



**КЛІМАТОГЕННІ ЗМІНИ
РОСЛИННОГО СВІТУ
УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ**

Міністерство освіти і науки України
Національна академія наук України
Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного
Чернівецький національний університет
імені Юрія Федьковича

КЛІМАТОГЕННІ ЗМІНИ РОСЛИННОГО СВІТУ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

Наукові редактори
Я. П. Дідух, І. І. Чорней

Чернівці
«Друк Арт»
2016

УДК 581.54(292.452)
ББК 28.581.23(4Укр3)
К492

Рекомендовано до друку
вченою радою Інституту ботаніки ім. М. Г. Холодного
(протокол № 13 від 22.11.2016 р.),
вченою радою Чернівецького національного університету
імені Юрія Федьковича

Рецензенти: доктор біологічних наук І. М. Данилик
доктор біологічних наук М. М. Федорончук

К492 **Кліматогенні зміни рослинного світу Українських
Карпат : монографія / Дідух Я. П., Чорней І. І., Буджак
В. В. та ін ; наук.ред. Я. П. Дідух, І. І. Чорней. – Чернівці :
Друк Арт, 2016. – 280 с.**

ISBN 978-617-7172-88-7

Проаналізовано показники клімату Українських Карпат та його гідротермічні особливості. Висвітлено екологічні проблеми регіону, теоретичні підходи до прогнозування поведінки екосистем та їх складових під впливом змін довкілля. Дано оцінку реакції рідкісних і адвентивних видів на кліматичні зміни, проведено аналіз фітоінвазії. Показано характер розподілу синтаксонів залежно від умов зовнішніх екофакторів, охарактеризовано рідкісні біотопи, дано їх соціологічну оцінку, загрози існування та ризику втрат. Окремо висвітлено питання стану і трансформації ялинових лісів у зв'язку із кліматичними змінами, охарактеризовано осередки концентрації фіторізноманіття та проблеми його збереження. Проведено порівняльну оцінку рослинності Українських Карпат з польськими Татрами та Гірським Кримом за екологічними показниками.

Для ботаніків, екологів, географів, краєзнавців, учителів біології та географії, студентів природничих спеціальностей вищих навчальних закладів, працівників лісового господарства, природоохоронних організацій.

УДК 581.54(292.452)
ББК 28.581.23(4Укр3)

Опубліковано за фінансової підтримки
Державного фонду фундаментальних досліджень.
Грант № Ф-64

ISBN 978-617-7172-88-7

© Автори, 2016
© Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного, 2016
© Чернівецький національний університет
імені Юрія Федьковича, 2016

Ministry of Education and Science of Ukraine
National Academy of Sciences of Ukraine
M.G. Kholodny Institute of Botany
Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University

CLIMATOGENIC CHANGES OF PLANT LIFE OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS

Edited by
Ya. P. Didukh, I. I. Chorney

Chernivtsi
«DrukArt»
2016

УДК 581.54(292.452)
ББК 28.581.23(4Укр3)
К492

Recommended for publication by the Board of Academics of the
M. G. Kholodny Institute of Botany of the Academy of Sciences
NAS Ukraine (record № 13 dated 22.11.2016.),
Recommended for publication by the Academic Council of the
Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University

Reviewers: Dr. Sc. I. M. Danylyk
Dr. Sc. M. M. Fedoronchuk

Climatogenic changes of plant life of the Ukrainian
Carpathians / Didukh Ya. P., Chorney I. I., Budzhak V. V.
et all. ; ed. by Ya. P. Didukh, I. I. Chorney – Chernivtsi :
«DrukArt», 2016. – 280 p.

К492 ISBN 978-617-7172-88-7

There were analyzed the climate factors of the Carpathians and hydrothermal patterns of the climate. There were described the environmental problems of the region, theoretical approaches to the prediction of the ecosystems' behavior and their components, influenced by changes of environment. There was provided an estimation of response of the rare and adventive species to climate changes, and there was conducted the phytoviasion analysis. There was analyzed the nature of distribution of the syntaxa depending on conditions of the external ecofactor. The authors provided specification of the rare habitats, their zoological estimation, threats to existence, and risks of loss. In addition, there was highlighted the issue of condition and transformation of the spruce forests in relation to the climate changes, and provided characteristics for the concentration of phytodiversity and its conservation issue. Finally, there was performed the comparative assessment of vegetation for the Carpathians, Polish Tatra Mountains, and the Crimean Mountains upon environmental factors.

For botanists, ecologists, geographers, local historians, teachers of biology and geography, natural specialties students of higher educational institutions, forest workers, environmental organizations, natural resources

УДК 581.54(292.452)
ББК 28.581.23(4Укр3)

Published by the financial support
of the Fundamental studies state fund (№ Ф-64)

ISBN 978-617-7172-88-7

© Authors, 2016
© M. G. Kholodny Institute of Botany, 2016
© Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, 2016

ПЕРЕДМОВА

Глобальні за масштабами та глибокі за наслідками зміни довкілля турбують людство, оскільки стосуються проблеми умов існування суспільства, його добробуту, устрою держав та міждержавних відносин, які в боротьбі за блага, ресурси переростають у конфлікти, військові дії. Така тисячолітня діяльність людини спричинила порушення функції екосистеми глобального планетарного рівня – біосфери та її складових компонентів (біоти, клімату, гідросфери, ґрунту, літології тощо). Вважалося, що одним із найстійкіших компонентів до негативного впливу людської діяльності, який здатний до швидкого відновлення та повернення у висхідне становище є атмосфера, зокрема її кліматична складова. Однак, у кінці ХХ ст. було зафіксовано суттєві кліматичні зміни, зсуви, тренди, напрямки, швидкість яких виходить за рамки природних циклічних коливань. Хоча причини таких змін викликають гострі дискусії, однак різнопланові наукові дослідження свідчать про те, що вклад антропогенного фактора тут значний, тому приймаються заходи щодо обмеження його негативного впливу (Київський протокол, Паризька угода тощо).

Біота є чутливим індикатором стану довкілля і відповідним чином реагує на такі зміни. Ця реакція проявляється на рівні поведінки популяцій і видів, змін ценозів, структури екосистем. Зокрема, спостерігається скорочення популяцій, їх зникнення і вимирання видів, що набуває загрозливих масштабів. Вченими фіксуються зміни адаптивних властивостей на генно-фізіологічній основі, що проявляється у зміні феноритмів, онтогенетичних стадій, розширенні еконіш збільшенні поліплоїдних та гібридних організмів порівняно з висхідними, предковими, анцестральними формами. Широких масштабів набувають міграції видів із віддалених континентів, як правило з південніших у північніші широти, що свідчить про кліматичну причину вселення їх у природні ценози, зміну функціонування останніх.

При цьому зміни на ценотичному рівні значно масштабніші, ніж на видовому. Це видно з того, що ми практично втратили степи як зональний тип рослинності, після тотального осушення маємо лише невеликі масиви верхових боліт, трансформовані ліси, а корінні типові ценози представлені вторинними, похідними їх серіями, чутливими до патогенних збудників. В останні десятиліття ці згубні процеси в загрозливих масштабах спостерігаються в останніх незайманих ексклавах – гірських регіонах,

де рівень біорізноманіття на порядок вищий, тому втрати будуть відчутнішими.

Руйнівна дія антропогенного фактора проявляється як на рівні екосистем, у яких порушуються цикли кругообігу речовин, енергетичний баланс, перериваються трофічні ланцюги, аж до виснаження енергетичних запасів надземної біомаси та ґрунту, що є основою життя, так і підземних сховищ, які акумулювала планета протягом десятків-сотень мільйонів років у вигляді корисних копалин органічного походження (кам'яного вугілля, нафти, газу, торфу). Такі втрати енергетичних запасів, що супроводжуються зміною структури ландшафтів, порушенням режиму й евтрофікацією водних запасів, втратою біорізноманіття, забрудненням атмосфери можуть спричинити такий апокаліптичний стан, коли планета не здатна буде втримати рівновагу та відновлювати ресурси, і тоді за законами термодинаміки перехід через точку біфуркації спричинить флуктуативні, турбулентні процеси, руйнації планетарного масштабу, що призведе до катастрофи.

При аналізі цього комплексу взаємодіючих факторів, пошуку причинно-наслідкових зв'язків ми виходимо на оцінку кліматичних змін як причини зміни біоти – індикатора таких процесів, що визначає актуальність досліджень. Отримані дані вже на цьому етапі свідчать, що вплив кліматичних змін важливий як причина, але його прямі наслідки слабкіші, ніж опосередковані через зміну всієї структури та функції екосистем (термічного, водного режиму, властивостей ґрунту і т. д.). У такому контексті вірніше говорити не про вплив зміни клімату чи кліматичних змін на біоту, а кліматогенних змін, тобто тих, що спричинені, походять, породжуються і залежать від клімату, але впливають на біоту через взаємодію з іншими факторами, на які впливає клімат.

Чи здатне суспільство дати відповідь на такі екологічні виклики? На жаль, на сьогодні ситуація така, що на світовому рівні приймаються певні вагомні директиви, рішення (Конвенція Ріо-де-Жанейро, 1992 р., Кіотський протокол, Концепції сталого розвитку, Директива 92/43 і т. д.), але їх реалізація на місцях невтішна і це є найслабкішим місцем для успішного вирішення проблем. Особливо актуально це для України, оскільки до цього часу не затверджено програми переходу на засади сталого розвитку, не імplementовано в законодавство України цілу низку законодавчих актів ЄС, недостатньо широка і репрезентативна мережа заповідних об'єктів, категоризація яких не відповідає загальноєвропейській тощо. Навіть запропонована Україною ініціатива збереження природи Карпат (Карпатська конвенція) виявилася

порушеною через тотальні рубки лісів. Проблема ускладнюється тим, що у багатьох випадках до думки вчених не прислуховуються, бо у нашій країні наука як рушійна сила втратила своє значення, а такою силою є фінансові потоки, якими управляють і контролюють далекі від науки люди. З метою непомірного, дармового збагачення за рахунок природи вирубаються ліси і вивозяться у великих масштабах деревина, тобто знищуються ліси, розбудовується дорожня мережа, інфраструктура урбокомплексів в екологічно небезпечних, вразливих місцях (узбережжя річок, крутосхили), добуваються і вивозяться корисні копалини та геологічні породи таким способом, що порушує структуру ландшафтів, яка не відновлюється тощо. І ці процеси стають масштабнішими, а голоси захисників природи та думка вчених не знаходить підтримки ні у владних структурах, ні в широких суспільних колах.

Разом з тим, хоча вчені і бачать ці проблеми, оцінюють їх можливі негативні наслідки, однак часто не у змозі розробити можливі сценарії, оцінити прогнози часових змін, запропонувати дієві, ефективні механізми протидії, а тим більше керувати цими процесами. Останнє вимагає «ноосферної свідомості», про що писав В.І. Вернадський (1944), стилю мислення на рівні всього суспільства, а не лише науковців та захисників охорони природи.

Запропонована Вашій увазі робота, що ґрунтується на багаторічних польових дослідженнях колективу авторів, аналізі літературних даних, використанні низки новітніх оригінальних методик (синфітоіндикації) та розрахунків – все це дозволило прослідкувати причинно-наслідкові зв'язки між кліматичними змінами і реакцію на них біоти, але водночас і виявило низку проблем. Тому ми усвідомлюємо, що це лише певний проміжний етап, який свідчить про необхідність організації спеціально спрямованих, тривалих, моніторингових досліджень, що вимагає значних фінансово-матеріальних і людських ресурсів.

Однак ми сподіваємося, що така робота буде корисною і знайде послідовників. Монографію було підготовлено в рамках програми і за рахунок фінансування Державного фонду фундаментальних досліджень (проект Ф-64), за що автори вдячні тим, хто підтримав цю розробку. Водночас велика подяка рецензентам, які висловили низку критичних зауважень та порад, а також помічникам О. О. Кучер та Є. В. Польовому Ми будемо вдячні читачам за критичні побажання чи пропозиції щодо змісту і результатів досліджень наведених у пропонованій вашій увазі монографії.

ВСТУП

У зв'язку із кліматичними змінами велику стурбованість викликає можливість втрати біорізноманіття, що знайшло відображення на конференції ООН щодо питань природного середовища та розвитку в Ріо-де-Жанейро (1992 р.) і на наступних світових і європейських форумах: Світова зустріч на вищому рівні зі сталого розвитку (Йоханесбург, 2002 р.), Ріо +20 – конференція ООН зі сталого розвитку (2012 р.), Конференція міністрів довкілля (Софія, 1995 р.), Міжнародний ботанічний конгрес в Австрії (Відень, 2005 р.) та інші. Вчені констатують, що відбувається скорочення і зменшення популяцій рідкісних видів, експансія адвентивних видів, деградація ценозів, трансформація біотопів, виснаження енергетичних ресурсів, порушення консорційних зв'язків дуже швидкими темпами. Вчені-кліматологи розробили низку сценаріїв можливих змін клімату, а завдяки екологам можна прогнозувати можливі зміни біотопів, мінімізувати збитки, забезпечити охорону оселищ видів та їх відтворення, зберегти різноманіття біотопів. У цьому аспекті особливо важливими є гірські природні комплекси, для яких характерний високий рівень біорізноманіття, вони є центрами видоутворення, представлені унікальними типами біотопів, що водночас ускладнює можливості прогнозування їх змін. У цьому відношенні особливе місце посідають Карпати, які з одного боку є важливим центром біотичного різноманіття Європи, а з іншого – зазнали масштабних антропогенних змін.

Отже, ключовим моментом трансформації екосистем та їх складових у Карпатах є те, що ці процеси спричинені як кліматогенними змінами, так і потужним, широкомасштабним впливом прямої антропогенної діяльності. Тому кінцевий результат зміни біорізноманіття зумовлений комплексом впливу зовнішніх чинників, де вичленити складову кожного з них неможливо і в цьому немає потреби.

Щодо сучасних змін екологічних умов Карпат, то останніми роками в науковій літературі піднімаються такі екологічні проблеми регіону:

- зменшення лісистості (Комендар, Фодор, 1986; Чернявський та ін., 2000; Багнюк, Дідух, 2002; Ковальчук, Михнович,

- 2004; Стойко, 2006, 2011; Калуцький, 2008; Коваль, 2008; Олійник, 2008; Фельбаба-Клушина, 2009а, 2009б, 2010);
- знищення криволісся, яке могло затримувати вологу та сприяти нагромадженню снігу (Комендар, Фодор, 1986; Ковальчук, Михнович, 2004);
 - зміни у видовій структурі лісів зокрема заміна природних букових і ялицево-букових деревостанів штучними ялинниками (Голубець, 1965; Кирилюк, 1998; Стойко, 2006, 2011; Калуцький, 2008; Коваль, 2008; Фельбаба-Клушина, 2009а, 2009б, 2010; Парпан та ін., 2014), а в нижньому поясі культивування інтродукованих порід, котрі мають високу інвазійну спроможність (*Quercus borealis*);
 - поширення інвазій шкідників і грибних епіфітотій, масове всихання окремих порід дерев, вітровали (Калуцький, 2008; Коваль, 2008);
 - недосконалі технології лісозаготівлі й надмірні обсяги вирубування, що зумовлює інтенсивну ерозію (до 300 т/га). Як відомо, в останні 40 років у Карпатах вирубано понад норму 20 млн м³ деревини (Багнюк, Дідух, 2002; Ковальчук, Михнович, 2004; Устименко, Дубина, 2007; Олійник, 2008);
 - деградація заплавних комплексів, осушення боліт Закарпатської низовини (Фельбаба-Клушина, 2009а, 2009б, 2010);
 - збіднення і деградація рослинного покриву, зниження буферності ландшафтів та зростання їх вразливості до повеней, підтоплення, селевих потоків (Багнюк, Дідух, 2002; Стойко, 2011);
 - глибоко порушені водорегуляційна, ґрунтозахисна та кліматоутворююча функції лісу (це підтверджують такі явища, як руйнівні повені, зсуви, селі і як результат – ерозія ґрунтів і збіднення водних ресурсів (Багнюк, Дідух, 2002; Фельбаба-Клушина, 2009а, 2009б, 2010; Стойко, 2011);
 - втрата функціонального ядра природного комплексу ландшафтів «гори–низовина» (Фельбаба-Клушина, 2009а; 2009б; 2010);
 - тенденція до підвищення середньорічної температури повітря та збільшення кількості сумарних атмосферних опадів, що є певною мірою наслідком потепління клімату, зміна часових меж кліматичних сезонів, що у свою чергу є причиною перерозподілу та зміни інтенсивності опадів (Багнюк, Ді-

- дух, 2002; Коваль, 2008; Стойко, 2011; Фельбаба-Клушина, 2009а, 2009б, 2010; Киналь, 2014; Оліфірович, 2014);
- високий рівень господарської освоєності й, зокрема, надмірно велика частка ріллі (>20 %) в більшості передгірних районів обидвох макросхилів, де домінує крутосхиловий рельєф і активно проявляються процеси площинної та струминної ерозії (Устименко, Дубина, 2007, 2009; Коваль, 2008; Фельбаба-Клушина, 2009а; Коржик, Токарюк, Чорней та ін., 2015);
 - інтенсивне транспортне навантаження (Ковальчук, Михнович, 2004; Устименко, Дубина, 2007; Коваль, 2008; Олійник, 2008);
 - урбанізація як процес поширення міського способу життя та розбудови міст (Устименко, Дубина, 2007), низькогірних населених пунктів, що супроводжується занепадом віддалених хуторів;
 - посилення фітоінвазій, підвищення ценотичної активності інвазійних видів, вкорінення їх у рослинні угруповання порушених біотопів, що призводить до збіднення природного фіторізноманіття (Протопопова та ін., 2002; 2010);
 - інвазійні види рослин, як більш конкурентноздатні, швидше освоюють порушені ділянки й формують на них синантропні рослинні угруповання, які перешкоджають поновленню природного рослинного покриву. Негативні наслідки від вкорінення інвазійних видів виявляються у змінах у структурі флори, флорокомплексів і рослинних угруповань, у широкомасштабному впливі на екосистеми і окремі види. Вони викликають: інсуляризацію популяцій аборигенних видів, що сприяє їх деградації та вимиранню; засмічення генофонду споріднених аборигенних видів через гібридизацію з адвентивними; перерозподіл видів за їхньою роллю в рослинних угрупованнях, що порушує екологічний баланс і може призвести до втрати репрезентативності відповідних флорокомплексів; зміни трофічних ланцюгів; порушення життєдіяльності екосистем тощо (Протопопова, Мосякін, Шевера, 2002);
 - посилення рекреаційного навантаження на природні екосистеми (Стойко, 2006; Устименко, Дубина, 2007; Калуцький, 2008);

- недостатній догляд за станом гідротехнічних споруд (Багнюк, Дідух, 2002; Ковальчук, Михнович, 2004; Коваль, 2008);
- недосконале гідротехнічне будівництво, розбудова міні-ГЕС, що відчутно змінює природні екосистеми, особливо заплави (Багнюк, Дідух, 2002; Фельбаба-Клушина, 2009а, 2009б, 2010);
- деградація ґрунтів, зокрема вимивання гумусу, підняття рівня ґрунтових вод, оглеєння ґрунтів, кольматаж, засолення і вторинне заболочення (Багнюк, Дідух, 2002);
- майже третина водопровідної мережі централізованого водопостачання не відповідає вимогам санітарно-гігієнічних норм, на станціях водопідготовки, не ведеться кондиціонування води за мікроелементним складом (Багнюк, Дідух, 2002).

