Forests in Hungary) eredeti közlés részben módosított fordítása.

Kulcsszavak: lombhullató erdő; ízeltlábú egyedszám; tömegesség; rovarevő; hosszú távú trend; fénycsapda

Levelező szerző/Correspondence:
Eötvös Csaba Béla, 3232 Mátrafüred, Hegyalja utca 18., e-mail: eotvos.csaba@uni-sopron.hu

ESTIMATION OF SPRING CATERPILLAR BIOMASS IN HUNGARIAN DECIDUOUS FORESTS FROM LONG-TERM LIGHT TRAP DATA – WHAT WILL THE INSECTIVOROUS BIRD NESTLINGS EAT?

Abstract

Numerous recent studies report an alarming decrease in diversity, biomass, or abundance of arthropods in various habitats. Given that they are important food for other organisms, the ecological consequences of such a decline could be severe. We used data from the Hungarian Forestry Light Trap Network to examine whether the spring caterpillar biomass showed any long term (23–58 years) declining trend in oak-dominated forests. Light trap data for 43 selected macrolepidopteran species (suitable bird food in the larval stage) from six different locations were used for the estimation of the total available caterpillar biomass. Time series analyses showed strong year-to-year fluctuations, and over all locations and time windows there was an increasing rather than decreasing trend. The increase found at some locations may suggest increasing herbivore pressure and negative impacts on forest health. We conclude that foliage-feeding macrolepidopteran species with spring-developing larvae did not show a drastic decrease in recent decades. The estimated biomass increase of the caterpillars of some species may have a negative effect on forest health, but a positive effect on the nesting success of birds.

This article is based on the original publication by Eötvös et al. 2021 (No Long-Term Decrease in Caterpillar Availability for Invertivorous Birds in Deciduous Forests in Hungary).

Keywords: broadleaved forest; arthropod abundance; biomass; insectivore; long term trends; light trap

BEVEZETÉS

Az elmúlt években számos európai publikáció jelezte a rovarok diverzitásának és biomasszájának drámai csökkenését (Hallmann et al. 2017, 2020, Valtonen et al. 2017). A repülő rovarok biomasszájában Németország 63 természetvédelmi területén 27 év alatt komoly csökkenésről számoltak be (Hallmann et al. 2017). A szerzők ezt a csökkenést élőhely típustól függetlenül észlelték, ezért ezt az általános mintázatot az időjárás, a földhasználat vagy az élőhely jellemzőinek változásai nem magyarázzák. Hasonló csökkenést tapasztaltak Hollandiában (Hallmann et al. 2020). Magyarországon is kimutatták a lepkeközösségek hosszú távú fajfogyatkozását és homogenizálódását (Valtonen et al. 2017).

Az entomofauna világméretű csökkenésének fő okai a következők: (i) élőhelyek elvesztése, intenzív mezőgazdaság és urbanizáció, (ii) szennyezés, (iii) biotikus tényezők, beleértve a kórokozókat és a behurcolt kártevőket és (iv) az éghajlatváltozást (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

A megfelelő hosszú távú adatsorok ritkasága miatt ennek bizonyítékai nem kellően megerősítettek, így a meglévő hosszú távú adatsorok rendkívül értékesek és informatívak (Leather 2018). Ezen adatsorok némelyike a gazdasági jelentőségű fajok megfigyeléséből jött létre, amelyek közül sok vonzódik a fényhez. A kellően hosszú ideig ugyanazon a helyen működő szabványosított fénycsapdák kiváló potenciális eszközök az ilyen rovarfajok populációingadozásainak és hosszú távú abundancia-trendjeinek követésére (Szontagh 1962, 1975, Tallós 1966, Hirka et al. 2011, Csóka et al. 2018).

A rovarok megfogyatkozásnak ökológiai következményei mélyrehatóak, mivel számos fontos és pótolhatatlan szerepet játszanak az ökoszisztéma működésében (Schowalter 2016, Schowalter et al. 2018, Dangles & Casas 2019). Egyik legfontosabb szerepük, hogy a rovarevő szervezetek számára táplálékforrást biztosítanak. Például a legtöbb madárfaj élete legalább egy részében ízeltlábúakkal táplálkozik (Losey & Vaughan 2006, Şekercioğlu 2006); 60%-uk függ rovartápláléktól (Morse 2017). A világ erdeiben élő rovarevő madarak – különösen a költési időszakban, amikor a fiókáknak fehérjében gazdag táplálékra van szükségük – becslések szerint évente 300 millió tonna ízeltlábú zsákmányt fogyasztanak el, és ennek egyharmadát mérsékelt és boreális erdőkben (Nyffeler et al. 2018). A mérsékelt égövi erdőkben és mezőgazdasági élőhelyeken a leggyakrabban fogyasztott zsákmányok a lepkehernyók (Lepidoptera) és a bogarak (Coleoptera) (Holmes et al. 1979, Gilroy et al. 2009, Pagani-Núñez et al. 2017). A lepkehernyók a könnyű emészthetőségük és magas fehérjetartalmuk miatt különösen értékes fiókatáplálékot képeznek (Tremblay et al. 2005). A hernyók tavaszi biomassza-csúcsa átfedésben van a legtöbb rovarevő madár fészkelési idejével. A mérsékelt égövi élőhelyeken, a költési időszakban a fiókák táplálékának 20–90%-a kártevőként jegyzett fajok hernyója (Gibb & Betts 1963, Török & Tóth 1999, Pagani-Núñez et al. 2017, Seress et al. 2020). A hernyók elérhetősége nagyban befolyásolja mind a széncinegék (*Parus major* L., 1758), mind a kékcinegék (*Cyanistes caeruleus* L., 1758) szaporodási sikerét (Tremblay et al. 2005, Perrins 2008).

Következésképpen ezen fontos táplálékforrás mennyiségében bekövetkező bármilyen hosszú távú negatív trend jelentős hatással lehet a rovarevő madarak költési sikerére (Seress et al. 2018). Vizsgálatainkban arra kerestünk választ, hogy a tölgy dominálta hazai erdőkben kimutatható-e a már több európai előhelyen dokumentált ízeltlábú biomassza-csökkenés, pontosabban csökkent-e a tavaszi időszakban a madarak számára rendelkezésre álló rovartáplálék mennyisége? Egy kétlépéses, közvetett becslési módszert használtunk annak kimutatására, hogy a fénycsapdák által fogott lepkék hernyóinak biomasszája hogyan változott a vizsgált magyarországi erdőkben. E célból kidolgoztunk egy módszert a kiválasztott fajok hernyóbiomassza értékének becslésére, majd az Erdészeti Fénycsapda Hálózat által gyűjtött, hosszú távú (23–58 éves) adatsorok segítségével elemeztük ezen fajok hernyóinak biomassza-fluktuációját. Az európai trendek ismeretében a hernyóbiomassza csökkenését vártuk, ami a tavasszal költő erdei madarak táplálékbázisának csökkenését eredményezné.

