

ВПЛИВ ВИПАЛЮВАННЯ НА ПОПУЛЯЦІЇ ДЕЯКИХ ЛУЧНИХ ВИДІВ У ВИСОКОГІР'Ї УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

Ю. Кобів^{1,2}, В. Кобів²

¹Львівський національний університет імені Івана Франка

вул. Черемшину, 44, Львів 79026, Україна

²Інститут екології Карпат НАН України

вул. Козельницька, 4, Львів 79026, Україна

e-mail: ykobiv@gmail.com

Досліджено наслідки масштабної ненавмисної пожежі в субальпійській зоні на г. Говерла у Чорногорі в Українських Карпатах. Чагарнички (*Vaccinium* spp.), а особливо чагарники (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) і підріст смереки (*Picea abies*), виявилися найвразливішими до випалювання. Домінантні представники злакових і ситникових (*Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides*) були менш чутливими і швидше відновили рясність. Пожежа спричинила виникнення прогалін, що сприяло насінне-вому поновленню низки лучних видів різнотрав'я (зокрема, *Allium victorialis*, *Arnica montana*, *Gentiana acaulis*, *Hypochaeris uniflora*, *Pulsatilla alba*) та їхньому вегетативному розростанню. Спалах щільності генеративних пагонів більшості цих трав'яних видів спостерігали через рік, а максимальну кількість їхніх проростків – через два роки після випалювання, яке тимчасово призупинило насіннєве розмноження. Пожежа виявилася загалом сприятливою для цих видів. Вочевидь, випалювання чагарників, яке в минулому широко застосовували для підтримання полонин, істотно впливало на їхній видовий склад і сприяло поширенню багатьох видів на великих територіях вторинних лук у Карпатському регіоні.

Ключові слова: антропогенний вплив, випалювання, популяційні параметри, пірогенна сукцесія, Карпати

Антропогенний вплив відіграє величезну роль у формуванні рослинності, видового складу угруповань і структури популяцій їхніх компонентів. В Українських Карпатах досить докладно вивчено наслідки дії основних антропогенних чинників – вирубування, випасання і скошування [2, 6]. Однак, як впливає з досліджень українських [8] і закордонних авторів [15, 16], не менш дієвим фактором впливу на рослинний світ у Карпатському регіоні було випалювання чагарникової рослинності з метою розширення площ полонин, а також спалювання підстилки на луках задля збільшення їхньої кормової продуктивності. Подібні періодичні весняні заходи подекуди проводять і дотепер, незважаючи на ризик масштабної пожежі. Однак вони відбуваються дедалі рідше через занепад тваринництва, що спостерігається не лише в Карпатах, але й у всіх гірських системах Європи [13]. Тим більше, відійшло у минуле масштабне випалювання чагарникової чи чагарникової рослинності, що призводить до істотних трансформацій нелісових угруповань, хоча раніше такі заходи дуже широко застосовувалися і значною мірою спричинилися до формування сучасного рослинного покриву, зокрема, у високогір'ї Українських Карпат [15]. На жаль, механізм і швидкість змін рослинного покриву, зумовлених цим антропогенним фактором, залишалися докладно не з'ясованими.

Ми мали нагоду певною мірою заповнити цю прогалину завдяки спостереженню за наслідками інтенсивної ненавмисної пожежі, яка нещодавно виникла в субальпійському поясі у Чорногорі. Наші дослідження мали на меті виявити зміни в популяціях деяких лучних видів у ході початкового етапу пірогенної сукцесії рослинності.