Такі проблеми становлять загрозу природним екосистемам, спричинюють їх порушення і деградацію.

В останні десятиліття на тлі міжрічних температурних флуктуацій чимраз виразнішою стає загальна тенденція до спрямованої зміни клімату, що отримала назву «глобального потепління» (globalwarming). Проблеми глобальних кліматичних змін та їх впливу на біоту і людське суспільство привертають щораз більшу увагу і набувають пріоритетного значення (Кобів, 2009).

Як свідчать результати сучасних кліматологічних досліджень (Hanssen-Bauer, Nordli, 1998; Bohm et al., 2001; Jones, Osborn, Briffa, 2001), у різних регіонах Європи протягом останніх 100 років середня температура повітря зросла на 0,4–1,5 °С, причому тенденція до потепління є найвиразнішою у горах (Bohm et al., 2001; Pauli et al., 2007; Lenoir et al. 2008). Це стосується не лише середньої температури повітря (зокрема, протягом вегетаційного сезону), а й температури ґрунту на його поверхні і на глибині 10 см, а також тривалості існування снігового покриву, що впливає на проростання насіння, приживлення проростків і життєдіяльність рослин.

Слід зазначити, що більшість публікацій, присвячених змінам клімату, стосується високогір'їв, де флора і рослинність виявилися найчутливішими. За результатами цих досліджень установлені певні тенденції динаміки рослинного покриву та видового складу рослин (Кобів, 2009):

- підняття верхньої межі поширення у значної частини гірських видів;

- у частини оліготермних видів змістилася вгору і нижня межа поширення;
- відзначено пересування нижньої межі поширення низки видів, приурочених до привершинних ділянок невисоких хребтів, що створює істотну загрозу їх зникнення, оскільки вони позбавлені можливості висхідної міграції;
- під загрозою перспектива виживання ендемічних видів, які мають вузьку висотну амплітуду поширення.

Зміни клімату призводять до зростання чисельності одних видів і зменшення кількості інших. Найбільшу стурбованість викликає різке скорочення чисельності видів, які уключено до «червоних списків» різного рангу, натомість зростає інтенсивність поширення адвентивних видів. Прогнози показують, що без попереджувальної стратегії охорони біорізноманіття ця тенденція буде посилюватись, а місце зазначених видів займуть агресивні екзоти, переносники хвороб та шкідники сільськогосподарських культур (Титар, 2011).

Виходячи з цього, проблема змін екосистем та їх біотичних складових є досить актуальною. Це стосується вертикальної поясності, зміни структури біотопів та їх компонентів, мікроклімату, властивостей едафічних факторів тощо. Для розв'язання цих питань, оцінки трансформації біотичного різноманіття, залежності видів та ценозів від різних, у тому числі кліматичних, факторів було запропоновано використання низки нових оригінальних авторських методик, а також сучасних методів обробки даних, що дозволило встановити нові важливі аспекти взаємозв'язків між складовими. Водночас, оригінальність роботи полягає і в тому, що дослідження проводилися на різних рівнях існування живого: видовому, ценотичному й екосистемному. Об'єктом дослідження були як рідкісні види та біотопи, так і адвентивні, що характеризуються експансією. Такий підхід дозволяє підійти до оцінки змін екосистем як динамічного процесу. Разом з тим було виявлено низку проблем, які потребують глибших, комплексних і довготривалих досліджень.

1 ТЕОРЕТИЧНІ ПІДХОДИ ДО ПРОГНОЗУВАННЯ ПОВЕДІНКИ ЕКОСИСТЕМ ТА ЇХ СКЛАДОВИХ ПІД ВПЛИВОМ ЗМІНИ ДОВКІЛЛЯ

Сутність екологічного прогнозування полягає в передбаченні можливої поведінки біосистем, варіантів їх розвитку, які визначаються зміною зовнішніх процесів. Прогнози бувають трьох категорій: якісні, що ґрунтуються на шкалах найменувань, кількісно-якісні – на шкалах рангового типу і кількісні – на шкалах інтервалів та відношень, з якими можна робити математичні операції. Потрібно визнати, що хоча екологічні прогнози все більше ґрунтуються на кількісних даних, але рівень достовірності таких прогнозів є досить низьким. Це пояснюється тим, що:

- вплив зовнішніх факторів є комплексним і багатовекторним, кожен з яких діє з різною потужністю, в різних напрямках, а їх кумулятивний, синергетичний ефект не можна оцінити за сумою дії цих факторів;
- складною поведінкою, різним ступенем стійкості, положенням по відношенню критичної межі екосистем, перехід через яку викликає турбулентні процеси, емерджентні зміни властивостей екосистем, їх якісну структуру;
- недостатністю даних часового зрізу (моніторингу) для оцінки змін впливу як зовнішніх факторів, так і власне біосистем (фітоценозів, популяцій видів);
- складністю отримання репрезентативних даних через величезне різноманіття біосистем та їх складну ієрархічну структуру;
- складністю виявлення причинно-наслідкових зв'язків, коли наслідки приймаються за причину, а остання знаходиться значно глибше і недоступна для оцінки.

Такий перелік є невичерпним і може бути продовженим, але і цього досить, щоб зрозуміти причини низької достовірності отриманих прогностичних даних.

Все це потребує осмислення, пояснення і при цьому виникає багато питань, які не можна розв'язати в рамках класичних підходів, а за відсутності аргументованих відповідей виникає чимало спекуляцій. Для вирішення всіх цих проблем потрібно використання досить різноманітних підходів, теорій і методів.

Зокрема, мова йде про застосування індуктивно-дедуктивного, системного, синергетичного підходів, що спираються на теорії нелінійності розвитку, фракталів, катастроф і потребують застосування низки конкретних методів екстраполяції, хронобіологічного аналізу, побудови марківських ланцюгів, графів, ординації, експертних оцінок, моделювання тощо.

Індуктивно-дедуктивний аналіз передбачає встановлення причинно-наслідкових зв'язків між процесами, явищами, шляхом поділу факторів на їх складові та оцінки їх взаємозв'язків з метою виявлення тих, які лежать в основі зміни властивостей, що виявляється досить складним при дослідженні багатокомпонентних природних систем з різноплановим зовнішнім впливом.

Метод екстраполяцій – перенесення встановленого порядку певної системи в минулому чи сучасному зрізі на майбутній час. У геоботаніці це один з основних методів, коли територіальні зміни рослинності, сформованої в результаті дії певного зовнішнього фактору (наприклад, рубок, випалу, засолення і т. д.), що спостерігаються в різних умовах, переносяться на часову послідовність і трактуються як сукцесійні ланки.

Хронобіологічний аналіз ґрунтується на кількісному дослідженні реакції характеристик видів та угруповань з метою оцінки часової їх зміни, ступеню чутливості та вразливості в залежності від клімату. Хоча результати такого аналізу і не можуть повною мірою розкрити біологічну сутність цих процесів, проте вони показують напрямки та швидкість таких змін, що дає можливість розробити відповідні заходи протидії негативному впливу (Проскураков, 2012).

Системний підхід, теоретичні засади якого були сформульовані на початку ХХ ст., набув широкого використання в 70–90 рр., коли здійснювалася інтенсивна розробка відповідних методів дослідження і відбулося узагальнення даних, які відкрили певні закономірності організації та розвитку систем. Найголовнішими досягненнями системного підходу є розуміння суті ієрархічної будови систем у поєднанні з емерджентною властивістю їх змін при переході від одного до іншого рівня, що важливо враховувати при розробці прогнозів (Дідух, 2008).

Синергетичний підхід був розроблений у 70-х рр. ХХ ст. і його розглядають як логічний розвиток системного, де акценти зміщені на динамічні аспекти. Синергетика трактується як наука

про теорію самоорганізації систем, процеси їх зміни та розвитку, тому має велике значення для прогнозування динаміки екосистем (Хакен, 1985; Князева, Курдюмов, 2002). У математичному відношенні вона ґрунтується на нелінійних рівняннях. Нелінійність є універсальною, фундаментальною властивістю розвитку природи. Нелінійність часто намагаються протиставити лінійності як щось протилежне, однак, на нашу думку, ці поняття є не взаємовиключні, а доповнюючі, комплементарні. Із законами нелінійності пов'язано багато понять, на основі яких розроблено низку нових методів дослідження та теорій, зокрема методика нелінійної динаміки, теорії дисипативних структур, фракталів, біфуркацій, флуктуацій, атракторів, хаосу тощо. Всі ці теорії детально розроблені й використовуються в багатьох науках, однак проблема полягає в тому, як на основі цих теоретичних розробок реально оцінити характер організації та розвитку біосистем. Для цього потрібні відповідні кількісні виміри показників у часі та екологічному просторі, тобто організація просторово-часового моніторингу екосистем, що забезпечить їх порівняння і формування відповідних моделей чи прогнозів. На жаль, на сьогодні ми не маємо для цього відповідної інформації. Одним зі способів її отримання є використання розробленого нами синфітоіндикаційного підходу з відповідною методикою та базою даних екологічних шкал видів рослин. Проте, для розробки повноцінних прогнозів на основі теоретичних досягнень синергетики біології й екології не мають відповідної підготовки, а фахівці в галузі теорії синергетики далекі від розуміння суті природних об'єктів. Отже, на нинішньому етапі розвитку екології йдеться не про застосування цих надскладних методів і теорій, а лише про використання підходів та відповідних понять (Дідух, 2014а).

Зокрема, для передбачуваності зміни поведінки екосистем ми повинні керуватися законами термодинаміки, що ґрунтуються на енергетичних характеристиках. Останнє полягає в тому, що ми повинні оцінити візуально, чи може дана екосистема акумулювати додаткову енергію або втратити потенціал існуючих запасів і при яких умовах це може статися? Чи можуть кліматичні зміни призвести до такої зміни стану екосистеми, коли енергетичний потенціал її порушиться? Якщо ні, то які зовнішні фактори можуть викликами турбулентні процеси і як ці фактори пов'язані з кліматичними змінами. При цьому ми повинні оцінювати і ха-

рактиер самоорганізації самої екосистеми, її стійкість, вразливість до дії зовнішніх факторів.

Моделювання – дослідження складних об'єктів, явищ, процесів через їх спрощення, імітування на основі розподілу на складові. Моделі бувають різні, зокрема математичні та графічні. Останні в силу різних причин в екології мають ширше використання, оскільки дають можливість виходу на картування, або ґрунтуються на аналізові екологічних профілів. Для побудови моделей застосовують ординаційний аналіз та метод марківських ланцюгів, графів (дендрограм), головних компонент у їх сукупності, оскільки кожен із них має певні недоліки і не є універсальним. Якщо непряма ординація відображає характер взаємозалежностей між показниками, то аналіз головних компонент – значущість певних факторів. Метод графів та дендрограм ілюструє характер диференціації та взаємозв'язків між складовими, а марківські ланцюги – їх тенденції та обмеження, тобто якісні стрибкоподібні зміни.

Екологічні прогнози аналізують у різних аспектах. За масштабністю їх ділять на глобальні, регіональні та локальні. Хоча теоретично глобальне прогнозування потребує набагато ширшої інформації, ніж регіональне чи локальне, але на сьогоднішній час прогнози (зокрема, щодо наслідків кліматичних змін) розроблені набагато глибше, ніж для двох останніх рівнів. Пояснюється це великою різноманітністю екосистем регіонально-ландшафтних рівнів і недостатньою репрезентативністю даних.

За часом прогнози діляться на короткочасові (до 5 років), середньочасові (до 100 років) та довгочасові (понад століття). Якщо короткочасові вимагають даних моніторингу, середньочасові – тенденцій змін на основі аналізу сукцесій (що не виключає моніторингу), то довгочасові – на основі екстраполяцій з минулого та теоретичних уявлень. Хоча два останні типи прогнозів зробити технічно легше, але достовірність їх нижча, бо розмах, амплітуда між можливим ймовірнісним станом об'єкта розширюється, а оцінка впливу зовнішніх, позасистемних чинників (їх появи і сили) менш передбачувана. Для прийняття конкретних управлінських, практичних рішень найбільше значення мають короткочасові прогнози, а для наукових висновків – середньочасові.

Важливою характеристикою екологічних прогнозів є їх поліваріантність, тобто передбачення розвитку кількох можливих варіантів. Це зумовлено ймовірнісним характером змін зовнішніх чинників,

тому принципово неможливо оцінити ні точне місце (положення) системи, ні в екологічному просторі, ні встановити певний час його там появи (Гродзинський, 2014), а лише визначити ймовірність його появи в певній області (ΔS) в певному часовому проміжку (Δt).

Що стосується клімату, то як вважає Ю.А. Израель з колегами (2009), сьогодні не існує надійних наукових методів прогнозу часових змін кліматоформуючих факторів. Пояснюється це складністю, хаотичністю поведінки компонентів, неточністю параметрів та рівнянь, тобто оцінки залежностей між складовими, неповнотою інформації про початкові та граничні умови. Тому мова йде про умовні, прогнози, сценарії, що мають ймовірнісний характер. Порівняння оцінок сценарію за різними моделями показує розходження, тому при їх виборі звертають увагу на ретроспективні зміни.

Складним екосистемам не можна нав'язувати шляхи розвитку. Ми можемо лише зрозуміти характер такого розвитку, що зумовлений їх організацією, самоуправлінням. Виходячи з цього, цілком обґрунтованим є твердження М. А. Голубця (2016) про недоречність вживання терміну оптимізації природних систем.

Велике значення при розробці прогнозів має використання екологічних законів, принципів, постулатів. Однак їх застосування вимагає не лише формального знання, а й суті, змісту. Так, серед екологів панує уявлення, що чим вужча екологічна амплітуда певної біосистеми по відношенню до певного екофактору, тим вище його лімітуюче значення, оскільки ці межі легше порушити (закон Шелфорда). Насправді, як зазначав ще Ю. Одум (1975), це характерно лише для стаціонарного стану, а при впливі зовнішніх факторів це не зовсім так. Все залежить від того, як швидко і потужно дія екофактору може впливати на стан біосистеми і спричинити відхилення її від оптимальних значень, наблизити до критичної межі, тобто викликати турбулентні процеси, що спричинять емерджентні зміни властивостей. Наприклад, скельні види мають дуже вузьку екологічну амплітуду по відношенню до цілого ряду факторів, але в таких умовах ці показники є досить стабільними і викликати турбулентний ефект досить складно, тому зникнення таким видам чи біотопам не загрожує. І навпаки, багато видів із широкою екологічною амплітудою швидко зникає у випадку її різкої зміни. Отже, мова повинна йти не про широту амплітуди, а характер її зміни, тобто не статичну,

а динамічну оцінку. Відповідно, чим потужніший вектор змін показників екофакторів, тим більша ймовірність того, що вид чи біоценоз у залежності від потенційних, адаптаційних властивостей, може зникнути або з'явитися. Як свідчать дослідження, за відношенням до вологості умов зростання, найбвразливішими є гігrotичні екотопи, що формуються на межі суходолу і водойм, або живляться ґрунтовими водами.

Із цього випливає, що при незалежному впливові різних факторів, коли амплітуда показників одного широка, іншого – вузька, а їх зміна не корелює, лімітуючими виступають більш змінні показники факторів. У випадку залежності між зміною показників екофакторів слід шукати причинно-наслідкові зв'язки між ними. У цьому відношенні саме кліматичні фактори виступають як причинні і розглядаються як тригерний механізм наступних змін. Однак, саме по собі поняття клімату є складним, комплексним і у процесі аналізу потребує розчленування на складові. Найважливішими складовими клімату є температурний режим та вологість в їх взаємодії та характеру зміни (сила, частота, рівномірність) протягом року (гідротермічний режим). І. Х. Удра та Н. І. Батова (2011) вважають, що для рослинного світу слід оцінювати Т та опади вегетаційного періоду. Безумовно, що цей період є найважливішим, однак не потрібно ігнорувати ситуацію, яка складається взимку, бо накопичення снігового покриву, промерзання ґрунту суттєво впливає на формування ценозів та їх зміну.

Сукцесії – фундаментальне поняття динаміки екосистем, теоретичні основи якого були розроблені Клеменсом на початку ХХ ст. і ґрунтувалися на уявленні розвитку рослинного покриву до стійкого кінцевого (клімаксового) стану, який визначався характеристиками клімату. Проте завдяки тривалим моніторинговим дослідженням, застосування комп'ютерної техніки, програм моделювання тощо, було доведено, що розвиток рослинних угруповань є нелінійним, стохастично детермінованим, з елементами флуктуацій, турбулентних явищ, якісних катастрофічних пертурбацій, що виходить за рамки класичних уявлень теорії клімаксу. Стабілізація стійкого клімаксового стану можлива за дії зовнішнього лімітуючого чинника. Оскільки сьогодні кліматичні чинники вже не розглядаються як стабілізуючі, то клімаксові угруповання слід розглядати не як кінцеві стадії розвитку рослинних угруповань, а вузлові, такі відносно стійкі стани, які знаменують якісний перехід від одного до наступного стану.