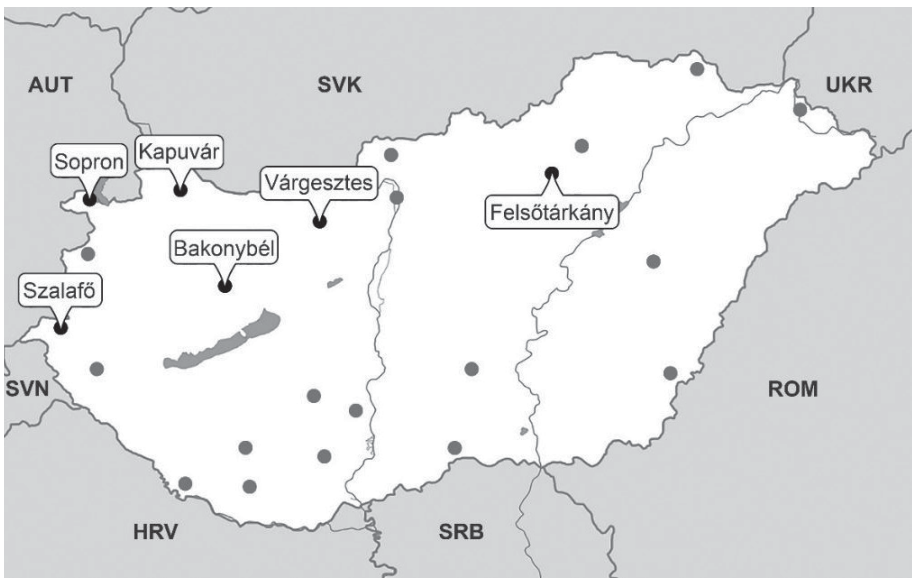
ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati helyszínek és a vizsgálandó fajok kiválasztása

Az ERTI által az 1960-as évek elejétől működtetett Erdészeti Fénycsapda Hálózat fogási adatait használtuk fel. A hálózat 64 helyszínen (rövidebb-hosszabb időszakban) működtetett fénycsapdákat, ebből 23 jelenleg is működik. A hálózat csapdái egységes kialakításúak, nagynyomású higanygőzlámpákkal (Tungsram, HgLi 125W, termékkód: 505506, Budapest, Magyarország) működnek, és március 1-től december végéig folyamatosan üzemelnek (napnyugtától – napkeltéig, évente kb. 300 napon). A csapdákat a kezelők naponta ürítik, a fogott nagylepkefajokat a SOE ERTI Erdővédelmi Osztályának munkatársai határozzák meg (Hirka et al. 2011). A csapdák közül azokat választottuk ki, amelyek megfeleltek a következő feltételeknek:

1. A csapda lombos (főleg tölgyes) állományban vagy annak közelében található.
2. Legalább 20 éve működött.
3. Folyamatosan, max. egy év kihagyással üzemelt.
4. Az idősor utolsó évének 2019-nek kellett lennie.

Ezeket a feltételeket hat csapda teljesítette (1. ábra, 1. táblázat).



1. ábra: *A vizsgálatba vont fénycsapdák elhelyezkedése. A fekete pontok az elemzésben szereplő, míg a szürke pontok az elemzésünkben nem szereplő, de jelenleg is működő fénycsapdák helyeit mutatják*
Figure 1: *The locations of the light traps included in our analysis. Black dots represent the light traps inclouded in our study, while grey dots denotes the locations of working light traps not included in our current analysis*

Ezekből a csapdákból 43 gyakori és nagy mennyiségben előforduló nagylepke fajra (3 Drepanidae, 18 Geometridae, 2 Lasiocampidae, 18 Noctuidae, 2 Notodontidae) vonatkozó fogási adatokat vettünk fel.

A kiválasztott fajok a következő jellemzők mindegyikével bírtak:

1. A faj egynemzedékes.
2. Hernyói fásszárú növények lombjával táplálkoznak.
3. Hernyói tavasszal vagy nyár elején (áprilistól júniusig) fejlődnek, átfedésben a rovarevő madarak költési időszakával.
4. A hernyók nem sűrűn szőrösek és nem tartalmaznak mérgező anyagokat.
5. A faj pete-, hernyó- vagy bábállapotban telel.
6. A fajt a csapdák a legtöbb évben és helyen fogták.

A kiválasztott fajok többsége vagy tölgy-monofág volt vagy polifág/oligofág a lomblevelű fásszárú tápnövényeken. Két kivétel volt: a *Ptilophora plumigera* (Notodontidae), monofág az *Acer* fajokon és az *Achlya flavicornis* (Drepanidae), ami a *Betula* fajok specialistája. Két fajt (*Bena bicolorana* (Fuessly, 1775) (Nolidae) és *Pseudoips prasinana* (L., 1758) (Nolidae)) korábbi taxonómiai/nevezéktani keveredés miatt kizártunk az elemzésből.

A peteként áttelelő fajok esetében (pl. *Operophtera brumata* és *Erannis defoliaria*) az éves fogást tekintettük a tavaszi hernyóbiomassza mutatójának. A bábként áttelelő fajok esetében (pl. *Orthosia gothica*, *Alsophila aescularia*) a következő év fogási adatait használtuk az adott év tavaszának indikátoraként. Más szóval, ezeknél a fajoknál egy év késleltetést alkalmaztunk az elemzés során.

1. táblázat: *Az elemzésbe bevont fénycsapdák helyinformációi, a fogás időtartama és a vizsgált lepkék egyedszámai*
Table 1: *Location information, time periods and numbers of moths included in the analysis*

Csapda-helyszín	Koordináták	Tszf (m)	Erdőállomány	Időszak (év)	Hossz (évek)	Fogott egyedszám
Felsőtárkány	47°58'51" N 20°26'03" E	238	*Quercus petraea* és *Carpinus betulus* dominálta elegyes erdő	1962–2019	58	108 224
Várgesztes	47°28'18" N 18°23'54" E	286	*Quercus cerris* és *C. betulus* dominálta elegyes erdő	1963–2019	57	138 589
Bakonybél	47°15'04" N 17°45'41" E	390	*Quercus robur* és *C. betulus* dominálta elegyes erdő	1992–2019	28	59 051
Kapuvár	47°41'16" N 17°00'30" E	120	*Q. robur* és *Q. cerris* dominálta elegyes erdő	1993–2019	27	83 179
Sopron	47°39'51" N 16°33'14" E	375	*Q. petraea* és *Fagus sylvatica* dominálta elegyes erdő	1997–2019	23	41 036
Szalafő	46°51'19" N 16°22'33" E	264	*Q. robur* és *C. betulus* dominálta elegyes erdő	1986–2019	34	40 403

A hernyók testtömegének becslése

A teljesen kifejlett hernyó átlagos hosszát (L, mm) szakirodalmi források alapján állapítottuk meg (Csóka 1996, Porter 1997). A hernyók átmérőjét teljesen kifejlett hernyók fényképeiről mértük le. A lárvát henger alakúnak tekintettük, és térfogatát (V, mm^3) a hossza és átmérője alapján becsültük. A kapott értéket megszoroztuk a víz fajlagos sűrűségével (0,001 g/mm^3), és a hernyók testtömeg becsléseként használtuk (2. táblázat).