Матеріали та методи

Нижченаведені результати отримано під час досліджень, що проводилися у 2014–2016 роках на ділянці, розташованій на висоті 1600–1650 м н.р.м. на східному схилі г. Говерла у Чорногорі. Ця територія є частиною Говерлянської полонини, яка упродовж століть зазнавала інтенсивного випасу до запровадження заповідного режиму наприкінці 1960-х років. На той час тут сформувалися вторинні луки з переважанням злаків. Тепер ця полонина входить до складу заповідної зони Карпатського національного природного парку, а після припинення випасання тут поступово відновлювався природний рослинний покрив унаслідок демутаційних процесів. Це зумовило заростання полонини підрослом дерев (*Picea abies* (L.) H. Karst.), чагарниками (*Juniperus communis* L. subsp. *alpina* (Suter) Čelak.), чагарничками (*Vaccinium myrtillus* L., *V. vitis-idaea* L., *V. gaultherioides* Bigelow) і формування угруповань *Juniperetum nanae* і *Vaccinietum myrtilli* (союз *Loiseleurio-Vaccinietum*). Значна частка території припадає на високозлакове угруповання *Hyperico grisebachii-Calamagrostietum villosae* (союз *Calamagrostion villosae*).

У квітні 2014 р. на згаданій ділянці відбулася масштабна пожежа, спричинена необережністю туристів. Цьому сприяли потужний вітер і займистість підстилки, що попередньо зазнала висихання через тривалу відсутність опадів. Наслідком стала поява згарища площею 6–7 га, спочатку майже цілковито позбавленого рослинності (рис. 1).

Улітку того ж року розпочато дослідження на вказаній ділянці, зокрема, закладено лінійну трансекту площею 15×1 м² для стеження за динамікою індивідуальних і групових параметрів трав'яних багаторічників – *Arnica montana* L. і *Hypochoeris uniflora* Vill. [12], що є фоновими компонентами багатьох лучних карпатських угруповань. Вони належать до різних біоморф. Зокрема, *Arnica montana* є кореневищним клональним видом [4], натомість *Hypochoeris uniflora* – стрижнекореневий аклональний багаторічник [3]. Водночас закладено п'ять дослідних квадратів 0,5×0,5 м² у місцях трапляння більш рідкісних трав'яних видів – *Allium victorialis* L., *Gentiana acaulis* L. і *Pulsatilla alba* Rehb. Спостереження, що тривали у подальші роки, мали на меті оцінити інтенсивність і характер впливу випалювання, а також з'ясувати механізм і швидкість змін у популяціях під час подальшого відновлення рослинності на згарищі.

Крім того, щорічно на початку липня було оцінено загальне проективне покриття і рясність видів [9].

На невипаленій ділянці, розташованій неподалік, також було визначено досліджувані показники, що слугували за контроль.

Реальну і потенційну насінневу продуктивність, а також урожай насіння встановлено за загальноживаною методикою [1]. Отримані дані опрацьовано статистично.

Назви видів рослин наведено за "Flora Europaea" [11], номенклатуру синтаксонів – згідно з К.А. Малиновським і В.В. Крічфалушієм [7].

Результати і їхнє обговорення

Серед видів, які мали найбільшу рясність на обстеженій ділянці (табл. 1), найвразливішими до дії випалювання виявилися *Juniperus communis* subsp. *alpina* і *Picea abies*, уся надземна фітомаса яких була відмерлою протягом сезону вегетації, що настав після весняної пожежі. Істотно постраждали також усі хамефітні види роду *Vaccinium*, натомість



Рис. 1. Згарище на східному схилі г. Говерла у червні 2014 р. через 2,5 місяця після пожежі трав'яні види (злакові, ситникові) – *Calamagrostis villosa* (Chaix) J.F. Gmel., *Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy et Wilmott зазнали меншого впливу. Очевидно, це пояснюється зростанням вразливості до температурних впливів у ряду гемікриптофіти→хамефіти→фанерофіти, зокрема, через вигорання здерев'янілих багаторічних надземних пагонів у представників двох останніх життєвих форм. Відповідно, швидкість відновлення рясності домінантних видів за трирічний період продемонструвала протилежну тенденцію. Якщо *Calamagrostis villosa* наприкінці цього періоду назагал відновив свою рясність, то у *Picea abies* і *Juniperus communis* subsp. *alpina* лише окремі особини почали виявляти ознаки життєдіяльності. Чагарничкові види – *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *V. gaultherioides* – відновилися на 20–40 % площі, займаної ними на час пожежі. Прикметно, що найменш вразливим до випалювання виявився останній із них, для якого відзначено також відносну стійкість до ушкодження морозом [14].