На основі багаторічних досліджень ми дійшли висновку, що рушійною силою розвитку фітоценозів є не лише конкуренція між видами, а й позитивна взаємодія в комплексі зі зміною зовнішніх факторів, що формують біотоп. Самоорганізація фітоценозів, екосистем ґрунтується на тому, що складна і різнопланова взаємодія між складовими, елементами спричинює ефект синергізму, який значно перевищує суму дії, функціонування складових. Тобто біотоп розвивається як єдине ціле і такий розвиток не можна зрозуміти без характеристики, оцінки як внутрішньої організації, так і впливу зовнішніх екологічних факторів. При цьому розвиток біотичної складової, власне фітоценозу спрямований на подальше поліпшення адаптивних властивостей видів (зміна фізіологічних, морфологічних ознак, зсув фаз росту та розвитку, швидкості її проходження, зміна феноритмів і т. д.), що спричинює поліпшення упаковки їх еконіш за принципом «пружини». Обсяг екопростору біотопу обмежується певними лімітуючими факторами, але кожен елемент (вид), який притаманний даному ценозові, намагається протидіяти його впливові, щоб зберегти цілісність ценозу. Разом з тим, чим подібніші еконіші видів, тим сильніша між ними конкуренція (закон Гаузе). Тому упакування еконіш видів у екопростір біотопу нагадує принцип пружини: чим сильніше її упакувати тобто стискати, тим сильніший ефект відштовхування, а чим сильніший ефект відштовхування, розтягування пружини, виводити поза межі оптимального стану, тим більше вона притягується (Дідух, 2008). Але такий коливальний стан характеризує лише відношення між видами, яке не є постійним, оскільки ценоз (біотоп) змінюється, розвивається, що є неодмінним атрибутом його існування. Такий розвиток зумовлений тим, що ценоз, на відміну від виду, не відтворює собі подібного, а спрямований на зміну відповідно до зміни впливу зовнішніх чинників.

Складність оцінки поведінки змін екосистем визначається трьома факторами:

- нелінійним підсиленням малопомітної властивості певного фактора, що різко підсилює його дію;
- появою нових «адвентивних» чи елімінацією нативних елементів (видів) або рекомбінацією зв'язків між існуючими, коли позитивна взаємодія між видами може змінитися на негативну, конкуренцію;

- непередбачуваністю біфуркацій, що викликає якісну зміну стану екосистеми, її збурення.

Одним із проявів такого збурення в ценозах можуть бути адвентивні види.

Входження «чужих», адвентивних елементів пояснюється з одного боку послабленням, недостатньо щільною упаковкою екопростору, що відбувається за умови різкої зміни впливу екофакторів. Поява «чужого» виду веде його адаптацію до відповідних умов, а в результаті – зміщення екопростору. Якщо вид, долаючи певні бар'єри, досягає рівня трансформера, то екопростір біотопу настільки змінюється, що найслабші елементи його втрачаються а натомість з'являються нові, що визначає подальший характер розвитку – синеволюцію (Дідух, 2008). При цьому можливо кілька шляхів розвитку, вибір яких відбувається на певних стадіях в точках біфуркації. У даному випадку це може залежати від того, який вид трансформера потрапляє у сферу даного екопростору і в подальшому впливатиме на взаємовідношення з іншими видами таким способом, що в одних випадках спричинюватиме підвищення їх ценотичної ролі, а в інших – пониженню і навіть елімінації.

Такі теоретичні постулати дуже важливі для розробки прогнозів зміни біотопів та поведінки видів.

2

ПРИРОДНІ УМОВИ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ І ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ

2.1. Коротка фізико-географічна характеристика

Українські Карпати – велика і своєрідна за своїми природними особливостями країна молодих складчастих альпійських гірських утворень. У межах України знаходиться північно-східна, звужена частина гірської дуги, що простягнулася з північного заходу на південний схід. Довжина сектору від верхів'їв р. Сану до верхів'їв р. Сучави становить близько 240 км, ширина від 100 до 110 км, площа близько 27 тис. км². З північного сходу до гірської дуги прилягає генетично пов'язаний з нею передгірний прогин з інверсійним височино-рівнинним рельєфом (Передкарпатська підвищена рівнина), що фактично обмежується долиною р. Дністер. З південного заходу до Карпат прилягає Закарпатська низовина.

Межу між Карпатською гірсько-складчастою ліською країною та Східноєвропейською рівнинною країною умовно проводять по лінії, яка з'єднує міста Судова Вишня – Комарне – Миколаїв – Жидачів – Івано-Франківськ – Чернівці. У цьому регіоні вона розділяє окраїнні частини кліматичних лісостепових і лісових рівнин Руської платформи та передгірні лучно-широколистянолісові рівнини Прикарпаття (Воропай, Куниця, 1966; Природа..., 1968; Украинские..., 1988; Міллер, Федірко, 1990).

Орографічна специфіка Карпат зумовлена гірським рельєфом. Вклинившись у широтну рівнинну зону, гори розділяють її на два сектори: північно-східний Волино-Подільський та південно-західний Угорський. Гірська система, зумовлюючи формування помірно континентального, достатньо і надмірно вологого клімату, порушує широтно-зональні процеси формування і розміщення ландшафтів, сприяє розвитку тут азональних та інтразональних природних комплексів. На фоні широтних лісових відкритих ландшафтів, Карпати різко виділяються у вигляді чітко окресленого гірського, холодного, добре зволоженого лісового «острова» (Украинские..., 1978; Природа..., 1985).

За висотним спектром Українські Карпати належать

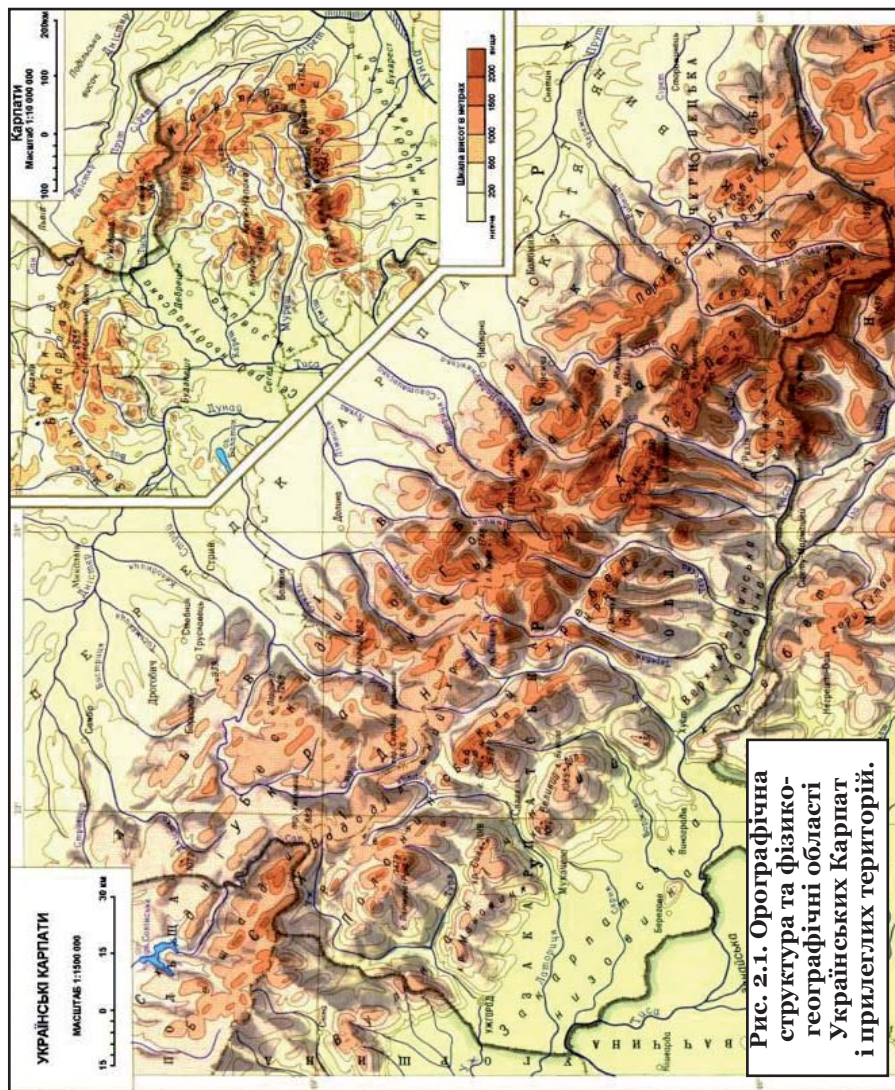
до середньогір'їв, найвищою вершиною яких є г. Говерла (2061 м н. р. м.), при цьому абсолютні та середні висоти поступово знижуються на північний захід. У висотному відношенні тут виділяється сім фізико-географічних областей: Передкарпатська височина, Зовнішні Карпати, Вододільно-Верховинська, Полонинсько-Чорногірська, Рахівсько-Чивчинська, Вулканічні Карпати та Закарпатська низовина (рис. 2.1), які представлені системою хребтів, відмежованих долинами (Маринич та ін, 1978).

У цілому, Карпати є молодією гірською системою, яка перебуває на сучасному етапі Альпійського орогенезу, хоча в їх будові у вигляді кристалічного ядра фіксуються рештки більш давніх (герцинського і навіть каледонського) етапів горотворення.

Сучасних геоморфологічних рис Українські Карпати набули внаслідок неотектонічних рухів та денудаційних процесів, якими створені поверхні вирівнювання, річкові долини, льодовикові, ерозійні, карстові форми рельєфу. У рельєфі Українських Карпат більшість дослідників виділяє *чотири поверхні вирівнювання*: полонинську пізньоміоценову-ранньоміоценову (1700–2000 м н. р. м.), бескидську тортонську (800–1400 м н. р. м.), покутську сарматську (450–730 м н. р. м.), лоївську пліоценову (375–400 м н. р. м.) (Природа..., 1968; Украинские..., 1988; Природа..., 1985; Міллер, Федірко, 1990). Вертикальна морфоструктурна зональність виявляється в наявності реліктового пенеплену у верхньому гірському ярусі, пологих денудованих схилів у середньому, добре видимих терасових рівнів у нижньому. У плейстоцені найвищі гірські масиви (Рахівські гори, Чорногора, Полонинський хребет) зазнавали зледеніння. Тут збереглися реліктові гляціальні форми: кари, цирки, озерні улоговини, моренні вали, конуси виносу. Зі зледенінням пов'язані перигляціальні утворення у вигляді кам'яних розсипів на схилах.

Геологічна будова, завдяки розміщенню на межі Руської платформи та Середземноморської геосинклінальної області, визначається зональністю (смугастістю) основних оро-тектонічних структур, ускладнених поздовжніми та поперечними розломами з горизонтальними та вертикальними зміщеннями блоків. Власне Карпати являють собою складний мегантиклінорій, утворений із двох антикліноріїв, розділених синклінальною структурою, які розміщені у вигляді поздовжніх зон (Круглов, Максимов, 1968).

Внутрішня антиклінальна зона (Внутрішній антиклінорій) ви-



явлена в Українських Карпатах північним крилом (Магурська зона) і осьювою частинною (Мармароська зона). Південне крило круто занурюється і зрізується розломами. Магурська зона складає більшу частину південного макросхилу Карпат, а в басейні р. Черемош переходить через вододіл і на північний схил. У рельєфі ця зона проявляється у вигляді Полонинського хребта і масивів Свидівця та Чорногори. У геологічній будові беруть участь верхньокрейдові відклади, особливо черемиська серія (чорні сланці, кварцитоподібні масивні пісковики із проверстками мергелів). Для зони характерні великі широкі складки, ускладнені дрібною складчастістю і насувами, нерідко з перекиданням складок на північний схід. Антикліналі утворюють систему складок, розбиту поздовжніми розломами на низку смуг, що мають характер насувів із крутими поверхнями.

Осьова частина (ядро) виявлена залишковим Рахівським масивом, складеним кристалічними і метаморфічними породами. Він є продовженням Мармароського масиву, розміщеного переважно в Румунії. Докембрійське і палеозойське ядро масиву перекрите осадовими відкладами тріасу і юри та крейдовим і палеогеновим флішем. Північна межа пролягає від верхів'я Білого Черемошу до Білої Тиси, на північ від Рахова по середній течії р. Шопурка. Тектоніка масиву складна.

Вздовж межі з Магурською зоною простягається смуга кліперів, тобто екзотичних карбонатних скель, які надають мальовничості та надзвичайної цінності з огляду на збереження біорізноманіття. Зона має переривчастий характер, простягнулась двома основними смугами від р. Латориця до р. Тересва, та у вигляді «островів» на Чивчинському і Чорнодільському хребтах.

Зона Вулканічних Карпат сформувалась на контакті власне гірських складчасто-брилових структур Панонської плити в зоні глибоких розломів. Вога представлена відокремленими денудацією вулканічними конусами, складеними продуктами неодноразових вулканічних вивержень. Біля м. Берегово конуси утворюють ареал низького дрібногір'я. Від Карпат відділяються декількома міжгірними западинами, зокрема Солотвинською.

Річкові долини, що доволі густо розчленовують гірські хребти, змодельовали характерні риси рельєфу кожної з виділених зон. Водні потоки відпрепарували структурні елементи, виділивши в рельєфі гірські хребти, розділені зниженнями. Значну

роль у формуванні рельєфу відіграють також обвали, зсуви, процеси фізичного та хімічного вивітрювання порід, соліфлюкція. З цих причин вділяється низькогірний ерозійно-денудаційний рельєф, середньогірний ерозійно-денудаційний рельєф, нагірний альпійських рельєф, гірський вулканічний. Для всіх річок, особливо магістральних, характерним є комплекс терасових рівнів, кількість та конкретні висоти яких коливаються в залежності від геологічної будови та історії тектонічного розвитку. Як правило, низькі тераси виповнюють собою днища долин, де розміщені основні населені пункти, транспортна інфраструктура, господарсько-промислові споруди. Середні та високі тераси збережені слабше і фіксуються за деякими ознаками.

Передгірний рельєф формувався внаслідок постійного виносу уламкового матеріалу з гірських районів, тому в більшості випадків має цілком флювіальний генезис. Практично всі передгірні рівнини представлені різно-терасовими рівнями, виповненими гравійно-галечниково-піщаним алювієм, пізніше перекритими суглинками.

Ґрунтовий покрив Українських Карпат досить строкатий, що зумовлено різноманітністю материнських порід, складністю рельєфу та характером зволоження. На більшій частині території Українських Карпат ґрунтоутворення відбувається в основному за буроземним типом, важливе місце займає також підзолистий тип ґрунтоутворення, що пов'язано з інтенсивним промиванням (Природа..., 1986; Милкіна, 1988).

В Українських Карпатах виявляється вертикальна зональність ґрунтового покриву. Вона неоднакова на південно-західних і північно-східних макросхилах. У Передкарпатті в умовах достатнього зволоження на важких делювіальних суглинках сформувалися дерново-підзолисті поверхнево-оглеєні ґрунти. Вище, до 1200–1400 м н. р. м., поширені бурі гірсько-лісові ґрунти. На низькогірних хребтах розвинулись бурі лісові ґрунти, які мають потужний профіль з ознаками опідзолення. На крутосхиловому Полонинському хребті бурі ґрунти не опідзолені, малорозвинені, щебенюваті. Під буковими і ялиново-буковими лісами сформувалися типові буроземи. Вище 1600 м під субальпійськими луками розвинулись гірсько-лучні, місцями гірсько-торфові ґрунти. На південно-західних передгір'ях в умовах теплого і вологого клімату, глибокого промивання на продуктах вивітрювання вулканіч-

них порід сформувалися родючі буроземно-підзолисті ґрунти. На Закарпатській низовині в умовах неглибокого залягання ґрунтових вод, достатнього атмосферного зволоження, під первинною лучною рослинністю і вторинними дібровами розвинулись дернові опідзолені ґрунти, а на знижених ділянках – мулистоболотні та торф'яно-болотні ґрунти, які значною мірою меліоровано.

Відповідно до висотно-зональних кліматичних поясів у Карпатах сформувалося декілька висотно-ґрунтових зон і підзон (Природа..., 1986).

Зона дернових сірих лісових опідзолених ґрунтів, дерново-опідзолених глейових та болотних ґрунтів, що займає низовинні (до 200 м н. р. м.) й остепнено-лучно-лісові рівнини Прикарпаття і Закарпаття.

Зона дерново-підзолистих, поверхнево-оглеєних ґрунтів, що розвиваються в межах передгірних височин (300–500 м н. р. м.) Прикарпаття і Закарпаття.

Зона гірських бурих лісових ґрунтів, що охоплює низькогір'я і середньогір'я Карпат (500–1600 м). У межах зони чітко виділяються три висотні ґрунтові підзони:

- дерново-буроземних глеюватих ґрунтів;
- бурих лісових ґрунтів;
- гірсько-підзолистих ґрунтів.

Зона гірсько-лучних ґрунтів карпатського високогір'я із двома підзонами:

- торфово-підзолистих ґрунтів;
- торфово-лучних і торфових ґрунтів.

У залежності від висотного діапазону висот зазначений спектр у повному об'ємі проявляється лише стосовно найвищих хребтів. У місцях з інверсійним ходом температур і порушеною рослинною зональністю (наприклад, на південних схилах Вододільного і Полонинського хребтів) розміщення ґрунтових зон також має дещо інверсійний характер.