2. táblázat: *A vizsgálatba bevont fajok szezonális jelenléte, lárvamérete és tápnövényei*
Table 2: *The list of species included in our analysis, their seasonal presence, larval size and host plant*

Család/Faj	Az előfordulás ideje		Telelő stádium	Eltolás (év)	A hernyó becsült			Tápnövény (genus)
	Hernyó	Lepke			Hossza (mm)	Átmérője (mm)	Test-tömege (mg)	
Drepanidae								
Achlya flavicornis (L., 1758)	04-06	03-04	Báb	1	31	4	390	Betula
Cymatophorina diluta ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	08-10	Pete	0	26	4	327	*Quercus*
Polyploca ridens (F., 1787)	05-06	03-04	Báb	1	33	5	648	*Quercus*
Geometridae								
Agriopis aurantiaria (Hübner, 1799)	05-06	10-12	Pete	0	29	3	205	*Quercus, Carpinus, Acer*
Agriopis bajaria ([D. & Schiff.] 1775)	04-06	10-11	Pete	0	33	3	233	*Prunus, Malus, Crataegus*
Agriopis leucophaearia ([D. & Schiff.] 1775)	04-06	02-04	Báb	1	25	3	177	*Quercus, Populus*
Agriopis marginaria (Borkhausen, 1777)	05-06	02-04	Pete	1	29	3	205	*Quercus, Fagus, Populus*
Alcis repandata (L., 1758)	07-T-05	05-08	Hernyó	0	37	3	262	*Quercus, Carpinus, Prunus*
Alsophila aceraria ([D. & Schiff.] 1775)	05-07	10-12	Pete	0	26	3	184	*Quercus, Fagus, Acer*
Alsophila aescularia ([D. & Schiff.] 1775)	04-06	02-04	Báb	1	26	3	184	*Quercus, Corylus, Crataegus*
Apocheima hispidaria ([D. & Schiff.] 1775)	04-06	02-04	Báb	1	39	4	490	*Quercus, Carpinus, Alnus*
Biston strataria (Hufnagel, 1766)	05-07	02-04	Báb	1	54	5	1060	*Quercus, Acer, Tilia*
Colotois pennaria (L., 1761)	05-07	09-11	Pete	0	55	5	1080	*Quercus, Carpinus, Tilia*
Comibaena bajularia ([D. & Schiff.] 1775)	07-T-05	05-07	Hernyó	0	19	4	239	*Quercus*
Ennomos autumnaria (Werneburg, 1859)	05-06	08-10	Pete	0	50	3	353	*Quercus, Tilia, Alnus*
Epirrita christyi (Allen, 1906)	05-06	09-11	Pete	0	21	4	264	*Quercus, Acer, Fraxinus*
Epirrita dilutata ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	09-11	Pete	0	21	4	264	*Quercus, Carpinus, Crataegus*
Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	05-06	10-12	Pete	0	30	4	377	*Quercus, Carpinus, Tilia*
Lycia hirtaria (Clerck, 1759)	05-07	03-05	Báb	1	54	5	1060	*Quercus, Tilia, Prunus*
Operophtera brumata (L., 1758)	04-06	10-12	Pete	0	19	3	134	*Quercus, Carpinus, Malus*
Phigalia pilosaria ([D. & Schiff.] 1775)	04-06	02-04	Báb	1	40	4	503	*Quercus, Carpinus, Acer*

Család/Faj	Az előfordulás ideje		Telelő stádium	Eltolás (év)	A hernyó becsült			Tápnövény (genus)
	Hernyó	Lepke			Hossza (mm)	Átmérője (mm)	Test-tömege (mg)	
Lasiocampidae								
Malacosoma neustria (L., 1758)	05-06	06-08	Pete	0	53	5	1041	*Quercus, Prunus, Malus*
Poecilocampa populi (L., 1758)	05-07	10-12	Pete	0	45	5	884	*Quercus, Prunus, Populus*
Noctuidae								
Agrochola helvola (L., 1758)	04-06	08-10	Pete	0	43	5	844	Quercus, Prunus, Salix
Amphipyra berbera (Rungs, 1949)	04-06	07-10	Pete	0	40	8	2011	*Quercus, Carpinus, Tilia*
Amphipyra pyramidea (L., 1758)	04-06	07-10	Pete	0	40	8	2011	*Quercus, Carpinus, Tilia*
Anorthoa munda ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	03-05	Báb	1	38	5	746	*Quercus, Carpinus, Tilia*
Asteroscopus sphinx (Hufnagel, 1766)	05-06	09-10	Pete	0	46	9	2926	*Quercus, Carpinus, Fagus*
Catocala nymphagoga (L., 1787)	05-06	06-08	Pete	0	43	4	540	*Quercus*
Catocala promissa ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	06-08	Pete	0	50	7	1924	*Quercus*
Catocala sponsa (L., 1767)	05-06	07-08	Pete	0	55	8	2765	*Quercus*
Cosmia trapezina (L., 1758)	05-06	06-09	Pete	0	30	4	377	*Quercus, Prunus, Corylus*
Dichonia convergens ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	09-10	Pete	0	48	8	2413	*Quercus*
Dicycla oo (L., 1758)	05-06	06-07	Pete	0	36	5	707	*Quercus*
Dryobotodes eremita (F., 1775)	04-06	09-10	Pete	0	38	7	1462	*Quercus*
Griposia aprilina (L., 1758)	05-06	09-10	Pete	0	48	8	2413	*Quercus*
Orthosia cerasi (F., 1775)	05-06	03-05	Báb	1	38	7	1462	*Quercus, Salix, Ulmus*
Orthosia cruda ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	03-05	Báb	1	30	5	589	Quercus, Betula, Acer
Orthosia gothica (L., 1758)	05-06	03-05	Báb	1	45	7	1732	*Quercus, Tilia, Prunus*
Orthosia incerta (Hufnagel, 1766)	05-06	03-05	Báb	1	40	6	1131	*Quercus, Prunus, Populus*
Orthosia miniosa ([D. & Schiff.] 1775)	05-06	03-05	Báb	1	36	5	707	*Quercus, Betula, Acer*
Notodontidae								
Peridea anceps (Goeze 1781)	05-07	04-06	Báb	1	43	7	1655	*Quercus*
Ptilophora plumigera ([D. & Schiff.] 1775)	05-07	10-12	Pete	0	35	5	687	Acer

A hernyóbiomassza-index számítása

A kiválasztott fajok egyes csapdák által fogott éves egyedszámát megszoroztuk az adott faj hernyójának becsülttesttömegével, hogy megkapjuk a hernyóbiomassza-indexét (HBI, g). A fajspecifikus HBI-k összessége az adott csapdahelyre és évre vonatkozóan a minimálisan rendelkezésre álló hernyóbiomassza közvetett becslését adta.