Практично не постраждали поодинокі особини *Pinus mugo* Turra, які трапляються на згарищі, а також приурочені до вологих ділянок зарості високотрав'я.

Короткотерміновим наслідком впливу випалювання на досліджені лучні види (*Allium victorialis*, *Arnica montana*, *Gentiana acaulis*, *Hypochoeris uniflora*, *Pulsatilla alba*) стало тимчасове пригнічення їхніх особин, зокрема, відсутність генерування під час вегетаційного періоду 2014 р., що настав відразу ж після пожежі. Причиною стало пошкодження генеративних бруньок. Вигорання призвело також до відсутності проростків вказаних видів того ж року, що спричинене як їхнім безпосереднім знищенням, так і втратою запасу насіння у підстилці. Через згадане пригнічення генерування у 2014 р. не відбулося обсіменіння, що унеможливило появу проростків і в наступному, 2015 р. Таким чином, протягом двох вегетаційних сезонів після пожежі цілковито нівелювалася роль насінневого поновлення у самопідтриманні популяцій досліджених видів.

Натомість, випалювання значно стимулювало галушення кореневищ *Arnica montana* (табл. 2) і *Hypochoeris uniflora* у 2015 р., про що свідчить більша кількість рамет і пагонів, які входять до складу особини. Генеративні особини *H. uniflora* містили до 7-ми пагонів, що є високими показниками для цього виду [3]. У перший після пожежі вегетаційний сезон

діаметр приростів кореневищ *A. montana* значно зменшився, однак уже наступного року він майже повернувся до контрольних показників.

Таблиця 1

Фітоценотична характеристика ділянки на г. Говерла після випалювання

Тип ділянки	Випалена ділянка			Невипалена ділянка (контроль)
	Рік	2014	2015	2016
Дата	6.VII	2.VII	1.VII	6.VII
Площа опису, м ²	100	100	100	100
Загальне проєктивне покриття, %	25	50	80	95
Покриття трав'яного ярусу, %	25	50	80	70
Покриття чагарникового ярусу, %	0	0	2	30
DAss. <i>Hyperico grisebachii-Calamagrostietum villosae</i>				
<i>Calamagrostis villosa</i>	2	3	4	4
<i>Hypericum richeri</i> subsp. <i>grisebachii</i>	+	+	+	+
<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>minuta</i>	+	+	+	+
<i>Hieracium alpinum</i>	+	+	+	+
DAll. <i>Calamagrostion</i>				
<i>Luzula luzuloides</i>	1	2	2	2
<i>Campanula patula</i> subsp. <i>abietina</i>	+	+	+	+
DAll. <i>Juniperion nanae</i>				
<i>Juniperus communis</i> subsp. <i>alpina</i>	.	+	1	3
DAll. <i>Rhododendro-Vaccinion</i>				
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+	+	1	3
DAll. <i>Potentillo-Nardion</i>				
<i>Arnica montana</i>	+	1	+	+
<i>Homogyne alpina</i>	+	+	+	+
<i>Hypochoeris uniflora</i>	+	1	+	1
<i>Ligusticum mutellina</i>	+	+	+	+
DCI. <i>Loiseleurio-Vaccinietea</i>				
<i>Vaccinium gaultherioides</i>	+	+	1	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	+	+	1	2
Інші види				
<i>Allium victorialis</i>	+	+	+	+
<i>Gentiana acaulis</i>	+	+	+	+
<i>Juncus trifidus</i>	+	+	1	1
<i>Laserpitium krapfii</i>	+	+	+	+
<i>Picea abies</i>	.	.	+	1
<i>Potentilla aurea</i>	+	+	+	+
<i>Pulsatilla alba</i>	+	+	+	+
<i>Trollius altissimus</i>	+	+	+	+

Таблиця 2

Індивідуальні й популяційні параметри *Arnica montana* L. на випаленій ділянці на східному схилі г. Говерла