Ландшафтна структура Карпат зумовлена складною взаємодією окремих компонентів протягом історичного розвитку регіону, що призвело до формування гірських та передгірних ландшафтів. Українські Карпати є частиною гірської Карпатської фізико-географічної країни. В її межах виділяється північно-східний, знижений регіон, що належить до фізико-географічної провінції Східних, або Лісистих, Карпат. Основною рисою, як і кожної

гірської системи, є висотно-зональна диференціація ландшафтів та їх структурних одиниць нижчого таксономічного рівня. Ландшафти одного типу концентруються в певному діапазоні висот і утворюють ландшафтну висотну зону, підтипи ландшафтів – підзону. Уся велика різноманітність ландшафтів Українських Карпат і прилеглих рівнинних територій об'єднується в шість типів, які утворюють п'ять ландшафтних зон (Природа..., 1985; Украинские..., 1988).

1. Тип височино-рівнинних лісо-лучно-степових ландшафтів теплого помірно вологого клімату, опідзолених чорноземів і сірих лісових ґрунтів.
2. Тип передгірних широколистяно-лісових лучно-орних ландшафтів помірно теплого вологого клімату з дерново-підзолистими поверхнево оглеєними ґрунтами.
3. Тип гірсько-лісових ландшафтів помірного і помірно холодного клімату та бурих ґрунтів:
 - а) підтип низькогірних широколистяно-лісових ландшафтів помірного, надмірно вологого клімату, переважання бучин і дерново-буроземних ґрунтів;
 - б) підтип середньогірних широколистяно-хвойнолісових ландшафтів прохолодного, надмірно вологого клімату, ялиново-букових лісів і бурих ґрунтів;
 - в) підтип середньогірних хвойнолісових ландшафтів помірно холодного надмірно вологого клімату, ялинових лісів і підзолисто-буроземних ґрунтів.
4. Тип високогірних лучно-чагарникових ландшафтів холодного надмірно вологого клімату і гірсько-лучних ґрунтів:
 - а) підтип субальпійських лучно-чагарникових ландшафтів менш холодного клімату, торфовисто-підзолистих ґрунтів і рідколісся в добре захищених долинах;
 - б) підтип альпійських чагарничково-лучних ландшафтів більш холодного клімату, торфово-лучних ґрунтів і літніх сніговиків у давніх льодовикових карах.

Отже, висотно-зональна структура ландшафтів Українських Карпат складна і своєрідна. Її можна виділяти в особливий східнокарпатський тип «гофрованої» структури, яка найбільш яскраво вказує на необхідність вважати Східні Карпати самостійною фізико-географічною провінцією Карпатської гірської країни.

На основі такої типізації ландшафтів було розроблено райо-

нування, що відображає різноманіття фізико-географічних умов (Природа..., 1985; Маринич та ін., 2003).

Передкарпаття, якому відповідає Передкарпатський прогин, представлено ландшафтами: передгірні акумулятивно-денудаційні височини; низькотерасні слабо-дреновані рівнини із глейовими дерновими і дерново-підзолистими ґрунтами, покритими дубовими і дубово-грабовими лісами; високотерасні розчленовані рівнини з дерново-підзолистими ґрунтами; глибоко розчленовані рівнини з дерново-середньопідзолистими ґрунтами, вкриті грабово-буковими лісами, денудаційні увалисто-грядові височини з сірими лісовими ґрунтами, покриті дубовими і дубово-грабовими лісами та інші.

Область Зовнішніх Карпат, приурочена до Скибової і частково Дуклянської зон, характеризується низько- і середньогірськими ландшафтами, що розвинулися в умовах прохолодного і вологого клімату. Поширені крутосхиліві низькогір'я з буроземними щербенюватими ґрунтами під буковими, буково-дубово-ялиновими і ялицево-буковими лісами. Для середньогірських ландшафтів на крутосхилах Горган типовими є смерекові ліси з сосною і модриною на буроземних і буроземно-підзолистих ґрунтах і криволісся з гірської сосни, ялівцю, зеленої вільхи, а також субальпійські луки на гірсько-лучних і оторфованих ґрунтах.

Вододільно-Верховинська область відповідає в основному Кросненській зоні. Переважають структурно-ерозійні полого-схиліві низькогірні ландшафти з дерново-буроземними і бурими ґрунтами під ялиновими, ялицево-буковими лісами і вторинними луками, що сформувалися в умовах помірно холодного клімату.

Полонинсько-Чорногірська область відповідає Чорногірській, Свидовецькій і Буркутьській зонам. Це найвища частина Українських Карпат. Область відрізняється найбільшою зволоженістю (за рік випадає понад 1300–1500 мм опадів) і чіткою вертикальною поясністю ландшафтів. Крутосхиліві середньогір'я (до висоти 1000–1200 м н. р. м.) покриті буковими і ялиновими лісами на буроземно- і дерново-буроземних ґрунтах. Вище, до 1500 м, поширені смереково-букові ліси на гірсько-лісових бурих ґрунтах, що змінюються сосновим і вільховим криволіссям. Субальпійські лучні ландшафти (полонини) займають найбільші площі на висотах 1500–1800 м. Найвищі частини хребтів, особливо на Чорногорі, зайняті субальпійськими ландшафтами.

Рахівсько-Чивчинська область приурочена до Марамароської та Рахівської зон. В її ландшафтній структурі переважають різко розчленовані середньогір'я з буроземними опідзоленими щебенюватими ґрунтами під ялиновими лісами і вторинними луками на верхній межі лісу. До висоти 1700–1800 м н. р. м. – пояс з гірської сосни, зеленої вільхи, ялівцю сибірського. У субальпійському лучному поясі домінують вторинні щільнодернинні злаки й осоки. У верхів'ях річок сформувалися гірсько-котловинні і долинно-терасові вологі лісо-лучні комплекси.

Область Вулканічних Карпат приурочена до зони глибинного розлому, що відокремлює Закарпатський прогин від складчастих Карпат з виходами на поверхню верхньопліоценових ефузивів і відповідає Магурській зоні. В умовах теплого і вологого клімату сформувалися низькогірні широколистяно-лісові й улоговинні лісо-лучні ландшафти. Поширені дубово-букові і дубові ліси під бурими лісовими і глейовими ґрунтами.

Область Закарпатської низовини відповідає Закарпатському прогину, характеризується теплим і вологим кліматом. Переважають ландшафти низькотерасових слабо-дренованих рівнин з дерновими опідзоленими глейовими, лучно-болотними та болотними ґрунтами під дубовими і чорно-тополевіми лісами, значні площі займають луки.

Такий рельєф, геологічна будова, гідрографічна мережа, ґрунти, ландшафтні особливості тісно пов'язані з кліматом, рослинним і тваринним світом.

2.2. Клімат Карпат і тенденції його змін

2.2.1. Загальна характеристика клімату Карпат

Клімат Карпат формується під впливом складної взаємодії радіаційного режиму і процесів атмосферної циркуляції, характер прояву яких зумовлений географічним положенням і особливостями підстилаючої поверхні. Для Карпат характерні висотні зміни клімату, що визначаються орографічною структурою хребтів, які, простягаючись уперек адвекції атлантичних та континентальних течій атмосферного повітря, впливають на регіональний перерозподіл температури і вологи (Андріанов, 1968; Милкіна, 1988). Головними характеристиками клімату є температурний режим, кількість опадів, вологість повітря, а також напрямки переміщення повітряних мас.

До поверхні Карпат та прилеглих територій протягом року надходить 6700 МДж/м² сонячної енергії. Проте, тут формується велика хмарність, особливо в холодний період року. Так, у грудні та січні повторюваність похмурого неба становить 60–80 %, влітку 50–60 %. Тому тривалість сонячного сяяння в Карпатах становить незначну частку (18–30 %) від потенційно можливого в цих широтах. З цієї причини кількість сонячної енергії в Карпатах скорочується до 3770 МДж/м², Передкарпатті – 4106 і на Закарпатті – 4399. З цієї кількості лише 75–90 % забирає підстилаюча поверхня, решта відбивається в атмосферу. Положення Карпат у південних широтах помірного поясу й особливості циркуляції атмосфери визначають загальний, досить великий запас тепла.

Радіаційний баланс, який відображає різницю між поглинутою сумарною радіацією й ефективним випроміненням земної поверхні, тобто визначає формування та розподіл екосистем, змінюється паралельно гірським хребтам, відхиляючись від широтного напрямку на рівнині. У гірських районах і на північно-східних схилах Карпат, відмічаються мінімальні для України річні значення сумарної та поглиненої радіації, ефективного випромінення і відносного мінімуму радіаційного балансу. У цілому річний радіаційний баланс позитивний і становить для прилеглих рівнинних територій 2000–2100 МДж/м², у гірській частині – 1500–1850, на Водороздільному хребті – 1500–1600, на Чорногірському – 1250–1300 МДж/м² на рік, з яких близько 840–1050 витрачається на випаровування і близько 630–840 на нагрівання повітряних мас (Національний..., 2012).

Максимальну кількість променевої енергії сонця поверхня отримує в червні–липні – до 344 МДж/м², а у грудні–лютому – негативний (до 75 МДж/м²). При цьому в гірських районах тривалість сонячного сяяння значно скорочується (в Ясині вона на 400 годин менше, ніж у Чернівцях), натомість збільшується альbedo – кількість випромінюваної енергії, яка втрачається для перебігу різноманітних процесів у ландшафтах. Радіаційний баланс середньовисотного поясу Карпат за теплий період нижчий на 168 МДж/м², ніж у Прикарпатті; в зимовий час різниця ще відчутніша. На висотах понад 1400 м радіаційний баланс у цілому за рік скорочується до 645 МДж/м² (Антонов, 1993).

Циркуляційні процеси над Карпатами, що знаходяться в центрі Європи, надзвичайно складні і різноманітні. У середніх широтах тропосфери панує західний перенос повітряних мас.

У нижчих шарах – режим циркуляції складається під впливом основних баричних центрів дії – Азорського і Сибірського максимумів, Ісландської та Середземноморської областей пониженого тиску. Загальна картина циркуляції різко змінюється під дією складних орографічних умов.

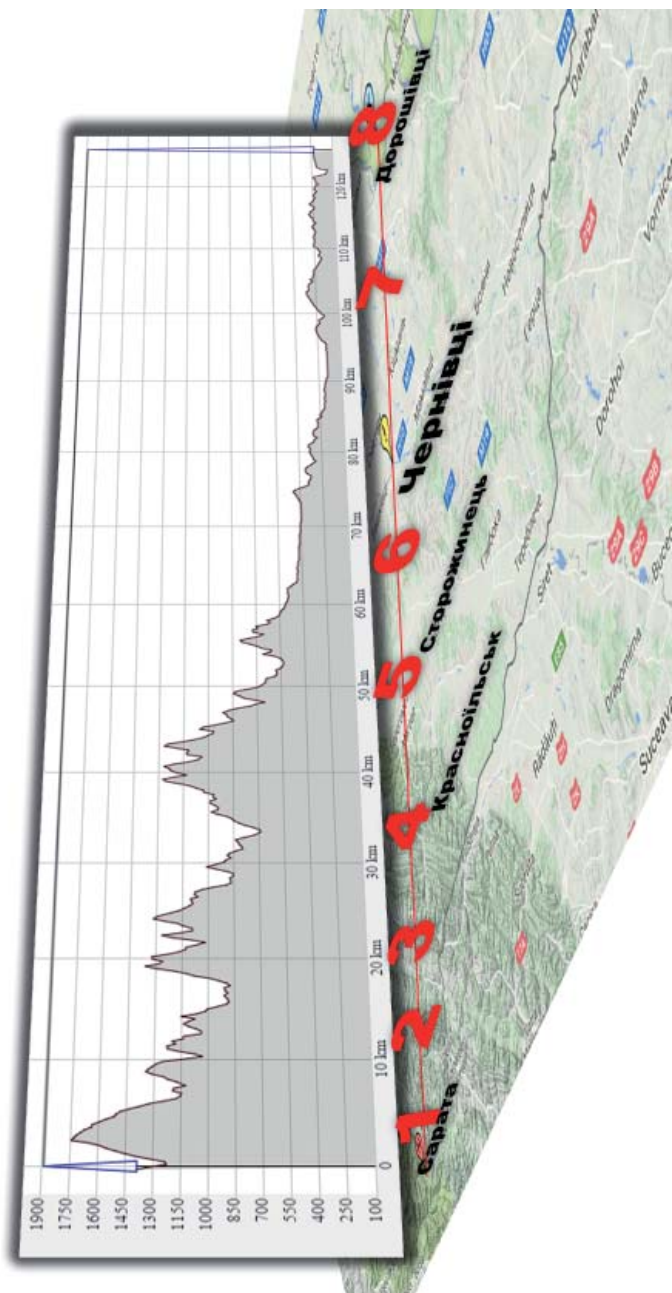
Співвідношення між температурою та опадами протягом сезону відображається на основі кліматодіаграм Вальтера, де видно відсутність періоду засухи і достатню зволоженість протягом сезону у всіх висотних поясах (рис. 2.2).

У холодний період (з жовтня по травень) територія Карпат падає під дію північної периферії потужного відроду Сибірського антициклону, завдяки чому тут переважає східний та північно-східний перенос. У теплий період гори захоплює відріг Азорського максимуму, тому тут панує західний і північно-західний перенос. Таким чином, Карпати протягом року перебувають переважно у смузі підвищеного тиску.

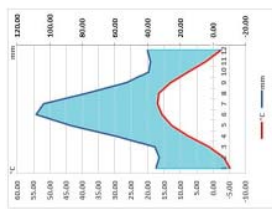
На загальну картину розвитку циркуляційних процесів накладається вплив орографічної структури, яка визначає особливості місцевого клімату. Вплив гір різноманітний. Насамперед, гірський бар'єр затримує повітряні маси і змінює напрямок їх руху. Західні, атлантичні маси рухаються паралельно вздовж гірської системи, майже не затримуючись нею. Південно-західні середземноморські і північно-східні арктичні й континентальні повітряні маси, як правило, рухаються перпендикулярно до гір, але із протилежними погодними наслідками. Так, теплі південно-західні маси долають хребти, залишаючи на схилах цієї експозиції достатню кількість вологи, і приносять тепле повітря в Передкарпаття з меншою кількістю вологи. Північно-східні холодні маси, що рухаються Східно-Європейською рівниною в нижньому шарі, часто затримуються гірською системою і, втрачаючи рухливість, визначають протягом тривалого часу холодну, морозну погоду (Антонов, 1993).

В Українських Карпатах з висотою помітно змінюються термічний режим і режим зволоження. Тож, тут чітко проявляється висотна кліматична поясність. За М. С. Андріановим (1968), у цьому регіоні виділяються наступні висотно-кліматичні зони:

- закарпатська зона дуже теплого, помірно вологого клімату;
- прикарпатська зона теплого, помірно вологого клімату;

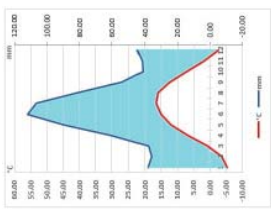


Білобреска (813 м н. р. м.) – Усть-Пугида (955 м н. р. м.) – Долишній Шенг (914 м н. р. м.) – Фальків (662 м н. р. м.) – 709,5 mm
6,96 °C



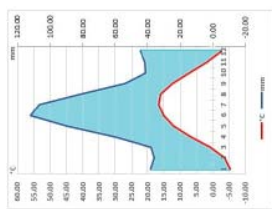
4

Дорошівці (227 м н. р. м.) – Василів (144 м н. р. м.) – Ренуженці (159 м н. р. м.) – Михалчівце (299 м н. р. м.) – Унжк (202 м н. р. м.) – Петрів (305 м н. р. м.) – 647,83 mm
8,23 °C



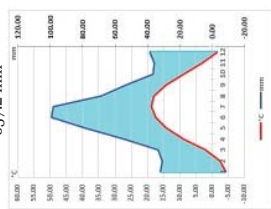
8

Селятин (820 м н. р. м.) – Плоска (1028 м н. р. м.) – Рижак (819 м н. р. м.) – Пугида (702 м н. р. м.) – Кривиня (727 м н. р. м.) – Липці (755 м н. р. м.) – Устеркія (511 м н. р. м.) – 742,7 mm
6,43 °C



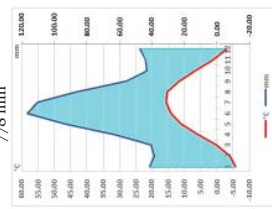
3

Кадубівці (262 м н. р. м.) – Покоришівка (246 м н. р. м.) – Гаврилик (258 м н. р. м.) – Жабобруки (273 м н. р. м.) – Чорнотичівце (240 м н. р. м.) – Герасимів (217 м н. р. м.) – Осередівце (269 м н. р. м.) – 657,2 mm
8,16 °C



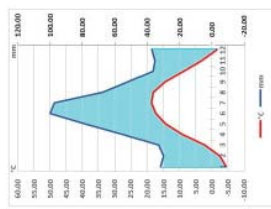
7

Дземброня (953 м н. р. м.) – Зелене (43 м н. р. м.) – Замковце (1238 м н. р. м.) – Колошівка (1380 м н. р. м.) – Пилипчій Львівськ (878 м н. р. м.) – Верхній Ялівцьк (1068 м н. р. м.) – Вишчяла (1109 м н. р. м.) – 577 °C
778 mm



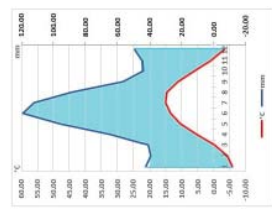
2

Заболотів (235 м н. р. м.) – Трійця (292 м н. р. м.) – Лыць (267 м н. р. м.) – Спаська (404 м н. р. м.) – Бойниця (194 м н. р. м.) – 653,4 mm
8,28 °C



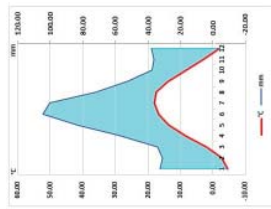
6

Піп Іван (1916 м н. р. м.) – Буркут (939 м н. р. м.) – Сарата (1125 м н. р. м.) – Явірник (871 м н. р. м.) – 797 mm
5,3 °C



1

Банілів Підтриній (430 м н. р. м.) – Веретомет (467 м н. р. м.) – Вишчяла (356 м н. р. м.) – Шенюрі (640 м н. р. м.) – Красноільськ (440 м н. р. м.) – 677 mm
7,71 °C



5

Рис. 2.2. Гісометричний профіль та кліматодіаграм Вальгера для полігонів північно-східного макросилі Карпат. Полігон 1 «Сарата – Буркут», Полігон 2 «Дземброня – Вишчяла», Полігон 3 «Селятин – Устеркія», Полігон 4 «Усть-Пугида – Білобреска», Полігон 5 «Банілів – Красноільськ», Полігон 6 «Заболотів – Спаська», Полігон 7 «Прут – Дністер», Полігон 8 «Дністровський Каньйон»

- передгірна зона помірного, волого клімату;
- низькогірна зона помірного, досить волого клімату;
- середньогірна зона прохолодного, волого клімату;
- середньогірна зона помірно холодного, надмірно волого клімату;
- високогірна зона холодного, надмірно волого клімату.