Bár a fénycsapda fogási adatai csupán közvetett becsléseket adhatnak a tavaszi hernyók biomasszájáról, a fénycsapda fogása és a hernyók kártétele (mely szoros összefüggésben áll egyedszámukkal) között jelentős pozitív összefüggés van. Ezt számos fontos tölgyfogyasztó lepke, köztük a *Lymantria dispar* (L., 1758) (Lymantriidae) (Leskó et al. 1994), az *Euproctis chrysorrhoea* (L., 1758) (Eredbidae) (Leskó et al. 1995), a *Malacosoma neustria* (L., 1758) (Lasiocampidae) (Leskó et al. 1997), az *O. brumata* (Leskó et al. 1999) és más tavaszi táplálkozású araszolók (Leskó et al. 1998) esetében bizonyították. Ezért megalapozott feltételezésnek tartjuk, hogy a fénycsapdafogások jó közvetett becslést adhatnak a tavaszi hernyók egyedszámáról, azaz a lepke-abundancia hosszú távú trendjeiből következtethetünk a hernyóbiomassza változásaira is.

Statisztikai elemzés

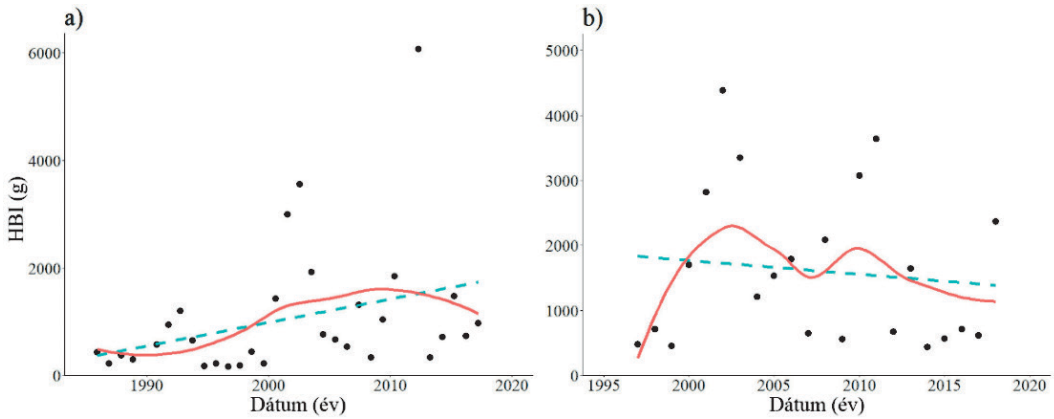
Az egyes helyszínek idősorait külön elemeztük, mivel a fénycsapda fogások eltérő környezetük és működési periódusuk miatt közvetlenül nem összehasonlíthatóak. Az R 3.5.1-es verziójában egy egyváltozós lineáris regressziós modellt használtunk, amely a legkisebb négyzetek módszerén alapul (R Core Team 2019). A függő változó a HBI, míg a magyarázó változó az év volt. A trendek további elemzéséhez helyi súlyozású regressziót (LOESS) alkalmaztunk, $\alpha = 0{,}8$ értékkel (Cleveland 1979). Ezzel a módszerrel egy helyen (Várgesztesen) tudtunk váltási pontot kimutatni a hernyóbiomassza relatív változásaiban. A váltási pontnak azt neveztük, amikor egy trend egy időponttól kezdve legalább 20 éven keresztül folyamatosan az előző időszakhoz képest ellentétes irányba mutatott. A szignifikancia szintet $p < 0{,}05$ értéken határoztuk meg. A fent említett egy éves elcsúszás miatt az utolsó évet (2019-et) ki kellett hagynunk a trendelemzésből.

EREDMÉNYEK

Összességében a tavaszi HBI hosszú távú csökkenésére nem találtunk meggyőző bizonyítékot. A hat hely közül négyen nem szignifikáns lineáris trendeket találtunk; a többi csapdahelyen a HBI szignifikánsan növekvő trendet mutatott.

Nem szignifikáns trendek

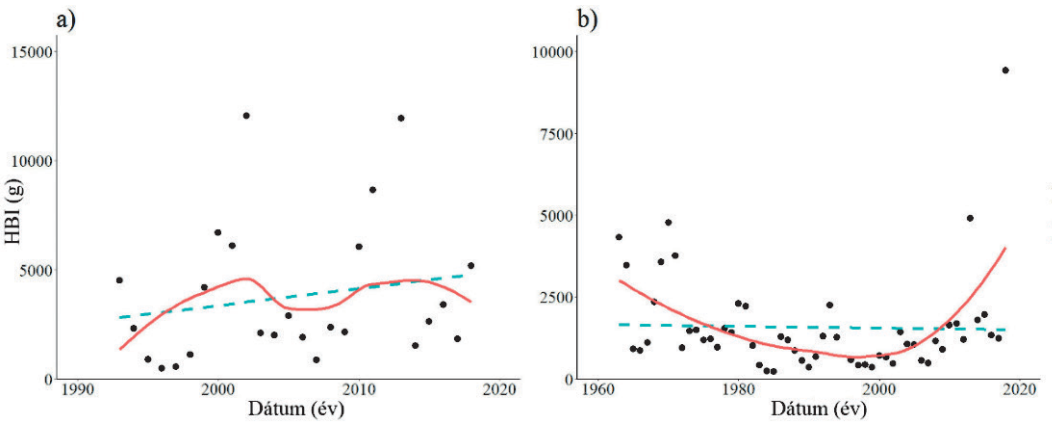
Nem szignifikáns trendeket találtunk: Szalafőn, Sopronban, Kapuváron és Várgesztesen. Szalafőn a lineáris trend enyhén emelkedő volt. A LOESS eredményei szerint további elemzést nem tudtunk alkalmazni (3. táblázat, 2a. ábra). Sopronban nem találtunk szignifikáns trendet, a HBI enyhe csökkenést mutatott (3. táblázat, 2b. ábra).



2. ábra: *A becsült hernyóbiomassza éves értékei és hosszútávú trendjei Szalafőn (a), és Sopronban (b) (HBI – Hernyóbiomassza-index; kék szaggatott vonal – lineáris regresszió; piros vonal – helyi súlyozású regresszió α = 0.8 értékkel)*

Figure 2: *Yearly values and long term trends of the estimated spring caterpillar biomass at Szalafő (a), and Sopron (b) (HBI, Caterpillar Biomass Index; blue dashed line, linear regression; red line, locally weighted regression with α = 0.8)*

Kapuváron nem szignifikáns növekvő trendet tapasztaltunk, de a LOESS görbe a HBI ciklikus változását mutatta (3. táblázat, 3a. ábra). Várgesztesen összességében nem szignifikáns csökkenő trendet tapasztaltunk, de a LOESS görbe először meredek csökkenést, majd az 1997-es váltópont után erőteljes növekedést mutatott. Az elmúlt 23 év (1997–2018) időszakára vonatkozó részleges lineáris regresszió szignifikáns növekedést mutat (p = 0,0056) (3. táblázat, 3b. ábra).