Ділянка	Випалена ділянка			Невипалена ділянка (контроль)
	Рік	2014	2015	2015
Кількість кошиків на генеративному пагоні, шт.	–	2,3±0,2	1,8±0,1	1,7±0,1
Висота генеративних пагонів, см	–	31,8±1,2	34,3±1,3	35,3±1,3
Діаметр приростів кореневищ, мм	3,1±0,3	4,5±0,3	4,8±0,3	5,1±0,4
Довжина приростів кореневищ, см	1,9±0,1	2,4±0,1	2,7±0,1	2,7±0,1
Кількість рамет/особину	5,6±0,4	4,7±0,3	2,8±0,2	2,2±0,1
Щільність генеративних пагонів/м ²	–	5,4±0,3	1,7±0,1	1,3±0,1
Щільність вегетативних пагонів/м ²	5,9±0,3	12,4±0,9	11,8±0,8	6,8±0,4
Щільність проростків/м ²	–	–	11,3±1,1	0,2±0,02

У видів, здатних до вегетативного розростання (*Allium victorialis*, *Arnica montana*, *Gentiana acaulis*, *Pulsatilla alba*), через 1–2 роки після випалювання помітно розширилися розміри клонів. Це спричинене як збільшенням відгалужень кореневищ, так і появою придатного для розростання простору, що виник унаслідок знищення або пригнічення обпалених сусідніх особин висококонкурентних домінуючих видів чагарничків і злаків.

У 2015 р., тобто наступного після пожежі вегетаційного сезону, відбувся різкий спалах генерування більшості досліджених видів, що виявилось у надзвичайно високій щільності їхніх генеративних пагонів (рис. 2), навіть порівняно з контрольною невипаленою ділянкою (табл. 2–4). Крім того, в *Arnica montana* відзначено збільшення кількості кошиків на квітконосному пагоні. Таким чином, урожай насіння *Arnica montana* і *Hypochoeris uniflora* істотно зріс. Натомість, висота їхніх генеративних пагонів виявилася трохи меншою порівняно з контролем, що є наслідком кращого освітлення, завдяки значному зменшенню проективного покриття конкурентних видів унаслідок випалювання. У *Hypochoeris uniflora* у 2015 р. виявлено також максимальну кількість листків на генеративному пагоні (табл. 3).



Рис. 2. Спалах генерування *Arnica montana* L. і *Hypochoeris uniflora* Vill. у 2015 р. через два роки після пожежі

Важливим наслідком пожежі стала масова поява проростків більшості досліджуваних видів у 2016 р., тобто через два роки після випалювання (табл. 2, 3). Це зумовлено як інтенсивним минулорічним генеруванням, так і тим, що на значній частці площі згарища (20–25 %) ще не встигла відновитися рослинність. Такі вільні прогалини слугують мікроселищами, придатними для проростання насіння і проходження ранніх етапів онтогенезу багатьох видів, чому сприяв брак конкуренції у приземному ярусі [5, 10]. Переважна більшість проростків *Arnica montana* і *Hypochoeris uniflora* з'явилася неподалік (здебільшого у радіусі 0,5 м) від материнських особин, де на невеликих ділянках площею 25×25 см² їхня чисельність могла досягати 10 шт. (рис. 3). Однак окремі проростки було виявлено на достатньо віддалених прогалинах, придатних для заселення. Отже, випалювання сприяє розселенню згаданих видів.

Таблиця 3

Індивідуальні й популяційні параметри *Hypochoeris uniflora* Vill.
на випаленій ділянці на східному схилі г. Говерла

Ділянка	Випалена ділянка			Невипалена ділянка (контроль)	
	Рік	2014	2015	2016	2015
Висота генеративних пагонів, см	–	21,1±1,4	23,5±1,5	24,6±1,6	24,6±1,6
Кількість листків на генеративному пагоні, шт.	–	11,6±0,9	7,6±0,6	8,5±0,7	8,5±0,7
Потенційна насіннева продуктивність, насінних зачатків/пагін	–	221±18,2	174±16,3	185±15,5	185±15,5
Реальна насіннева продуктивність, насінин/пагін	–	191±16,3	146±12,5	156±14,1	156±14,1
Урожай насіння, шт./м ²	–	5549±380	905±71	1825±150	1825±150
Щільність пагонів/м ²	15,0±1,2	27,2±2,0	31,0±2,4	32,5±2,5	32,5±2,5
Частка вегетативних пагонів, %	100	39	80	76	76
Частка генеративних пагонів, %	–	61	20	24	24
Щільність проростків/м ²	–	–	15,0±1,3	0,4±0,03	0,4±0,03

Таблиця 4

Чисельність генеративних пагонів у клонах досліджених рідкісних видів
на пробних квадратах 0,5×0,5 м², шт.