2.2.2. Гідротермічна характеристика

Найбільше значення для формування ландшафтів і забезпечення життєдіяльності живих організмів мають температурні умови та режим зволоження.

Клімат прилеглих до Карпат передгірних рівнин і низькогір'я в основному помірно теплий. Однак такий загальний термічний фон різко змінюється під впливом орографії. Зі збільшенням висоти місцевості зменшується температура повітря (рис. 2.3), при цьому вертикальний температурний градієнт коливається від

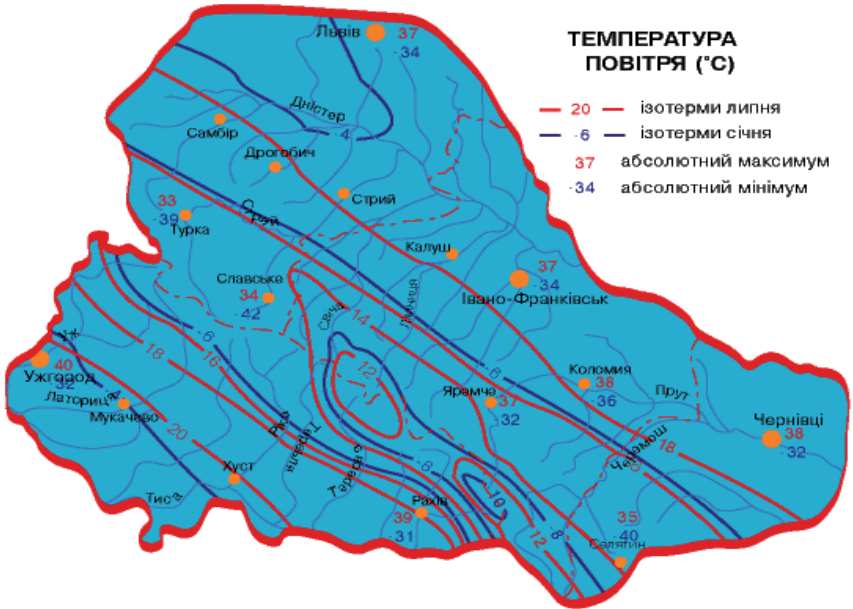


Рис. 2.3. Розподіл липневих та січневих ізоTERM у Карпатах (за: Воропай, Куниця, 1966).

0,7–0,8 °C на 100 м висоти в теплий період року до 0,3–0,5 °C у зимовий. Так, середні річні температури повітря в передгір'ї становлять 7–8 °C тепла, в той час як на вершинах Свидівця і Чорногори лише близько 0 °C.

З висотою істотно зростає тривалість періоду з негативним радіаційним балансом і від'ємними середньомісячними температурами. Якщо на Закарпатті холодний період триває 2,5 місяці, а у Прикарпатті – 3 (грудень–лютий), то у горах вище 800–1000 м н. р. м. вже 5 місяців (листопад–березень). Взимку в горах розподіл температури часто має інверсійний характер: до котловин і вузьких долин стікається й акумулюється холодне щільне повітря, в той час як температура повітря на прилеглих схилах гір та вершинах буває значно вищою.

В аспекті оцінки впливу клімату на зміни екосистем важливе значення мають різні складові, що відображають гідротермічний режим, серед яких радіаційний режим, температура, опади, вологість повітря. Саме на основі них розраховуються показники терморезимув, кріорезимув, континентальності, омброрезимув, сума активних температур, період вегетації й інші, що зумовлюють розвиток і поширення біоти, а відтак функціонування екосистем.

Гірські системи, що характеризуються високим градієнтом гідротермічного режиму, є вдалою моделлю для розрахунків відповідних кліматичних показників, на основі яких встановлюється характер кореляції з бальними показниками, які ми використовуємо при застосуванні методики синфітоіндикації. У результаті таких розрахунків вдається перевести відносні бальні показники в абсолютні шкали, що дозволяє використовувати фітоіндикаційні дослідження в суміжних дисциплінах, зокрема кліматології, географії й інших.

На основі опублікованих даних метеостанцій Українських Карпат, розташованих на різних висотах від найвищої Пожижевська (1430 м н. р. м.) та Плай (1331 м) до Закарпатської низовини та Прикарпаття і Придністров'я нами проведені відповідні розрахунки показників (табл. 2.1) та побудовані графіки. При цьому відмітимо, що такі дані метеостанцій іноді досить відрізняються, що, можливо, пов'язано з відображенням різних часових проміжків (Бучинський, 1964; Андріанов, 1968; Бучинський та ін., 1971; Геренчук, 1973, 1981; Костів, Петрів, 2004; Муха, 2008; Москальчук, 2009; Сопушинський, Мельник, 2013;).

Таблиця 2.1
Основні характеристики гідротермічного режиму клімату Карпат

Пункт спостереження	Вис	Пн.ш	Г'єр	Г'л	Г'вп	АТІ-VII	Кп ⁺	Кп-I	T > 10°C	Дні	P	OmiV	Om	Omm	Mo...Om
Говерла*	2061	48.09	0.8	-8.5	7.9	16.4	103.3	17.1	665	33	1416	1071.2	4.1	87.6	8.9
Пожижевська	1430	48.15	2.8	-6.2	11.9	18.1	113.9	20.9	1386	81	1418	1017.7	3.5	67.6	6.6
Плай	1331	48.66	2.6	-6.0	11.0	17.0	105.9	18.1	1499	89	1225	830.4	3.1	64.4	6.2
Новий Мізунь	764	48.53	7.1	-4.3	17.1	21.4	133.6	28.2	2147	132	764	230.2	1.4	46.4	4.1
Селятин	762	47.88	6.2	-7.6	14.3	21.9	146.8	29.8	2149	132	739	234.8	1.5	46.3	4.1
Ворохта	750	48.17	6.2	-5.3	16.0	21.3	134.0	28.2	2163	133	781	276.8	1.5	46.0	4.1
Мислівка	690	48.47	5.4	-5.5	16.5	22.1	138.2	29.8	2231	137	1188	709.3	2.5	44.0	3.9
Микуличин	600	48.23	6.3	-6.3	17.0	21.8	137.0	29.3	2334	144	753	245.5	1.5	41.2	3.5
Славське	592	49.85	5.2	-6.5	15.6	22.1	134.3	28.8	2343	145	1036	563.6	2.2	40.9	3.5
Турка	557	49.09	5.7	-5.9	16.0	21.9	135.2	28.9	2383	148	509	20.8	1.0	39.8	3.4
Усть-Пугиля	529	48.05	7.2	-4.8	17.4	22.2	140.0	30.3	2415	150	714	176.9	1.3	38.9	3.3
Долина	470	48.98	7.2	-4.3	17.4	21.7	134.3	28.5	2482	154	874	336.9	1.6	37.1	3.1
Сколе	436	49.02	7.0	-4.5	16.0	20.5	126.7	25.8	2521	157	750	219.6	1.4	36.0	2.9
Колюмия	295	48.54	7.3	-4.6	18.0	22.6	141.1	30.9	2682	167	699	158.6	1.3	31.5	2.4
Івано-Франківськ	260	48.55	7.6	-4.2	18.6	22.8	142.3	31.3	2722	170	667	116.5	1.2	30.4	2.3
Чернівці	242	48.27	7.9	-4.8	18.7	23.5	147.5	33.1	2743	171	652	91.3	1.2	29.8	2.2
Камінець-Подільський	217	48.69	7.8	-5.0	19.5	24.5	152.5	35.0	2771	173	600	42.7	1.1	29.0	2.1
Говерла	2061	48.09	0.8	-8.5	7.9	16.4	103.3	17.1	665	33	1416	1071.2	4.1	169.6	8.9
Турбат	1140	48.27	3.0	-7.8	13.8	21.6	135.6	28.8	1717	103	1275	868.9	3.1	108.0	5.5
Синевирська Поляна	772	48.35	4.4	-5.8	14.5	20.3	127.3	25.8	2137	131	1442	994.3	3.2	83.5	4.2
Брацл	750	48.29	4.4	-	-	21.0	131.8	27.4	2163	133	1464	1016.3	3.3	82.0	4.1
Ясня	645	48.15	6.1	-5.9	16.7	22.6	142.2	31.2	2282	141	898	397.0	1.8	73.0	3.7
Нижній Студений	615	48	5.5	-6.3	15.9	22.2	138.1	30.4	2317	143	1066	584.1	2.2	73.0	3.6

Продовження таблиці 2.1

Пункт спостереження	Вис	Пн.ш	Т°ср	Т°і	Т°VII	АТ-VII	Кп ⁻¹	Кп-I	Т > 10°С	Дні	P	Omlv	Omm	Mo....Om
Яремче	585	48.45	7.1	-3.3	16.6	19.9	124.5	24.8	2351	145	963	429.2	1.8	71.0
Руська Мокра	584	48.21	5.7	-6.0	16.2	22.2	139.5	30.2	2352	145	1507	1018.8	3.1	70.9
Усть-Чорна	525	48.19	6.3	-4.4	17.3	21.7	141.5	29.1	2419	150	1548	1040.5	3.1	67.0
Рахів	430	48.05	7.3	-4.8	18.0	22.8	143.8	31.7	2528	157	1212	671.6	2.2	60.6
Дубове	381	48.11	8.0		22.8	22.8	143.6	31.7	2584	161	1319	754.9	2.3	57.3
Великий Березний	210	48.9	8.2	-4.1	19.2	23.3	144.4	32.2	2779	174	824	253.0	1.4	45.9
Свалява	203	48.32	9.0	-3.1	19.3	22.4	140.5	30.6	2787	174	704	105.2	1.2	45.4
Хуст	164	48.18	8.8	-4.6	20.1	24.7	155.4	35.9	2832	177	987	395.2	1.7	42.8
Мукачеве	125	48.26	9.6	-2.7	20.0	22.7	142.5	31.3	2876	180	683	62.9	1.1	40.2
Виноградове	117	48.08	9.7	-2.8	19.9	22.7	143.1	31.5	2885	181	748	124.3	1.2	39.7
Берегове	115	48.2	9.8	-2.4	20.1	22.5	141.5	30.9	2888	181	666	38.7	1.1	39.6
Ужгород	113	48.63	9.3	-2.8	20.0	22.8	142.1	31.2	2890	181	748	138.6	1.2	39.4

Примітки: * - дані, отримано на основі розрахунків; Вис. - висота розташування метеостанції н. р. м.; Пн. ш. - північна широта розташування метеостанції; T_{cp} - середньорічне значення температури; T_{VII} - середня температура липня; АТ-VII - амплітуда температур між середньолітньою та середньосічневою; $K_{п-1}$ - показник континентальності Іванова; $K_{п-I}$ - показник континентальності Горчинського; $T > 10^{\circ}C$ - сума температур активної вегетації; Дні - кількість днів активної вегетації; P - середньорічна кількість опадів; Omlv - показник омброрежиму Іванова, мм; Om - показник омброрежиму Висоцького; Omm - показник омброрежиму Мо....Om - гідротермічний коефіцієнт Селянинова.

Однією з найважливіших характеристик клімату є терморезим, що оцінюється в показниках температури та радіаційного балансу. Останній відображає тепловий баланс атмосфери та земної поверхні на основі показників кількості тепла, яка протягом року припадає на одиницю поверхні з урахуванням витрат на поглинуту радіацію та випромінення. Тобто саме радіаційний баланс по суті визначає ту енергію, яка забезпечує функціонування біотичної компоненти й екосистем в цілому, шляхом її акумуляції і передачі по трофічних ланцюгах. Цей показник певною мірою може розглядатися як такий, що може бути використаний для оцінки термодинамічних процесів у екосистемах.

Показники радіаційного балансу, які відображаються в одиницях МДж/м^2 ($1 \text{ ккал/см}^2 = 41,9 \text{ МДж/м}^2$), зручні й тим, що на їх основі побудовані відповідні карти, які дають можливість оцінювати регіональні зміни, однак щодо висотного градієнту, то їх зміни недостатньо відображено в літературі, тому нами були проведені відповідні розрахунки, щодо залежності між змінами радіаційного балансу та висотою над рівнем моря. Такі розрахунки були потрібні ще і тому, що на їх основі побудовані екологічні шкали видів рослин за показниками терморезиму. На основі отриманих даних було встановлено, що між зміною цих показників існує прямолінійна залежність (рис. 2.4).

При цьому максимальні показники радіаційного режиму характерні для метеостанцій Закарпатської низовини (Берегове – 1851 МДж/м^2 , Ужгород – 1800), а на висоті 1900 м. н. р. м. становить лише 645 МДж/м^2 , тобто при піднятті на 100 м цей показник знижується на 67 МДж/м^2 .

Дуже важливою характеристикою є сума температур, при яких відбувається активна вегетація ($t > 10 \text{ }^\circ\text{C}$) та кількість відповідних днів. На основі даних (Бучинський, 1964; Андріанов, 1968; Бучинський та ін., 1971; Геренчук, 1973, 1981; Костів, Петрів, 2004; Муха, 2008; Москальчук, 2009; Сопушинський, Мельник, 2013;), що характеризують реперні станції, нами були розраховані такі показники для різних метеостанцій Карпат. Ці показники знижуються від $2823 \text{ }^\circ\text{C}$ (хоча на південних схилах біля Виноградова вони досягають $3600 \text{ }^\circ\text{C}$, а в Ужгороді за даними М. Б. Барабаша зі співавторами (2007), підвищилися в останні десятиліття від 3047 (1961–1990 рр.) до 3194 (2001–2005 рр.) до $938 \text{ }^\circ\text{C}$ на Пожижевській (1430 м. н. р. м.), а на вершині Говерли повинні

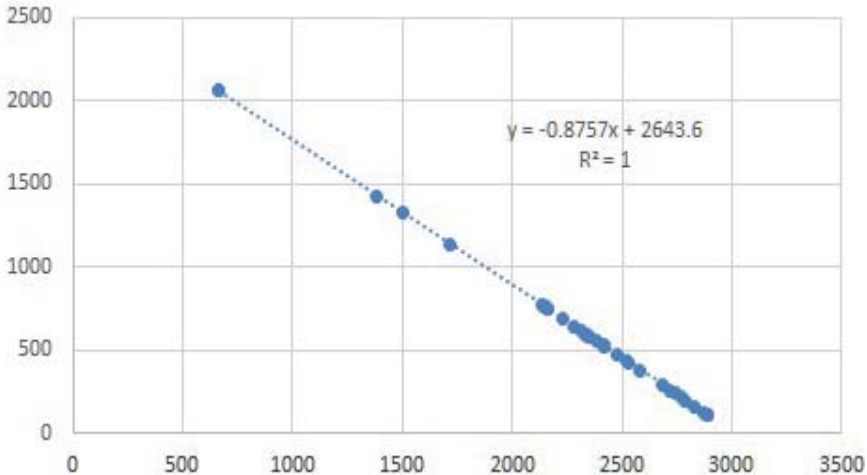


Рис. 2.4. Залежність між змінами радіаційного балансу (x) та висотою над рівнем моря (y).

становити лише 123 °С. Розраховано, що при піднятті на 100 м цей показник знижується на 143 °С, тобто майже на стільки, на скільки зросли ці показники на початку ХХІ ст. для м. Ужгород. Показники активних температур мають високий ступінь кореляції ($r = 0,947$) з показниками висоти над рівнем моря. Аналогічно зворотній кореляції ($r = 0,965$) характеризується між зміною висоти та кількістю днів активної вегетації. При цьому останні скорочуються на висоті 100–120 м від 181 дня, а на висоті 1430 м до 81 дня. На г. Говерла такий період триває лише більше місяця (33 дні). Тобто при піднятті на 100 м цей показник знижується на 7,6 днів, що суттєво впливає на розвиток біоти і визначає її висотний розподіл (рис. 2.5 і 2.6).

Одним зі складових температурних показників є кріорежим, що характеризується середньозимовими (середньосічевими) температурами та екстремальними їх показниками. Ці показники закономірно змінюються в залежності від висоти (рис 2.7). Як видно із графіка, середньосічеві температури на Закарпатті значно нижчі (–2,4 – –2,8 °С), ніж у Передкарпатті (–4,2 – –4,8 °С). Градієнт зміни цих температур для південно-західного макросхилу становить 0,6 °С, а для північно-східного – 0,5 °С на 100 м висоти.

Важливою характеристикою клімату є оцінка його континентальності (контрасторезиму), що визначається впливом площі

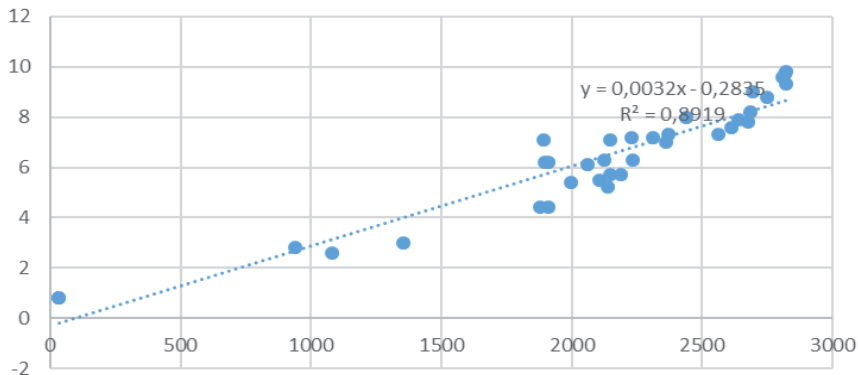


Рис. 2.5 Залежність між зміною суми температур активної вегетації (x) та середньорічних температур (y) в Карпатах.