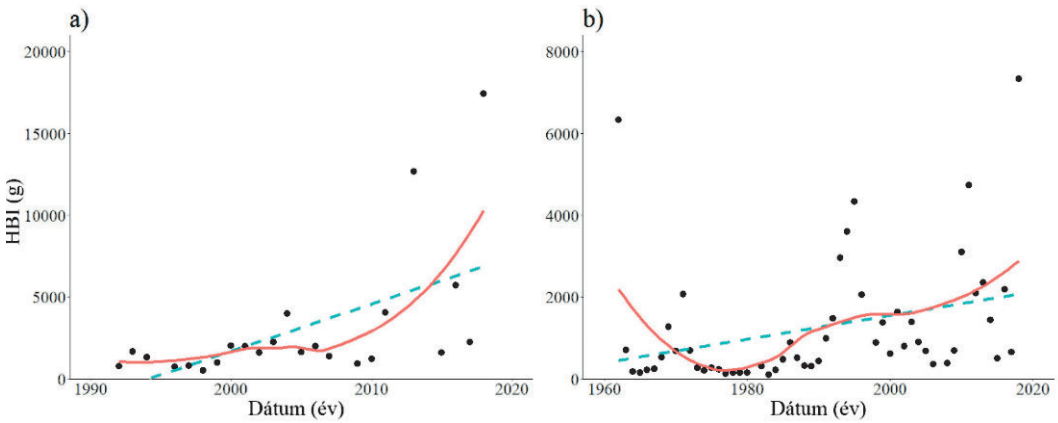
3. ábra: *A becsült hernyóbiomassza éves értékei és hosszútávú trendjei Kapuváron (a), és Várgesztesen (b) (HBI – Hernyóbiomassza-index; kék szaggatott vonal – lineáris regresszió; piros vonal – helyi súlyozású regresszió α = 0.8 értékkel)*

Figure 3: *Yearly values and long term trends of the estimated spring caterpillar biomass at Kapuvár (a), and Várgesztes (b) (HBI, Caterpillar Biomass Index; blue dashed line, linear regression; red line, locally weighted regression with α = 0.8)*

Szignifikáns trendek

Szignifikáns trendeket találtunk Bakonybélben és Felsőtárkányban.

Bakonybélben a teljes időszakra szignifikáns és mérsékelten növekvő lineáris trendet kaptunk (p = 0,0049). A LOESS görbe meglehetősen jól illeszkedett a lineáris trendhez (3. táblázat, 4a. ábra).



4. ábra: *A becsült hernyóbiomassza éves értékei és hosszútávú trendjei Bakonybélben (a), és Felsőtárkányban (b). (HBI – Hernyóbiomassza-index; kék szaggatott vonal – lineáris regresszió; piros vonal – helyi súlyozású regresszió α = 0.8 értékkel)*

Figure 4: *Yearly values and long term trends of the estimated spring caterpillar biomass at Bakonybél (a), and Felsőtárkány (b). (HBI, Caterpillar Biomass Index; blue dashed line, linear regression; red line, locally weighted regression with α = 0.8)*

3. táblázat: *Hat csapdahelyre vonatkozó trendelemzés és Várgesztes esetében a különböző időablakok elemzésének eredményei. A szignifikáns trendek félkövérrel vannak szedve*

Table 3: *Results of the trend analyses for six trap locations and analysis for different time windows in case of Várgesztes. Significant trends are given in bold*

Csapdahelyszín	Elemzett időszak	Egyenlet	R^2	F-statisztika	DF	*p*-érték
Szalafő	1986–2018	Y = 42.6X − 84280.4	0.1102	3.591	29	0.0681
Sopron	1997–2018	Y = −21.1X + 44024.5	0.0131	0.266	20	0.6117
Kapuvár	1993–2018	Y = 78.1X − 152889.2	0.0342	0.814	23	0.3764
Várgesztes	1963–2018	Y = −2.6X + 2565.4	0.0001	0.042	53	0.8398
Várgesztes	1997–2018	Y = 175.4X − 350478.0	0.3257	9.659	20	0.0056
Bakonybél	1992–2018	Y = 288.0X − 574272.9	0.3199	9.877	21	0.0049
Felsőtárkány	1962–2018	Y = 29.0X − 56333.8	0.0994	5.738	52	0.0202

Enyhén növekvő szignifikáns lineáris trendet tapasztaltunk a felsőtárkányi csapdahelyszínen a teljes időtartományban (p = 0,0202). A LOESS görbe a HBI meredek csökkenésével indult, de 1977-es váltóponttól a görbe folyamatosan nőtt (3. táblázat, 4b. ábra).

Ezen a két helyen a HBI növekedéséért elsősorban négy faj volt felelős: *Orthosia cerasi*, *O. gothica*, *O. incerta* és *O. cruda*.

MEGVITATÁS

A számított tavaszi HBI értékek, hasonlóan a nagy-britanniai lepkék biomasszájának évek közti változékonyságához (Macgregor et al. 2019), erős éves ingadozást mutattak, különösen az elmúlt 2–3 évtizedben. Ez a tény meglehetősen bonyolulttá teszi a szignifikáns trendek kimutatását. Elemzéseink a hat csapdahelyen nem mutattak ki egységes trendet. Négy helyszín mutatott növekvő (kettő szignifikáns és kettő nem szignifikáns), kettő pedig negatív trendet (egyik sem szignifikáns). Ezen adatsorok egyike sem támasztotta alá előzetes hipotézisünket a tavaszi hernyók egyedszámának hosszú távú csökkenésével kapcsolatban. Az összes helyszínt és időablakot együtt tekintve az általános trend is inkább növekvő volt, mint csökkenő. Ez ellentétben áll azokkal az eredményekkel (Thomas & Abery 1995, Conrad et al. 2004, 2006, Thomas 2004, Hallmann et al. 2017, Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019), amelyek a rovarok diverzitásának és/vagy biomasszájának csökkenését állapították meg. Eredményeink jobban egyeznek Macgregor et al. (2019) következtetéseivel, amelyek azt mutatják, hogy előfordulhattak csökkenő vagy növekvő időszakok, általános trend nélkül.

Eredményeink azonban nem feltétlenül jelentik azt, hogy egyes fajok (akár jelentős számú) egyedszámai nem csökkennek, mivel csak egy speciális csoport (tavasszal táplálkozó hernyók) hosszú távú abundancia trendjeit elemeztük.