Ділянка	Випалена ділянка			Невипалена ділянка (контроль)	
	Рік	2014	2015	2016	2015
<i>Allium victorialis</i>	–	4,3±0,3	2,7±0,2	3,2±0,2	3,2±0,2
<i>Gentiana acaulis</i>	–	0,8±0,1	3,3±0,2	2,8±0,2	2,8±0,2
<i>Pulsatilla alba</i>	–	12,3±0,9	4,8±0,3	6,4±0,4	6,4±0,4



Рис. 3. Скупчення проростків *Hypochoeris uniflora* Vill. через 2 роки після пожежі

Прикметно, що у 2016 р. на фоні відновлення покриву доміантних видів зменшилася щільність генеративних пагонів модельних видів – *Arnica montana* і *Hypochoeris uniflora*. Таким чином, стрибкоподібне зростання ролі генеративного поновлення їхніх популяцій виявилось нетривалим і надалі спадатиме у міру відновлення зімкненої рослинності.

Водночас у 2016 р. збільшилася вегетативна рухливість *Arnica montana* (табл. 2), що свідчить про відновлення ролі вегетативного розмноження, яке у цього виду назагал переважає [4].

Проведені упродовж 2014–2016 років дослідження випаленої ділянки Говерлянської полонини засвідчили поступове повернення морфометричних і групових параметрів досліджуваних видів, а також рясності компонентів угруповання (табл. 1–4) до показників, що передували пожежі (контроль).

На відміну від випасання чи скошування, що повторюються періодично, дія випалювання є короткотривалою і спричиняє помітні наслідки, серед яких – раптова трансформація рослинності й різка зміна рясності компонентів угруповань.

Найвразливішими щодо впливу цього антропогенного чинника є деревні, чагарникові та чагарничкові види, тому наслідком випалювання на луках є перерозподіл рясності їхніх компонентів на користь трав'яних рослин.

Випалювання традиційно застосовували не тільки для швидкого знищення чагарничків і чагарників на луках, але й задля зміни складу домінантних трав. Прикладом цього є весняне випалювання сухої мортмаси в біловусниках, яке призводить до відмирання особин низькопродуктивного щільнодернинного злаку *Nardus stricta* L., що ми спостерігали у Сколівських Бескидах.

Очевидно, випалювання, яке упродовж століть широко застосовували у Карпатах, не лише призвело до розширення площ полонин і збереження їхніх меж у минулому, але й істотно спричинилося до поширення низки трав'яних видів, зокрема, рідкісних (*Gentiana acaulis*, *Pulsatilla alba*), лікарських (*Allium victorialis*, *Arnica montana*) та кормових (*Hypochoeris uniflora*), на значних площах вторинних лук. Ймовірно, воно також сприяло низхідному розселенню багатьох видів із їхніх корінних альпійських наскельних чи лучних ценозів на розташовані нижче похідні луки, що утворилися внаслідок багатоговікової діяльності людини.