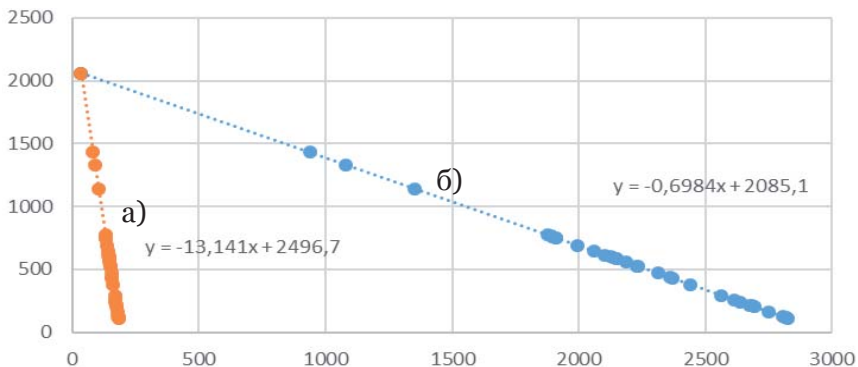


Рис. 2.6. Залежність між зміною кількості днів вегетації (а), сумами активних температур (б) та висотою над рівнем моря в Карпатах.

суші на атмосферу. Цей показник розраховується за методом М. М. Іванова ($K_n = A_p / 0,33 \cdot \varphi \cdot 100$, або за методом Л. О. Горчинського ($1,7A_p / \sin \varphi$) - 20,4, де A_p – різниця між середньомісячним показником найтеплішого (липень) та найхолоднішого (січень) місяцями, а φ – показник північної широти. У результаті підрахунків ми отримуємо різні значення, проте вони достатньо корелюють між собою (рис. 2.8–2.10). Розраховані нами показники на основі метеостанцій Карпат свідчать, що їх амплітуда становить 40-50 % (від 103,3 % (г. Говерла) до 152,5 % (м. Кам'янець-Подільський) (217 м. н.р.м.)) на північному схилі і до 141,5 %

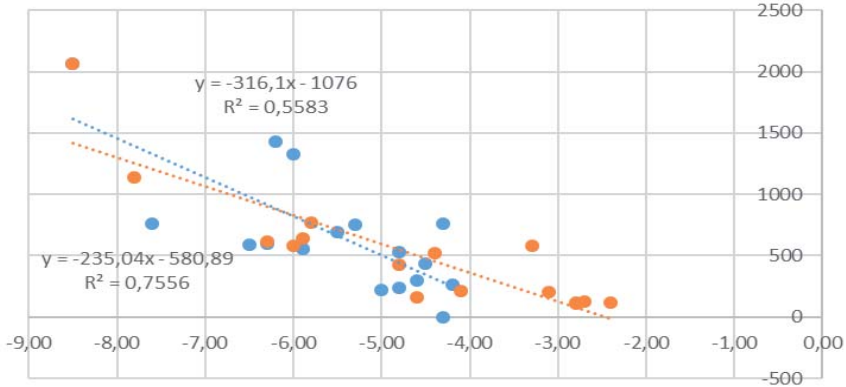


Рис. 2.7. Зміна показників кріорежиму (середньосічневих температур (x)) у Карпатах залежно від висоти над рівнем моря (y)

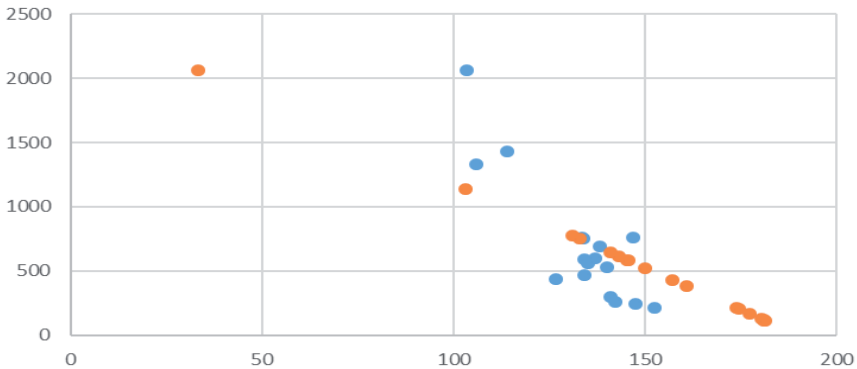


Рис. 2.8. Зміна показників континентальності клімату (%) Карпат залежно від висоти над рівнем моря

(м. Берегове 115 м н. р. м.) на південно-західному макросхилі, тобто клімат змінюється від субокеанічного до субконтинентального; на 100 м висоти континентальність знижується відповідно на 2,5 і 2,0 %, тобто градієнт континентальності північно-східного схилу вищий, ніж південно-західного. Було встановлено прямолінійну залежність між зміною цього показника і висотою над рівнем моря та середньорічними, середньолипневими і середньосічневими температурами.

Іншим компонентом клімату є опади, зокрема їх висотний, регіональний та сезонний розподіл. Річна кількість опадів у Кар-

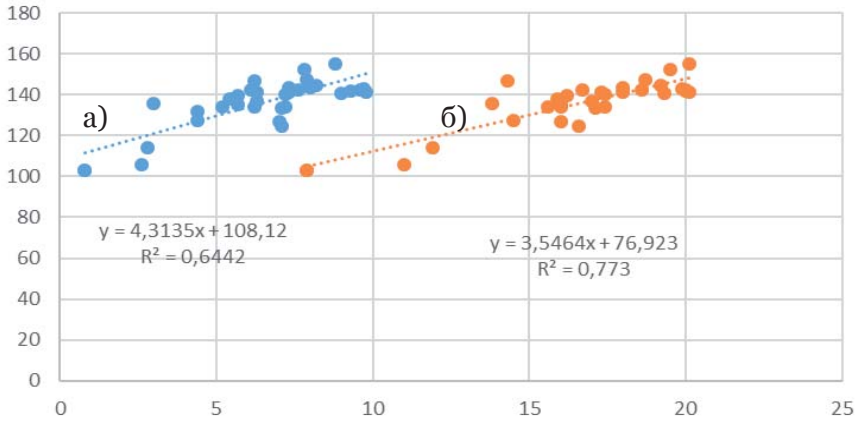


Рис. 2.9. Зміна показників континентальності клімату (y) залежно від середньорічних (а) та середньоліпневих (б) температур.

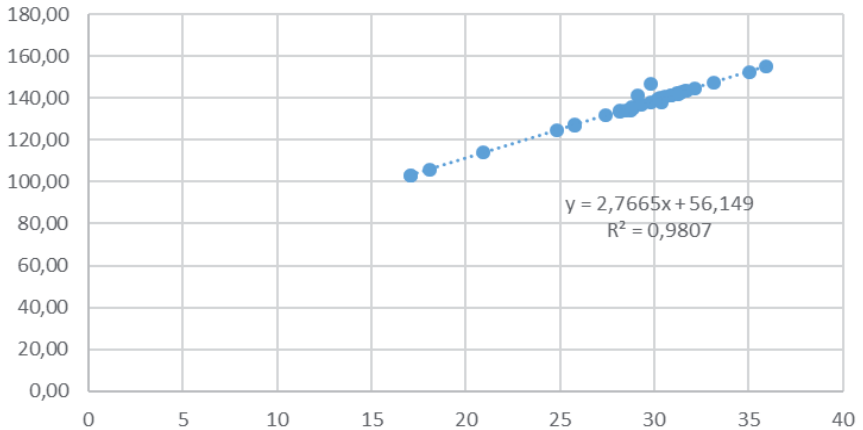


Рис. 2.10. Залежності між зміною показників континентальності за методом Іванова (y) та Горчинського (x).

патах висока і коливається від 600 мм на рівнинах до 1600 мм на вершинах гір. Територіальний розподіл опадів строкатий і визначається орографічною будовою Карпат. Основним фактором є висотне положення місцевості. На Прикарпатті середньорічна кількість опадів коливається в межах 600–700 мм, у високих передгір'ях збільшується до 800 мм. У горах відбувається зростання кількості опадів з висотою, що пояснюється значним впливом

середземноморських теплих вологих мас повітря. Але в літературі знаходимо різні дані цього показника. К. І. Геренчук (1973) зазначає, що в горах приріст опадів на кожні 100 м підняття становить 11 % від кількості опадів на рівні 300 м, у О. П. Гавриленко (2008) – 69 мм на кожні 100 м, у Н. Москальчук (2009) – 55 мм на північному макросхилі, а в Л. І. Воропай і М. М. Куниці (1966) – на 124 мм на південно-західному макросхилі й на 69 мм на північно-східному. Очевидно, це залежить від територій, де проводилася оцінка такого градієнта, оскільки середньорічні показники останніх суттєво різняться. На вершинних частинах основних хребтів кількість опадів зростає до 1400–1650 мм. Хоча загальний розподіл і залежить від висоти над рівнем моря, однак у межах Українських Карпат він нерівномірний. Зокрема, виділяють два регіони: басейни річок Сірет і Сучава (Руська-Мокра, Усть-Чорна) та Чорногірський регіон (басейни річок Прут, Свіча, Ломниця, Бистриця Солотвинська та Бистриця Надвірнянська), де випадає до 1500 мм на рік і понад 1000 мм у вегетаційний період (рис. 2.11).

Сезонний хід опадів на всій території однотипний. Більша частина (70–80 %) випадає в теплий період року у вигляді дощів, злив та конденсату пари із крон дерев. Найбільш дощовими є літні місяці. На Закарпатському макросхилі максимум опадів припадає вже на червень і жовтень. Взимку опадів мало – 150–450 мм. Особливо бідні на опади північно-східні схили Прикарпаття, де в січні випадає всього 20–40 мм. Зазвичай, взимку волога випадає у вигляді снігу, хоча завдяки частим відлигам спостерігаються й дощі, інколи із грозами. Тривалість стійкого снігового покриву також доволі відчутно змінюється в залежності від висоти й експозиції схилів. У Передгір'ї він формується наприкінці грудня, досягаючи максимальної потужності 20–40 см у другій половині лютого, а остаточно зникає вже у другій половині березня. З висотою тривалість снігового покриву збільшується, досягаючи, в залежності від експозиції схилів, 70–300 см. Повністю сніг сходить на висотах до 600–1000 м н. р. м. до третьої декади квітня, в поясі висотою 1000–1500 м – у першій декаді травня, вище – наприкінці травня. У глибоких карах і на схилах північної експозиції найвищих масивів в окремі роки сніг може зберігатися до початку наступної зими.

Вологість повітря над Карпатами підвищена і становить близько 80 %. Річний хід її показників протилежний ходу температур.

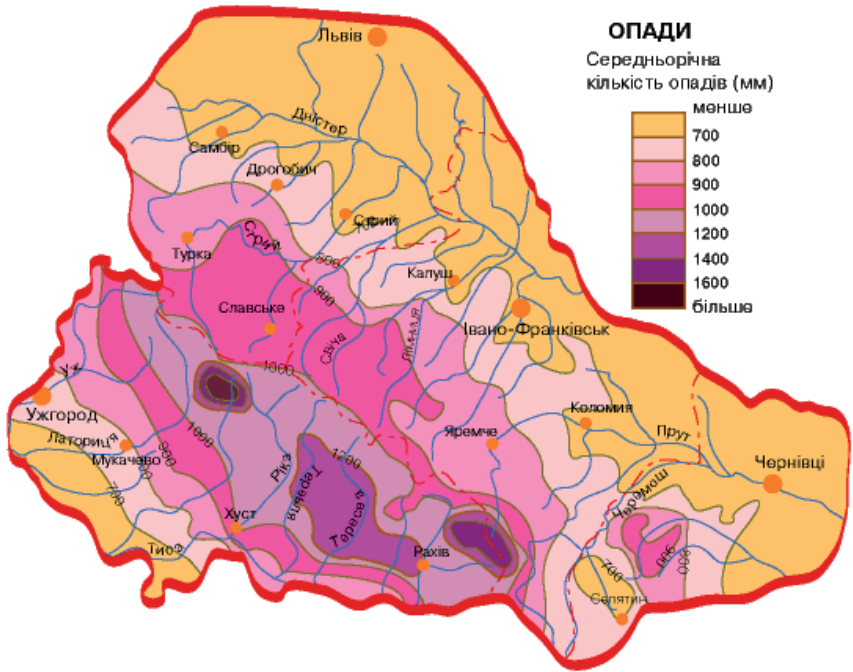


Рис. 2.11. Розподіл середньорічної кількості опадів у Карпатах (за: Воропай, Куниця, 1966).

Максимальне вологонасичення повітря відмічається у прохолодний період – до 89 %, влітку зменшується до 77 %. Найбільш сухим є весняне повітря, коли на Закарпатті вологість зменшується до 60–55 %, а на Прикарпатті – до 65–60 %.

Ключовим показником, що характеризує залежність між опадами, вологістю та температурою, є омброклімат, який відображає аридність-гумідність. Омброклімат визначається вологістю повітря, кількістю опадів, їх стоком, випаровуваністю, а також температурними показниками. Існує ціла низка методів його кількісної оцінки (індекс Іванова, індекс Висоцького, індекс сухості Будико, аридність Стенця, аридність-гумідність Тротвейта, індекс Де-Мартона, гідротермічний коефіцієнт Селянінова тощо). У наших роботах з фітоіндикації екологічні шкали були прив'язані до даних М. М. Іванова (1953), які ґрунтуються на по-

казниках оцінки кількості атмосферних опадів мм, (P), випаровуваності мм, (Eo), середньомісячних температур t12 та відносної вологості повітря у відсотках (f). Оскільки такі дані, отримані в абсолютних показниках (мм) для кожного місяця, то для року повинні сумуватися. Однак замість середньомісячних ми використовували середньорічні показники й отримані дані множили на 12. Тоді формула має наступний вигляд $E_o = 0,216(t+25)^2(100-f)$. Звідси $O_m = P - E_o$. На основі отриманих даних можна легко розрахувати індекс Висоцького $K=P/E$. Однак досить часто в літературі використовується гідротермічний коефіцієнт (ГТК) Селянінова $R/0,1\Sigma T_1$, де R сума опадів за місяці, $t > 10^\circ C$, а T_1 сума середньомісячних температур за цей період. Іншим показником омброрежиму є індекс Де-Мартонна: $R/T+10$, де T – середньорічна температура.

Нами були проведені відповідні розрахунки для Карпат і їх порівняльний аналіз. Як видно з рис. 2.12, хоча показники суттєво відрізняються, ступінь кореляції їх досить високий ($r > 0,5 - 0,95$). При цьому найвищу ступінь кореляції мають індекси Іванова та Висоцького, які хоча чисельно й відрізняються, але побудовані з урахуванням тих же даних клімату. Індекси Селянінова та Де-Мартонна отримані на інших характеристиках, проте і їх показники, як і попередніх, у значною мірою залежать від висоти над рівнем моря, тобто температурного режиму та кількості опадів (рис. 2.13А). При цьому ГТК Селянінова для високогір'я знахо-

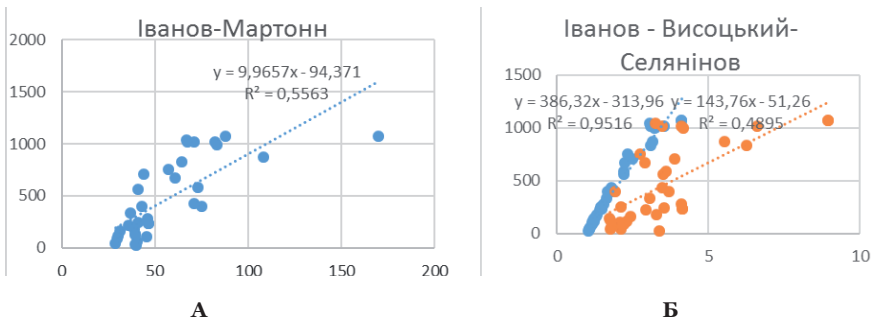


Рис. 2.12. Співвідношення між даними омброрежиму Українських Карпат: А) показники Іванова– Де-Мартонна; Б) показники Іванова індекси Висоцького (а), ГДК Селянінова (б).

дяться понад 6, верхнього лісового поясу (вище 700 м н. р. м.) – > 4, середнього (450-700 м) – >3, у Передкарпатті він >2, а на Закарпатті >1. тобто на кожні 100 м підвищення він зростає на 0,37. Натомість для коефіцієнта Де-Мартонна такі закономірності хоча і витримуються, однак вони порушуються в регіонах з високою кількістю опадів (рис. 2.13Б).

Аналогічні зміни показників характерні для індексу Іванова (1070-1040 мм) та індексу Висоцького від 4,1 до 1,06, але в усіх випадках ці показники свідчать про відсутність річного дефіциту опадів, хоча в окремі сезони такий дефіцит може бути.

Дослідження останніх десятиліть свідчать про поступове підвищення температури повітря на планеті. За столітній період (1906–2005 рр.) середня глобальна температура продовжувала збільшуватися і виросла на $0,74 \pm 0,18$ °С. При цьому середня швидкість потепління для останніх 50 років ($0,13 \pm 0,03$ °С за 10 років) виявилася навіть у два з половиною рази більшою за величину, розраховану для останніх ста років (IPCC, 2007). Це переконливо доводить, що середня швидкість потепління (коефіцієнт лінійного тренду) за останні 100 років (1909–2008 рр.) склала $0,14$ °С / 10 років. Причому з 1976 р. потепління стало найбільш інтенсивним, так що «сучасний» тренд (за 1976–2008 рр.) вже дорівнює $0,51$ °С / 10 років.