Hazai tölgyeseinkben két tényező is a tavaszi hernyóbiomassza további növekedését prognosztizálja. Először is széleskörű egyetértés van abban, hogy a klímaváltozás közvetett hatásaként megnő a lombfogyasztó rovarok egyedszáma (Csóka 1997, Jactel et al 2012, Wainhouse & Inward 2016, Csóka et al. 2018, Klapwijk et al. 2018). A másik ok a gyapjaslepke „státuszának" várható változása. Ez a faj a kelet-közép-európai lombhullató erdők egyik fő lombfogyasztója (McManus & Csóka 2007, Hlásny et al. 2016, Zúbrik et al 2016). Domináns lombfogyasztóként azonban erős kompetitív nyomást gyakorol a tölgyeken élő többi tavaszi lombfogyasztóra (Klapwijk et al. 2018), így korlátozhatja az olyan tavaszi hernyók tömegességét, amelyek a rovarevő madarak táplálékát alkotják. Lárvái sűrűn szőrösek, a madarak általában nem fogyasztják (ezért ez a faj nem is szerepelt elemzésünkben). Az ellene való biológiai védekezés céljából erősen gazdaspecifikus kórokozóját, az *Entomophaga maimaiga*-t Humber, Shimazu & R.S.Soper (Entomophtoraceae) (Hajek et al. 1995, 1996, Zúbrik et al. 2018) 1999-ben Bulgáriába telepítették be (Pilarska et al. 2000). Innen sok más kelet-közép-európai országba is átterjedt, és jelentős mortalitást okozott a gyapjaslepke populációkban (Hrašovec et al. 2013, Csóka et al. 2014, Zúbrik et al. 2014, 2016). Az előrejelzések szerint a kórokozó további terjedése várható, aminek következtében a gyapjaslepke gradációk Közép-Európában kevésbé lesznek gyakoriak és intenzívek, illetve a károsított területek nagysága is csökkenhet (McManus & Csóka 2007, Georgiev et al. 2013, Zúbrik et al. 2016). Egy másik biológiai védekezési ágens, a *Bacillus thuringiensis* Berliner *var. Kurstaki* szintén kedvező hatást gyakorolhat a többi lombfogyasztó lepkére azáltal, hogy csökkenti a gyapjaslepke által kifejtett kompetitív nyomást (Manderino et al. 2014). Hosszú távon az egyéb lombfogyasztó fajok (Tortricidae, Geometridae, Noctuidae, sőt levéldarazsak) hernyóinak növekvő mennyisége is további táplálékbázist eredményezhet a rovarevő madarak számára.

A változó mintavételi módszerek vagy mintavételi ráfordítások miatt számos hosszú távú adatsor alkalmatlan a trendek becslésére (Welti et al. 2021). Az Erdészeti Fénycsapda Hálózat összetett múltra tekint vissza, sok helyen helyváltoztatás vagy csapdafelszámolás miatt nem lehet hosszú

távú monitorozást végezni, de a mintavételi módszerek az elmúlt 60 évben változatlanok maradtak. A mintavételi helyek változó környezete egy másik fontos korlátozó tényező. Mind a hat csapda idősebb erdős területeken működött (vagy az erdő belsejében vagy az erdőszélen). Drámai környezeti változások (nagyarányú fakitermelés, urbanizáció stb.) sem helyben, sem pedig környezetükben nem történtek. Ezek az erdők változatos és bőséges élőhelyet biztosíthatnak a lombfogyasztó lepkefajoknak. A nagyüzemi vegyszeres rovarirtás ezekben az erdőkben nagyon ritka. Következésképpen azok a tények, amelyek jellemzően felelősek az intenzíven kezelt mezőgazdasági környezetben előforduló rovarok fogyásáért, itt nem érvényesek.

Eredményeink értelmezését az is korlátozza, hogy a fénycsapdák csak a fényhez vonzódó fajokat fogják, és ezek közül csak a nagylepke fajok kerülnek határozásra. Ez azt jelenti, hogy néhány fontos faj vagy fajcsoport nem szerepelhetett elemzéseinkben. Például, ezért nem vonhattuk be a vizsgálatba a sodrómoly (Tortricidae) imágókat, bár lárváik és bábjaik fontos táplálékot jelentenek az erdőben élő rovarevő madarak számára (Török 1986, 1990, Kirstin & Patocka 1997, Bereczki et al. 2014).

A hernyóbiomassza csúcsa a magyarországi tölgyes erdőkben április-májusban van (Bereczki et al. 2014). A tavaszi hernyók biomasszájának a költési időszakban előre jelzett növekedése több táplálékot biztosíthat a madarak számára, ugyanakkor a megnövekedett lombfogyasztó nyomás negatív hatással lehet az erdők egészségére. Ez a fő oka annak, hogy a madarak, mint a hernyók tömeges fogyasztói által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások egyre fontosabb kérdéssé váltak az erdők egészségében (Nyffeler et al. 2018). Megemlítendő azonban, hogy ezekben az erdőkben nagyon kevés a fészkelésre alkalmas odú (Standovár et al. 2017). Az odvak hiánya pedig korlátozhatja az erdőegészséggel összefüggő, madarak által nyújtható ökoszisztéma-szolgáltatásokat. Gyors és széles körben elfogadott paradigmaváltás szükséges ahhoz, hogy elegendő fészkelési lehetőséget biztosítsunk az erdei rovarevő madaraink számára.

ÖSSZEFOGLALÁS

A 23–58 éves, 43 lepkefajt magában foglaló idősorok elemzése a hernyók becsült biomasszájának nagy fluktuációját mutatta, de összességében a más európai helyszínekhez hasonló drasztikus csökkenést nem találtunk. Úgy tűnik, hogy a hazai, tölgyek dominálta erdőkben az elérhető hernyóbiomassza inkább még nőtt is. A lepkeközösségek átrendeződése miatt növekvő lombfogyasztás kapcsán azonban erdőegészségi problémák merülhetnek fel. Ennek fényében fontos átgondolni, hogy az erdeinkben költő madarak által nyújtott biokontroll szolgáltatás hogyan tartható fenn, illetve hogyan erősíthető az erdőgazdálkodás keretein belül.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmány a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal OTKA 128008 számú kutatási pályázatának *(Erdővédelmi jelentőségű ökoszisztéma szolgáltatások számszerűsítése magyarországi tölgyesekben),* valamint a TKP2021-NKTA-43 azonosítószámú projekt keretében a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásá-

val készült. Az Erdészeti Fénycsapda Hálózat működését hosszú évtizedek óta támogatja a Agrárminisztérium. Köszönjük a csapdákat kezelő számos személy lelkiismeretes munkáját és Graham Stone-nak (University of Edinburgh) a kézirathoz fűzött értékes megjegyzéseit.