Одним із механізмів дії випалювання є поява значної кількості позбавлених рослинності прогалин, що сприяє насінневному розмноженню низькоконкурентних видів, а також вегетативному розростанню їхніх клонів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Вайнагий І. В. О методике изучения семенной продуктивности растений // Ботан. журнал. 1974. Т. 59. № 6. С. 826–831.
2. Дигрессия биогеоценологического покрова на контакте лесного и субальпийского поясов в Черногоре / под ред. К.А. Малиновского. К.: Наук. думка, 1984. 208 с.
3. Кобів В. М. Онтогенез *Hypochoeris uniflora* Vill. (Asteraceae) в Українських Карпатах // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. 2013. Вип. 63. С. 141–147.
4. Кобів Ю. Й. Екологія та популяційно-онтогенетичні особливості *Arnica montana* L. (Asteraceae) в Українських Карпатах // Укр. ботан. журнал. 1992. Т. 49. № 3. С. 46–51.
5. Кобів Ю. Й. Роль придатних мікрооселищ у самовідновленні популяцій рідкісних видів рослин Українських Карпат // Укр. ботан. журнал. 2012. Т. 69. № 2. С. 178–189.
6. Малиновський К. А. Рослинність високогір'я Українських Карпат. К.: Наук. думка, 1980. 278 с.
7. Малиновський К. А., Крічфалушій В. В. Рослинні угруповання високогір'я Українських Карпат. Ужгород, 2002. 244 с.
8. Стойко С. М. Типи верхньої межі лісу в Українських Карпатах, її охорона та заходи ренатуралізації // Наук. праці Лісівничої академії наук України. 2004. Вип. 3. С. 95–101.

9. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. Wien: Springer Verlag, 1964. 865 S.
10. Eriksson O., Ehrlén J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations // *Oecologia*. 1992. Vol. 91. N 3. P. 360–364.
11. Flora Europaea. Vols 1–5. Cambridge; New York; Melbourne: Cambridge Univer. Press, 1964–1980.
12. Harper J. L. Population biology of plants. New York; London; San Francisco: Academic Press, 1977. 892 p.
13. MacDonald D., Crabtree J., Wiesinger G. et al. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response // *J. Environ. Management*. 2000. Vol. 59. P. 47–69.
14. Martin M., Gavazov K., Körner C. et al. Reduced early growing season freezing resistance in alpine treeline plants under elevated atmospheric CO₂ // *Global Change Biology*. 2010. Vol. 16. P. 1057–1070.
15. Sitko I., Troll M. Timberline changes in relation to summer farming in the Western Chornohora (Ukrainian Carpathians) // *Mt. Res. Dev*. 2008. Vol. 28. 3/4. P. 263–271.
16. Trąba C. Zróżnicowanie zbiorowisk trawiastych w Polsce // *Łąkarstwo w Polsce*. 2014. T. 17. S. 127–143.

Стаття: надійшла до редакції 23.03.17

доопрацьована 11.05.17

прийнята до друку 06.07.17

IMPACT OF BURNING ON POPULATIONS OF SOME GRASSLAND SPECIES IN THE HIGH-MOUNTAIN ZONE OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS

Y. Kobiv^{1,2}, V. Kobiv²

¹Ivan Franko National University of Lviv
44, Cheremshyna St., Lviv 79014, Ukraine

²Institute of Ecology of the Carpathians, NAS of Ukraine
4, Kozelnytska St., Lviv 79026, Ukraine
e-mail: ykobiv@gmail.com

The study is focused on the consequences of massive unintentional fire in the sub-alpine zone on Mt. Hoverla in the Chornohora Mts, Ukrainian Carpathians. Dwarf shrubs (*Vaccinium* spp.) and especially shrubs (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) and saplings of Norway spruce (*Picea abies*) proved to be most vulnerable to fire. Dominant graminoids (*Calamagrostis villosa*, *Luzula luzuloides*) were less sensitive to burning and faster restored their abundance. The fire caused gaps suitable for seed recruitment of many low-competitive forb species (for instance, *Allium victorialis*, *Arnica montana*, *Gentiana acaulis*, *Hypochaeris uniflora*, *Pulsatilla alba*) and their clonal growth. Most of these herbaceous species showed maximum numbers of their flowering shoots next year and a peak of seedlings two years after burning, which caused a temporary suspension of seed reproduction. In general, these species favored from the consequences of fire. Apparently, burning of shrubs, which has been widely used for maintenance of grasslands in the past, significantly influenced their floristic composition and facilitated dispersal of many species on the vast areas of secondary grasslands within the Carpathian region.

Keywords: anthropogenic impact, burning, population parameters, pyrogenic succession, Carpathians