За даними геофізичної обсерваторії Чернівецького національного університету середні десятилітні температури повітря в Пе-

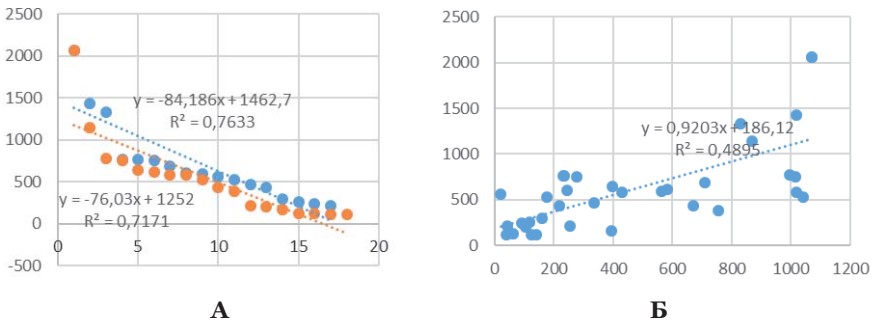


Рис 2.13. Зміна омброрежиму залежно від висоти н. р. м.
А – індекси Де-Мартонна; (а – південний, б – північний макросхил);
Б – показники Іванова.

редкарпатті мало змінювалися, не більше ніж на 0,2 °С в той чи інший бік, а з 1988 р. почалося різке підвищення середніх десятилітніх температур і за наступні 13 років середня температура повітря склала 8,7 °С, що на 1,1 °С вище за середню температуру попереднього десятиліття. Піввіковий тренд середньорічних температур у регіоні також свідчить про неухильний ріст температурного фону – середня річна температура зросла майже на 1 °С, причому це стосується як теплої, так холодної пів року (рис. 2.14).



Рис. 2.14. Динаміка середньорічної температури в Передкарпатті (за: Антонов, 2002)

На Закарпатті за 40 років (1970–2009 рр.) середньорічна температура підвищилася від 1,2–1,3 °С (м. Рахів, м. Ужгород) до 1,6 °С (м. Берегове). При цьому, на відміну від інших територій України, найвище потепління відмічено влітку (липень) в м. Берегове на 2 °С, м. Ужгороді – 2,5 °С, у м. Рахові – 2,4 °С, що перевищує середньорічні показники. Аналогічна ситуація спостерігається і в Угорщині. Натомість зимові температури тут фактично не змінилися. При цьому відмічаються нерівномірні, скачкоподібні зміни як середньорічних, так і сезонних температур. Найраніше (1988–1989 рр.) скачкоподібне підвищення температури в гірській частині (м. Рахів) і лише через десять років (1998–1999 рр.) на рівнині в м. Берегове та Ужгороді, проте зростання весняних температур на рівнині відбулося на межі 1998–1999 рр., у гірській частині між 1999 та 2000 рр., весняні розломи фіксуються з 1998 по 2000 рр., а літні з 1990 по 1992 р. (Molnár, Izsák, 2012).

Зовсім по іншому такі зміни відбуваються в горах та у прилеглих північно-східних регіонах. Так, на г. Говерла (станція Пожижевська) фіксується підвищення лише середньозимових температур, а у верхів'ях Прута і Черемошу й літніх (<http://climate-data.org>). Отже, на Паннонській рівнині кліматичні зміни відбуваються за іншим сценарієм, ніж у північніших регіонах і Карпати виступають потужним кліматичним бар'єром. На Закарпатті спостерігається підвищення температури в теплий (максимум–літній) період, у горах – у літній та зимовий, а на Передкарпатті – в холодний період (рис. 2.14). У першому випадку набагато більша ймовірність появи періоду літньої засухи під час вегетаційного сезону, характерного для степової зони, що може спричинити суттєвіші, масштабніші та глибші зміни у структурі екосистем, ніж на північно-східному макросхилі.

Але в цьому процесі важливе значення має зміна розподілу опадів, що в комплексі з температурою визначає зміну гідротермічного режиму.

Характер зміни опадів у XX–XXI ст. значно складніший і тут не спостерігається загального тренду. Якщо взяти за основу показники 1948–1998 рр., то з 1948 по 1960 р. відбувалося їх зниження, з 1963 по 1981 р. – збільшення на 17 % від попереднього, а з 1982 р. по 1990 р. – зниження на 15 % від попереднього періоду, а в останнє десятиліття XX ст. – наростання (Антонов, 2002) (рис. 2.15). При цьому в окремі роки кількість опадів у літній період була дуже низькою, а опади часто випадали у вигляді

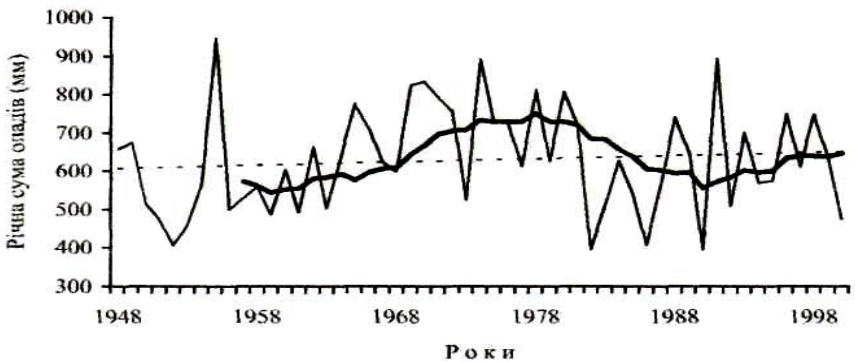


Рис. 2.15. Зміна річної кількості опадів у м. Чернівці у другій половині XX ст. (за: Антонов, 2002)
(умовні позначення див. на рис. 2.12).

злив, що призводило до катастрофічних повеней. Тобто, в багаторічній зміні опадів спостерігаються коливання і, виходячи з цього, прогнозуються такі коливальні цикли розвитку. Зокрема, зниження кількості опадів, особливо в літній період, є однією із причин усихання ялиників, але після 2020 р. можливе збільшення кількості опадів.

Клімат у межах висотних поясів також зазнає змін. У конкретних місцях загальнокліматичні показники трансформуються у мікрокліматичні, доволі строкаті, що залежить від експозиції та крутизни схилів, структури підстиляючих порід. Тому кліматичні особливості в залежності від цих характеристик можуть суттєво відрізнятися від зональних і саме все це в комплексі визначає гідрологічний режим, характер рослинного та ґрунтового покриву, загальні параметри ландшафтів.

Потепління клімату, яке зараз спостерігається, протікає надзвичайно швидко. Ніколи ще середня температура планети не змінювалася з такою неймовірною швидкістю не характерною для природних циклічних процесів. І такий розвиток подій не дозволяє біологічним видам і екосистемам пристосуватися до таких швидких кліматичних змін. Все це може призвести до великих економічних втрат, збіднення населення, зростання безробіття і соціальної напруженості, аж до воєн за місце, де можна буде більш-менш комфортно жити людині.

З метою прогнозування змін клімату на основі даних МЗЦАО (моделі загальної циркуляції атмосфери та океанів) використовується три вірогідні сценарії (B1, A1B і A2), які представлені різноманітними (близько 10) моделями. На основі аналізу отриманих даних кліматологи дійшли висновку, що найбільш ймовірною для оцінки температурного режиму є модель 14 М (РКМ), а для опадів – 3 РКМ та 4 РКМ (Розроблення..., 2013а,б), на які ми орієнтуємося в даній роботі. Всі сценарії прогнозують стає підвищення температур (B1 – 0,023, A1B – 0,037, і A1 – 0,044 °C/ рік). При цьому протягом сезону така зміна відбуватиметься нерівномірно. Найбільше підвищення температури (до 4,8 °C за 100 років) очікується у грудні–січні і тоді мінімум температури може переміститися на лютий, що спричинить зміну сезонів, період вегетації, а відтак впливатиме на енергобаланс біосфери. Це характерно для гір та північно-східного макросхилу. Другий максимум змін підняття температури можливий улітку, але він очікується нижче

зимового. Такий варіант характерний для Закарпаття (Паннонської провінції). Мінімум змін температурних показників прогнозують на весні (квітень–травень) та восени (жовтень), хоча в різних регіонах такі зміни мають різний характер (Розроблення..., 2013а) (рис. 2.16).

Оскільки розвиток рослинного покриву зумовлений специфікою гідротермічного режиму, то велике значення має прогнозування кількості опадів і характер їх сезонного розподілу. Хоча на ХХІ ст. кліматологи не прогнозують суттєвої зміни їх кількості для західних регіонів України на фоні зростання у східних районах, однак цей багаторічний розподіл має хвилеподібний характер. Побудовані схематичні карти розподілу опадів (Розроблення..., 2013б) від основи гір (200 м н. р. м.) до вершин (2000 м н. р. м.) у другій половині ХХ ст. відображають закономірне висотне їх збільшення у значних межах і представлені в таблиці 2.2. Висока кількість опадів фіксувалася в 1933–1937 рр., що в літній пік (серпень) перевищувало майже у два рази кількість опадів, які випадають у останні десятиліття. Водночас пік опадів перемістився на більш ранній період із серпня на липень (Pawlowski, 1948; <http://climate-data.org>) (рис. 2.17).

Прогнозується, що характер хвилеподібної зміни опадів у майбутньому зберігатиметься, але за різ-

Таблиця 2.2
Амплітуди місячного розподілу опадів (у мм) по десятиліттях від підніжжя (мінімальні значення верхніх показників) до вершин (максимальні значення нижніх показників) Українських Карпат

Період	Місяць											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1961–1970	45–65	55–85	60–85	50–65	75–115	105–130	105–130	70–105	40–70	30–60	45–90	45–90
1971–1980	30–65	30–60	50–70	65–95	70–115	110–165	105–165	80–120	70–100	40–80	40–85	35–100
1981–1990	30–95	30–50	25–65	50–80	85–130	105–150	85–130	70–115	35–90	25–70	35–80	35–105
1991–2000	25–65	30–80	30–85	50–95	70–120	90–130	115–140	75–95	70–125	40–115	40–90	40–120
2001–2010	30–95	35–90	45–135	40–80	70–120	90–145	110–170	100–130	55–100	55–100	35–100	35–85

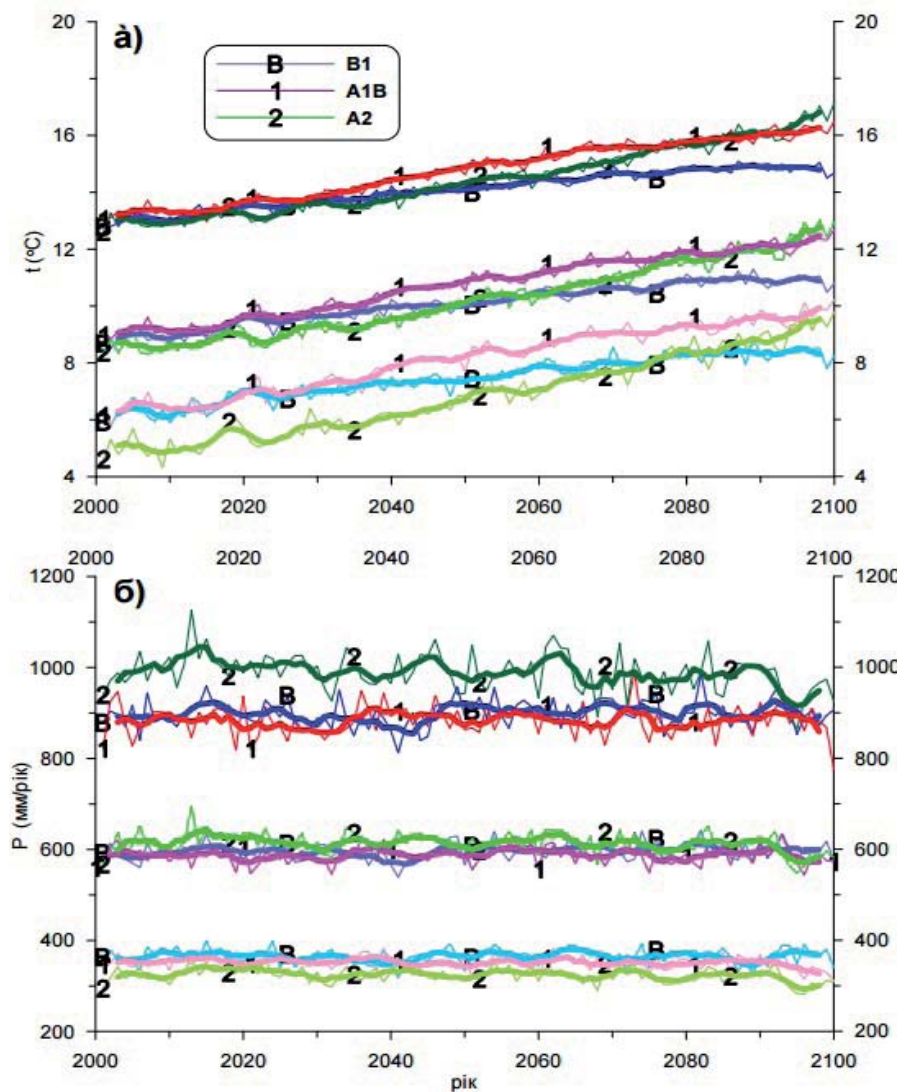


Рис. 2.16. Прогноз ансамблю з 10 МЗЦАО на ХХІ ст. для мінімальних, середніх та максимальних середньорічних температур повітря (а) та кількості опадів (б) усереднених для території України за різними сценаріями. Потовщені лінії – п’ятирічні ковзні середні.

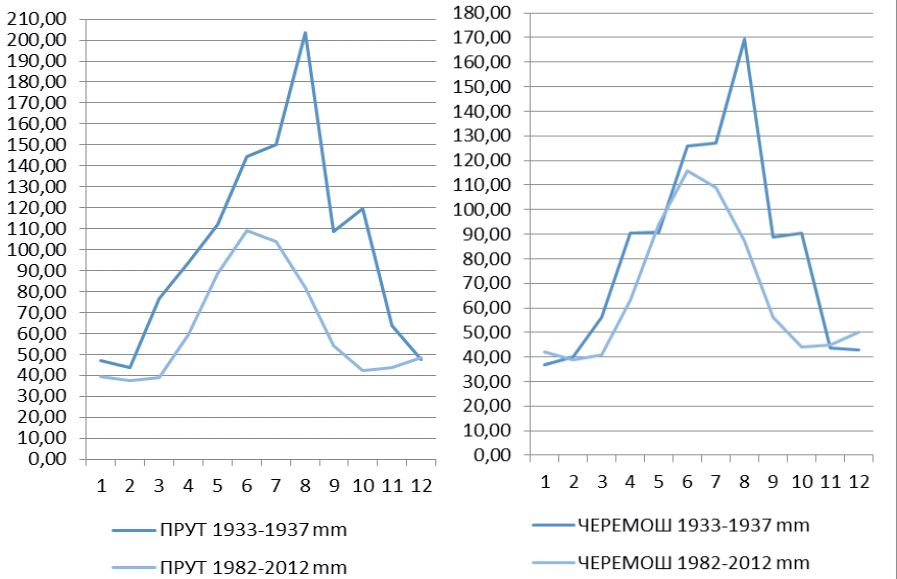


Рис. 2.17. Зміна сезонної кількості опадів у високогір'ї Карпат у першій і другій половині ХХ ст. (за: Pawlowski, 1948).

ними сценаріями форми цих «хвиль» відрізняються. Зокрема, за сценарієм В1 фіксується збільшення кількості опадів до 2020 р. на 2 % від нормального розподілу, із 2020 до 2050 р. їх кількість знижуватиметься, а після 2050 р. знову підвищуватиметься на 1,8–2,3 %. Інші сценарії дають інший характер розподілу, що суттєво ускладнює можливість екологічного прогнозування.

При цьому для західних регіонів України очікується збільшення кількості опадів навесні та взимку і зниження влітку та восени. Хоча літній максимум, характерний для цих регіонів, збережеться, але, з одного боку, така зміна означає вирівнювання їх сезонного розподілу, а з іншого може спричинити їх літній дефіцит, тобто холодний період скорочується, зима стає м'якшою, вологішою, а теплий період подовжується, стає спекотливішим і сухішим (Розроблення..., 2013б). Особливо суттєві літні зміни можливі на Закарпатті, де фіксується підвищення літніх температур на 2,0–2,4 °С, що при зниженні кількості опадів може викликати літні засухи. Такі зміни клімату наближають його до південних степового та середземноморського типу і віддаляють від бореального, що суттєво

впливає на зміну рослинного покриву Карпат, який у цілому має неморально-бореальний характер.

За сценарієм, розробленим Українським гідрометеорологічним інститутом (УкрГМІ) на основі ансамблю регіонально-кліматичних моделей для р. Дністер, з урахуванням підвищення температури та характеру розподілу опадів можливе підвищення стоку води взимку, зміщення весняних повеней на більш ранній період і збільшення частоти паводків, що призводить до руйнування берегів та порушення функцій водно-прибережних екосистем.

Для оцінки стану лісів використовуються моделі Канадського кліматичного центру (СССМ), лабораторії геофізичної динаміки США (GFDL), Інституту космічних досліджень Гордара (GISS), Метеорологічного бюро сполученого королівства (UKMO), що ґрунтуються на збільшенні CO₂ в атмосфері. На їх основі І. Ф. Букша (2010) охарактеризував реакцію лісів та зміну меж лісорослинних регіонів, зокрема в умовах потепління західних регіонів України.

Особливості фізико-географічних умов, клімату, сценарії прогнозів його змін були покладені в основу оцінки змін рослинного покриву, що важливо для розробки заходів його збереження.

3 МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

У зв'язку зі зміною навколишнього середовища ставиться завдання щодо забезпечення такого рівня наукових досліджень екосистем, окремих їхніх компонентів, процесів, на основі яких можлива розробка сценаріїв, здійснення прогнозів, проведення екологічних експертиз з метою запобігання негативним наслідкам. Для вирішення цих складних проблем необхідно застосування нових підходів, методик, які дозволяють б оцінювати фактори середовища, стан екосистем, часові та просторові зрізи змін, підійти до питань оцінки організації, стійкості й динаміки екосистем, поведінки видів.