IRODALOMJEGYZÉK

Bereczki K., Ódor P., Csóka Gy., Mag Z. & Báldi A. 2014: Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. Forest Ecology and Management 327: 96–105. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.001

Cleveland W.S. 1979: Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. Journal of the American Statistical Association 74(368): 829. https://doi.org/10.2307/2286407

Conrad K.F., Warren M.S., Fox R., Parsons M.S. & Woiwod I.P. 2006: Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. Biological Conservation 132(3): 279–291. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.020

Conrad K.F., Woiwod I.P. Parsons M. Fox R. & Warren M.S. 2004: Long-term population trends in widespread British moths. Journal of Insect Conservation 8(2/3): 119–136. https://doi.org/10.1023/B:JICO.0000045810.36433.c6

Csóka Gy. 1996: Lepkehernyók. Budapest, HU: Agroinform: p. 152.

Csóka Gy. 1997: Increased insect damage in Hungarian forests under drought impact. Biologia 52(1–14): 159–162.

Csóka Gy., Hirka A., Szőcs L. & Hajek A.E. 2014: A rovarpatogén *Entomophaga maimaiga* Humber, Shimazu & Soper, 1988 (Entomophtorales: Entomophtoraceae) gomba megjelenése magyarországi gyapjaslepke (*Lymantria dispar*) populációkban. Növényvédelem 50(6): 257–262.

Csóka Gy., Hirka A. Szőcs L. Móricz N. Rasztovits E. & Podor Z. 2018: Weather-dependent fluctuations in the abundance of the oak processionary moth, *Thaumetopoea processionea* (Lepidoptera: Notodontidae). European Journal of Entomology 115: 249–255. https://doi.org/10.14411/eje.2018.024

Dangles O. & Casas J. 2019: Ecosystem services provided by insects for achieving sustainable development goals. Ecosystem Services 35: 109–115. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.12.002

Eötvös Cs.B., Hirka A., Gimesi L., Lövei G.L., Gáspár Cs. & Csóka Gy. 2021. No Long-Term Decrease in Caterpillar Availability for Invertivorous Birds in Deciduous Forests in Hungary, Forests 12(8): 1070. https://doi.org/10.3390/f12081070.

Georgiev G., Mirchev P., Rossnev B. Petkov P. Georgieva M. Pilarska D. et al. 2013: Potential of *Entomophaga maimaiga* Humber, Shimazu and Soper (entomophthorales) for suppressing *Lymantria dispar* (linnaeus) outbreaks in Bulgaria. Comptes Rendus de L'Academie Bulgare Des Sciences 66(7): 1025–1032. https://doi.org/10.7546/CR-2013-66-7-13101331-14

Gibb J.A. & Betts M.M. 1963: Food and Food Supply of Nestling Tits (Paridae) in Breckland Pine. The Journal of Animal Ecology 32(3): 489. https://doi.org/10.2307/2605

Gilroy J.J., Anderson G.Q.A., Grice P.V., Vickery J.A., Watts P.N. & Sutherland W.J. 2009: Foraging habitat selection, diet and nestling condition in Yellow Wagtails *Motacilla flava* breeding on arable farmland. Bird Study 56(2): 221–232. https://doi.org/10.1080/00063650902792080

Hajek A.E., Butler L., Walsh S.R.A., Silver J.C., Hain F.P., Hastings F.L. et al. 1996: Host Range of the Gypsy Moth (Lepidoptera: Lymantriidae) Pathogen *Entomophaga maimaiga* (Zygomycetes: Entomophthorales) in the Field Versus Laboratory. Environmental Entomology 25(4): 709–721. https://doi.org/10.1093/ee/25.4.709

Hajek A.E., Butler L. & Wheeler M.M. 1995: Laboratory Bioassays Testing the Host Range of the Gypsy Moth Fungal Pathogen *Entomophaga maimaiga*. Biological Control 5(4): 530–544. https://doi.org/10.1006/bcon.1995.1063

Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H. et al. 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12(10): e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809

Hallmann C.A., Zeegers T., Klink R., Vermeulen R., Wielink P., Spijkers H. et al. 2020: Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. Insect Conservation and Diversity 13(2): 127–139. https://doi.org/10.1111/icad.12377

Hirka A., Szabóky Cs., Szőcs L. & Csóka Gy. 2011: 50 éves az Erdészeti Fénycsapda Hálózat. Növényvédelem 47(11): 474–479.

Hlásny T., Trombik J., Holuša J., Lukášová K., Grendár M., Turčáni M. et al. 2016: Multi-decade patterns of gypsy moth fluctuations in the Carpathian Mountains and options for outbreak forecasting. Journal of Pest Science 89(2): 413–425. https://doi.org/10.1007/s10340-015-0694-7

Holmes R.T., Schultz J.C. & Nothnagle P. 1979: Bird Predation on Forest Insects: An Exclosure Experiment. Science 206(4417): 462–463. https://doi.org/10.1126/science.206.4417.462

Hrašovec B., Pernek M., Lukić I., Milotić M., Diminić D., Franjević M. et al. 2013: First record of the pathogenic fungus *Entomophaga maimaiga* Humber, Shimazu, and Soper (Entomophthorales: Entomophthoraceae) within an outbreak populations of *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Erebidae) in Croatia. Periodicum Biologorum 115: 379–383.

Jactel H., Petit J., Desprez-Loustau M.-L., Delzon S., Piou D., Battisti A. et al. 2012: Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. Global Change Biology 18(1): 267–276. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02512.x

Kirstin A. & Patocka J. 1997: Birds as predators of Lepidoptera: Selected examples. Biologia, 52: 319–326.

Klapwijk M.J., Walter J.A., Hirka A., Csóka Gy. Björkman C. & Liebhold A.M. 2018: Transient synchrony among populations of five foliage-feeding Lepidoptera. Journal of Animal Ecology 87(4): 1058–1068. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12823

Leather S.R. 2018: "Ecological Armageddon" – more evidence for the drastic decline in insect numbers. Annals of Applied Biology 172(1): 1–3. https://doi.org/10.1111/aab.12410

Leskó K.,Szentkirályi F. & Kádár F. 1994: Gyapjaslepke (*Lymantria dispar* L.) populációk fluktuációs mintázatai 1963–1993 közötti időszakban Magyarországon. Erdészeti Kutatások 84: 163–176.

Leskó K., Szentkirályi F. & Kádár F. 1995: Aranyfarú szövőlepke (*Euproctis chrysorrhoea* L.) magyarországi populációinak hosszú távú fluktuációs mintázatai. Erdészeti Kutatások 85: 169–185.

Leskó K., Szentkirályi F. & Kádár F. 1997: A gyűrűsszövő (*Melacosoma neustria* L.) hosszú távú (1962–1996) populációingadozásai Magyarországon. Erdészeti Kutatások 86–87: 171–200.

Leskó K., Szentkirályi F. & Kádár F. 1998: Araszoló lepkefajok fluktuáció-mintázatának elemzése hosszú távú (1961–1997) magyarországi fénycsapdázási és kártételi idősorokban. Erdészeti Kutatások 88: 319–333.

Leskó K., Szentkirályi F. & Kádár F. 1999: A kis téli araszoló hosszú távú (1962–1997) populáció-fluktuációinak jellemzése az erdészeti fénycsapda-hálózat mintavételei alapján. Erdészeti Kutatások 89: 169–182.

Losey J.E. & Vaughan M. 2006: The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. BioScience 56(4): 311–323. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2

Macgregor C.J., Williams J.H., Bell J.R. & Thomas C.D. 2019: Moth biomass has fluctuated over 50 years in Britain but lacks a clear trend. Nature Ecology & Evolution 3(12): 1645–1649. https://doi.org/10.1038/s41559-019-1028-6

Manderino R., Crist T.O. & Haynes K.J. 2014: Lepidoptera-specific insecticide used to suppress gypsy moth outbreaks may benefit non-target forest Lepidoptera. Agricultural and Forest Entomology 16(4): 359–368. https://doi.org/10.1111/afe.12066

McManus M. & Csóka Gy. 2007: History and Impact of Gypsy Moth in North America and Comparison to the Recent Outbreaks in Europe. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 3: 47–64.

Morse D.H. 2017: The Insectivorous Bird as an Adaptive Strategy. Annual Review of Ecology and Systematics. Annual Reviews 2: 177-200. https://doi.org/10.2307/2096927

Nyffeler M., Şekercioğlu Ç.H., & Whelan C.J. 2018: Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. The Science of Nature 105(7–8): 47. https://doi.org/10.1007/s00114-018-1571-z

Pagani-Núñez E., Renom M., Mateos-Gonzalez F., Cotín J. & Senar J.C. 2017: The diet of great tit nestlings: Comparing observation records and stable isotope analyses. Basic and Applied Ecology 18: 57–66. https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.11.004

Perrins C.M. 2008: Tits and their caterpillar food supply. Ibis 133: 49–54. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb07668.x

Pilarska D., McManus M., Hajek A.E., Herard F., Vega F.E., Pilarski P. et al. 2000: Introduction of the entomopathogenic fungus *Entomophaga maimaiga* Hum. Shim. and Sop. (Zygomycetes: Entomophthorales) to a *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Lymantriidae) population in Bulgaria. Anzeiger Fur Schadlingskunde 73(5): 125–126. https://doi.org/10.1007/BF02956444

Porter J. 1997: Colour Identification Guide to Caterpillars of the British Isles. Macrolepidoptera. London, UK: Viking: p. 276.

R Core Team. 2019: R: A Language and Environment for Statistical Computing. https://www.R-project.org/.

Sánchez-Bayo F. & Wyckhuys K.A.G. 2019: Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232: 8–27. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Schowalter T.D. 2016: Insects as Regulators of Ecosystem Processes. In: Insect Ecology. pp. 511–537. Elsevier.

Schowalter T.D. Noriega J.A. & Tscharntke T. 2018: Insect effects on ecosystem services—Introduction. Basic and Applied Ecology 26: 1–7. https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.011

Şekercioğlu Ç.H. 2006: Ecological significance of bird populations. In: J. del Hoyo, A. Elliott, & D. A. Christie (eds.): Handbook of the birds of the world. 11: 15–51. Lynx Edicions, Barcelona, Spain: and BirdLife International, Cambridge, UK.

Seress G., Hammer T., Bókony V., Vincze E., Preiszner B., Pipoly I. et al. 2018: Impact of urbanization on abundance and phenology of caterpillars and consequences for breeding in an insectivorous bird. Ecological Applications 28(5): 1143–1156. https://doi.org/10.1002/eap.1730

Seress G., Sándor K., Evans K.L. & Liker A. 2020: Food availability limits avian reproduction in the city: An experimental study on great tits Parus major. Journal of Animal Ecology 89(7): 1570–1580. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13211

Standovár T., Bán M. & Kézdi P. (eds.). 2017: Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben – ROSALIA A Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság tanulmánykötetei 9. Budapest, Hungary: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság: p. 612

Szontagh P. 1962: A gyűrűslepke (*Malacosoma neustria* L.) tömegszaporodása és károsítása tölgyeseinkben, Erdészeti Kutatások 58(1–3): 125–142.

Szontagh P. 1975: A fénycsapda hálózat szerepe az erdészeti kártevők prognózisában. Növényvédelem 11(2): 54–57.

Tallós P. 1966: A fénycsapdák erdővédelmi jelentősége. Az Erdő 15(3): 134-136.

Thomas C.D. & Abery J.C.G. 1995: Estimating rates of butterfly decline from distribution maps: The effect of scale. Biological Conservation 73(1): 59–65. https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)90065-9

Thomas J.A. 2004: Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. Science 303(5665): 1879–1881. https://doi.org/10.1126/science.1095046

Török J. 1986: Food segregation in three hole-nesting bird species during the breeding season. Ardea 74: 129–136.

Török J. 1990: Resource partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* spp. during the breeding season. Ecography 13(4): 257–264. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1990.tb00617.x

Török J. & Tóth L. 1999: Asymmetric competition between two tit species: a reciprocal removal experiment. Journal of Animal Ecology 68(2): 338–345. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00283.x

Tremblay I., Thomas D., Blondel J., Perret P. & Lambrechts M.M. 2005: The effect of habitat quality on foraging patterns, provisioning rate and nestling growth in Corsican Blue Tits Parus caeruleus. Ibis 147(1): 17–24. https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2004.00312

Valtonen A., Hirka A., Szőcs L., Ayres M.P., Roininen H. & Csóka Gy. 2017: Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. Journal of Animal Ecology 86(4): 730–738. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12687

Wainhouse D. & Inward D.J.G. 2016: The influence of climate change on forest insect pests in Britain. FCRN021: 1–10.

Welti E.A.R., Joern A., Ellison A.M., Lightfoot D.C., Record S., Rodenhouse N. et al. 2021: Studies of insect temporal trends must account for the complex sampling histories inherent to many long-term monitoring efforts. Nature Ecology & Evolution 5(5): 589–591. https://doi.org/10.1038/s41559-021-01424-0

Zúbrik M., Barta M., Pilarska D., Goertz D., Úradník M., Galko J. et al. 2014: First record of *Entomophaga maimaiga* (Entomophthorales: Entomophthoraceae) in Slovakia. Biocontrol Science and Technology 24(6): 710–714. https://doi.org/10.1080/09583157.2014.883362

Zúbrik M., Hajek A., Pilarska D., Špilda I., Georgiev G., Hrašovec B. et al. 2016: The potential for Entomophaga maimaiga to regulate gypsy moth *Lymantria dispar* (L.) (Lepidoptera: Erebidae) in Europe. Journal of Applied Entomology 140(8): 565–579. https://doi.org/10.1111/jen.12295

Zúbrik M., Špilda I., Pilarska D., Hajek A.E., Takov D., Nikolov C. et al. 2018: Distribution of the entomopathogenic fungus *Entomophaga maimaiga* (Entomophthorales: Entomophthoraceae) at the northern edge of its range in Europe. Annals of Applied Biology 173(1): 35–41. https://doi.org/10.1111/aab.12431

Érkezett: 2023. február 01.
Közlésre elfogadva: 2023. június 07.