Провідна роль у реалізації та вирішенні таких проблем належить кількісним методам, зокрема математичному моделюванню та системному аналізу. Як свідчить аналіз світового досвіду (Хомяков, Хомяков, 1996) інтерес до подібних досліджень у світі зростає, свідченням чого є понад 50000 публікацій з цієї проблеми за останні 25 років (дані Міжнародного інституту прикладного системного аналізу (IIASA, Laxenbourg, Austria)).

Інформаційні моделі представляють характеристики об'єкта у вигляді даних у певній системі, а математичні – формалізують закономірності динаміки об'єкта у вигляді числових співвідношень. Використання таких моделей реалізує фундаментальне поняття спостереження, яке можна трактувати як можливість для зовнішнього спостерігача отримувати інформацію про минулий стан об'єкта, на основі чого передбачати його поведінку в майбутньому (Петросян, Захаров, 1986; Сельскохозяйственные..., 1987; Малинецкий, Шакаева, 1994). На основі результатів прогнозування динаміки природних систем можна вирішувати питання їх раціонального використання, збереження та покращення (Хомяков, Искандарян, 1997), але, як слушно вважає М. А. Голубець та ін., (2005), ми не можемо оптимізувати природні екосистеми. На наш погляд, недоречним є термін «керування екосистемами».

Тобто мова йде про обмежені регуляторні заходи, які не порушують функціонування систем, організацію їхньої сутності, що визначає важливість моделювання.

Одним із прикладів статистичної інформації та моделей в екології та біології є бази (або банки) даних, що містять різноманітні параметри розподілів показників стану популяцій, особин, фітоценозів, біотопів, параметрів навколишнього середовища.

Створення баз даних досить актуальне в геоботаніці. Сьогодні така робота координується на європейському рівні, формується база даних EVA, що нараховує близько 2 млн. геоботанічних описів (Chytrý et al., 2014). На жаль, матеріали з України там представлені фрагментарно і сьогодні ставиться питання щодо створення такої інформаційної бази даних UkrVeg по Україні. Це дасть можливість не лише узагальнювати дані, обмінюватися інформацією, а й застосовувати цілий ряд сучасних програм (TURBOVEG, DJUCE тощо).

Зараз у наукових дослідженнях, присвячених вивченню біорізноманіття, широко починають використовувати різноманітні методи математичного моделювання, що дає можливість обробки масивів баз даних з відображенням їх на картографічній основі. Інформаційне забезпечення таких математичних та статистичних моделей включає системи підтримки прийняття рішень (СППР) (Лор'єр, 1991; Ларичев, Мошкович, 1996), геоінформаційні системи (ГІС), системи управління базами даних (СУБД), системи, засновані на знаннях (СЗЗ) (Расолов и др., 1990; Швецова, 1995; Кульков, Петрова, 1996), автоматизовані системи управління (АСУ) (Антипова, Решеткина, 1995; Алиев и др., 1996) системи автоматизованого проектування (САПР) (Моделирование..., 1994), середовища імітаційного моделювання.

На основі використання ГІС-технологій проводиться картування видів та ценозів і ця інформація заноситься в базу даних. Просторовий аналіз цих відомостей на основі розроблених методик дозволяє виявити території, найбільш значущі з точки зору вивчення та охорони біорізноманіття, провести оцінку загрожуваності місцям існування раритетних видів. Існуючі методи ГІС-аналізу надають можливість інтеграції відомостей про біоту, які охороняється і створює основу для комплексних моніторингових досліджень, розробки заходів щодо територіальної охорони біорізноманіття.

Важливе значення в оцінці різноманітності та дослідженні закономірностей змін рослинного покриву відіграє класифікація синтаксонів та їх аналіз за еколого-ценотичними характеристиками, що дозволяє вийти на прогноз часових змін, які так актуальні сьогодні.

Для класифікації синтаксонів нами використано методику еколого-флористичної класифікації Браун-Бланке, що дає можливість проводити відповідні порівняння по відношенню до рослинних угруповань Західної Європи. У даному випадку це важливо ще й тому, що значна територія Східних Карпат розташована в межах Польщі та Словаччини. З іншого боку, саме одиниці такої класифікації лежать в основі виділення біотопів.

З метою отримання відповідних даних використовувалися геоботанічні описи ділянок, розміром 10×10 м для трав'янистих типів рослинності і 25×25 м – для лісових. Така інформація вводилася в базу даних з метою подальшої обробки.

Камеральний етап обробки матеріалів полягає у створенні відповідної бази даних геоботанічних описів та розрахункових показників екофакторів за фітоіндикаційними шкалами.

У цьому відношенні перспективним є підходи і методи біоіндикації, які на сучасному рівні використовуються дуже широко і досить різноманітні. Ефективність використання цих методів пояснюється двома причинами.

1. Людство в цілому і конкретний дослідник отримують надлишкову інформацію, яку не у змозі осмислити, перетворити й існує гостра необхідність її обмеження та впорядкування.

2. Екосистеми є дуже складними і різноманітними об'єктами, що дуже ускладнює їх дослідження, вимагає застосування термодинамічних, синергетичних підходів, відповідних методів дослідження нерівноважних систем, нелінійного розвитку та ін., але, оскільки складові компоненти тісно пов'язані між собою і взаємозалежні, то доцільно обмежитися надійними маркерами, які відображають стан і динаміку екосистем. У цьому відношенні біоіндикація дає задовільні результати.

Сутність біоіндикації полягає в оцінці екологічних факторів або екосистем, їх змін на основі біологічних ознак чи властивостей.

Оскільки така біоіндикація проводиться за видовим складом угруповань, основою яких є геоботанічні описи, то нами було запропоновано такий метод іменувати «синфітоіндикацією» («син» – угруповання). В основі методики синфітоіндикації лежить використання екологічних шкал, точніше, даних екологічних амплітуд видів по відношенню до зміни різних екологічних факторів.

Методика синфітоіндикації отримала широке використання і в Західній Європі. Одні з найпопулярніших геоботанічних програм

TURBOVEG і JUICE включають обробку геоботанічних описів і розрахунків екологічних показників на основі шкал Г. Елленберга, а з 2012 р. в цю програму було підключено шкали Я. П. Дідуха, що містять інформацію про 3300 видів флори України за 12 факторами (Didukh, 2011).

Для екологічної оцінки фітоценозу (γ) ми використовуємо середні бальні показники всіх видів, які в сукупності відображають середнє значення, що і приймається для цього фітоценозу. Це виражається формулою:

$$\gamma = \sum k_i m_i / n,$$

де m_i - середнє значення показника амплітуди виду по відношенню до певного фактора;

k_i - коефіцієнти трапляння або проєктивного покриття виду i ; n - число видів в описі.

Отримані результати розрахунків вводяться в ЕОМ і вносяться у зведену базу даних показників екологічних факторів, які служать для подальших операцій, наприклад, застосування градієнтного, ординаційного, кластерного аналізів, методу головних компонент і т. д. Для створення відповідної бази даних на загальноєвропейському рівні створено базу даних TURBOWEG і програму їх відповідної обробки – JUICE (Tichy, 2002).

На основі численних геоботанічних описів нами було проведено відповідні розрахунки по 12 важливих екологічних факторах (Hd – вологість, fH – зміна зволоження, Rc – кислотність, Sl – сольовий режим, Ca – вміст карбонатів, Nt – вміст мінеральних форм нітрогену у ґрунтах, Ae – аерація ґрунтів, Tm – термоклімат, Om – омброрежиму, Kp – континентальність, Cr – кріорежим, Lc – освітленість у ценозах).

Одним зі способів відображення взаємозв'язку між ценозами чи біотопами за відношенням до комплексного впливу факторів є метод побудови дендрограм. Для їх побудови використовуються різні коефіцієнти подібності та відмінності. Найбільш інформативним виявилось використання методу Варда на основі коефіцієнту евклідової дистанції.

Методика синфітоіндикації дозволяє вийти на оцінку амплітуд виду за відношенням до кожного з екофакторів, тобто оцінити екологічну нішу видів рослин. Оцінка еконіш відображена у вигляді багатопараметральної циклограми, в якій по осях нанесено показники кожного з факторів. Величина амплітуд свідчить про межі толерантності показників факторів, тобто відображає спеціалізацію еконіш видів.

Досить перспективною є наша спроба відобразити характер розподілу еконіш на основі сумарного показника середніх значень показників та їх перекриття по кожному фактору (Дідух, Ромащенко, 2001) на прикладі рідкісних, занесених в Червону книгу України (2009) видів. Використання відповідної методики, заснованої на теорії графів, дає можливість відобразити важливі закономірності еколого-територіальної організації флори.

Таким чином, використана методика синфітоіндикації на основі розроблених нами шкал і підходів, бази даних геоботанічних описів рослинних угруповань, сучасного математичного апарату розрахунків та відповідних програм дає можливість отримати дуже цікаві й нові дані, що виводить екологічні дослідження на якісно новий рівень.

Одним з об'єктів дослідження були інвазійні види у флорі Українських Карпат. У роботі використані матеріали Гербаріїв Інституту ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України (KW), Інституту екології Карпат НАН України (LWKS), Державного природознавчого музею НАН України (LWS), Львівського національного університету імені Івана Франка (LW), Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника, Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича (CHER) та Ужгородського національного університету (UU).

Результати вивчення видів інвазійних рослин базуються на оригінальних матеріалах польових досліджень (понад 200 флористичних і понад 300 геоботанічних описів), проведених авторами на території Українських Карпат (Закарпатська, Львівська, Івано-Франківська та Чернівецька області) маршрутним способом, з подальшим камеральним опрацюванням матеріалів.

Структурний аналіз адвентивної фракції флори регіону проведено за загальноприйнятими методиками з використанням класичних методів дослідження (Raunkiaer, 1934; Поплавская, 1937; Толмачев, 1974; Kornas, 1968; Тахтаджян, 1987); ценотичну приуроченість видів адвентивних рослин до рослинних угруповань наведено згідно з еколого-флористичною класифікацією рослинності (Braun-Blanquet, 1964). Групи видів інвазійних рослин, у т. ч. трансформерів, виділені відповідно до схеми, запропонованих Д. М. Річардсоном з колегами (Richardson et al., 2000). Згідно «Каталогу ...» (2012) з'ясовано участь інвазійних видів у біотопах.

Отриману інформацію було представлено у вигляді кількісних показників, зокрема в бальній шкалі. У деяких випадках ці бальні показники вдається співставити з абсолютними шкалами, в інших випадках це зробити ще неможливо, але отримана інформація важлива для порівняльного аналізу і математичного моделювання, прогнозування можливих змін екосистем та їх компонентів.

Ми не ставили завдання розробити якісь математичні моделі чи прогнози зміни природних екосистем, оскільки, з одного боку, відповідної інформації ще замало, а з другого – необхідна розробка відповідних програм, що виходить за рамки даних досліджень. В іншому випадку, як зазначалося вище, такі прогнози були б спекулятивними.

Однак, отримана якісно нова інформація щодо умов існування видів, ценозів, уявлення про характер суцесійного розвитку, тенденції кліматогенних змін, оцінка залежностей між змінами показників екофакторів, положення біотопів у екопросторі, екологічна характеристика еконіш, що дозволяє передбачати характер розвитку, зміни і можливі наслідки цих процесів. Саме такі дані є важливими для розробки прогнозів на майбутнє.

4 ОЦІНКА РЕАКЦІЇ ВИДІВ НА КЛІМАТОГЕННІ ЗМІНИ

4.1. Рідкісні рослини Карпат та можливі зміни їх видового складу під впливом дії різних факторів і загроз

Об'єктами досліджень були рідкісні й адвентивні види, які по різному реагують на кліматичні зміни. Такі реакції розглядаються у трьох аспектах: скорочення і навіть вимирання, адаптація та міграція. Що стосується власне рідкісних видів, то багато із них належать до категорії загрожених. Оскільки популяції таких видів Карпат достатньо досліджені (Кобів, 2000, 2012; Жилияев, 2005), то нами акцент було зроблено на оцінку їх еконіш, зокрема оселищ. Така оцінка проведена на основі методики синфітоіндикації.

Із числа видів судинних рослин, занесених до Червоної книги України (2009), в Карпатах зростає 207, що становить 33,9 % від їх складу (Дідух, 2010). Багато з цих видів відомі з 1–2 невеликих локалітетів, а також є ценофобами, тому зібрати відповідну інформацію щодо ценотичних умов їх зростання та характеристики еконіш неможливо. На сьогодні наявна база геоботанічних описів та зібрані нами польові дослідження дозволяють оцінити еконіші для 93 видів, які зростають в різних поясах від альпійського до рівнинного, у різних умовах від водойм і боліт до наскельних угруповань, тобто достатньо репрезентують різноманітність біотопів.

Еконіша – це характеристика, властивість, що відображає статус виду в екосистемі, який визначається його адаптацією, функцією, поведінкою, тобто характеризується тим, що він робить, а не де живе. Крилатий афоризм, що екологічна ніша – це «професія» виду, а місцезростання – «адреса», де він живе (Odum, 1959). У межах цього складного поняття Дж. Кларк (Clarke, 1954) виділив два різні аспекти: «функціональну нішу», яка визначається структурою виду, його розвитком, роллю в екосистемі та «нішу місця», тобто зовнішніх факторів, умов існування, власне оселищ. Функціональна ніша характеризується біологією виду,

структурою його популяцій, онтогенетичним розвитком тощо і така оцінка для карпатських видів представлена у численних роботах (Кияк, 1992; Царик, Кияк, 2005; Жилияев, 2005; Кобів, 2000, 2012, 2013, 2014), тому ці питання нами не аналізуються. Другий аспект – «ніша місця» є не менш важливим і потребує дослідження умов існування видів. Параметри еконіші видів визначаються через показники споживання ресурсів, а для рослин, які мають різні канали забезпечення ресурсами, така оцінка подана на основі показників екофакторів, умов зростання (Дідух, 2012б). Кожен вид характеризується різною розмірністю амплітуд витривалості відносно дії різних факторів. Хоча така інформація наявна в літературі, але вона не дає можливості забезпечити порівняльний аналіз еконіш, оцінити їх подібність чи ступінь перекриття. Ефективним методом такої оцінки є синфітоіндикаційний аналіз (Дідух, 2012а), який використано у даній роботі.

Отримані на основі методики синфітоіндикації кількісні дані (табл. 4.1), що відображають розподіл видів по відношенню до показників екофакторів, є основою для подальшої типізації еконіш та їх порівняння. Результати такого порівняння, проведені нами для рідкісних рослин України, відображені у вигляді графа, який показує складний характер взаємозв'язків між умовами існування, тобто екологічною компонентою еконіш видів різних груп (рис. 4.1). Такий граф може розглядатися з позицій фрактального аналізу як складна геометрична система, що має різний ступінь «наповнення» та ізоляції чи зв'язків із сусідніми. Із фрагмента цього графа, який відображає положення та відношення карпатських видів до інших груп, виділено 9 ядер. Найменший ступінь наповнення та найвищу ізоляцію мають водні види (ядро 1).

Решта ядер пов'язані між собою, хоча види оліготрофних боліт (4), характеризуються дуже слабким зв'язком і найбільш подібні до таких, що зростають в умовах перезволоження ґрунту (5). У свою чергу останні мають слабкий зв'язок з ядром, що формується видами лучних степів та відслонень (5) і тісніший видами власне високогір'я субальпійського та альпійського поясів (6), але ізольоване від ядер інших видів. Натомість ядро високогірних видів у свою чергу тісно пов'язане з ядром бореальних видів (7), які різко відмежовані від рослин неморальних лісів класу *Quercus-Fagetea* (9). Останні мають зв'язок з флорою освітлених термофільних лісів (кл. *Quercetea pubescenti-petraeae*) (8), а ті у

Таблиця 4.1
Середні бальні значення провідних екофакторів типів оселищ рідкісних видів рослин Карпат

Кластер	Hd	fH	Ae	Rc	Sl	Ca	Nt	Tm	Om	Kn	Cr	Lc
A	20,15	4,70	13,15	8,40	8,60	5,95	7,20	8,65	10,50	9,15	8,30	7,40
B	9,08	6,08	5,71	8,76	8,14	8,79	4,85	9,32	11,27	9,39	8,61	7,46
C	15,00	3,90	10,40	4,70	3,95	3,80	3,60	6,50	13,75	8,90	7,25	7,30
D11	11,80	6,03	7,00	6,96	6,63	5,96	6,26	7,90	13,30	7,80	8,36	7,23
D121	11,12	5,63	8,08	7,22	7,88	5,88	6,27	9,17	12,17	8,22	9,08	6,02
D122	11,60	6,16	6,82	7,50	7,03	7,00	5,32	8,42	12,61	8,35	8,35	7,09
D13	11,74	5,24	6,81	7,93	6,8	7,27	6,15	8,83	12,68	7,89	8,93	5,18
D14	13,49	5,97	8,46	7,62	7,18	6,32	5,76	8,32	12,87	8,26	8,13	6,92
D211	12,12	4,87	7,00	5,32	5,10	5,52	4,36	7,23	13,66	8,02	7,73	6,00
D212	11,95	4,95	6,35	5,00	5,27	4,82	4,07	5,57	14,97	6,92	7,58	7,18
D22	11,19	5,17	6,12	7,17	6,55	7,44	4,73	6,77	14,33	7,29	8,10	7,41

свою чергу поступово переходять до лучно-степових (2) та південніших ксерофільних розріджених лісів і степів (3), які знаходяться поза межами Карпат. Такий граф дає певне уявлення про характер розподілу еконіш видів в екопросторі рослинних угруповань, але він далекий від повноти, оскільки для вибірки аналізувалися види-ценофіли, включені до Червоної книги України (2009).

Паралельно було проведено відповідний аналіз співвідношення видів за показниками екофакторів. Такі дані слугували основою для розрахунку ступеня подібності еконіш по відношенню до сумарного (кумулятивного) впливу екофакторів, що відображено на рис. 4.2 у вигляді дендрограми, побудованої на основі розрахунку коефіцієнтів евклідової дистанції. «Полюси» дендрограми займа-

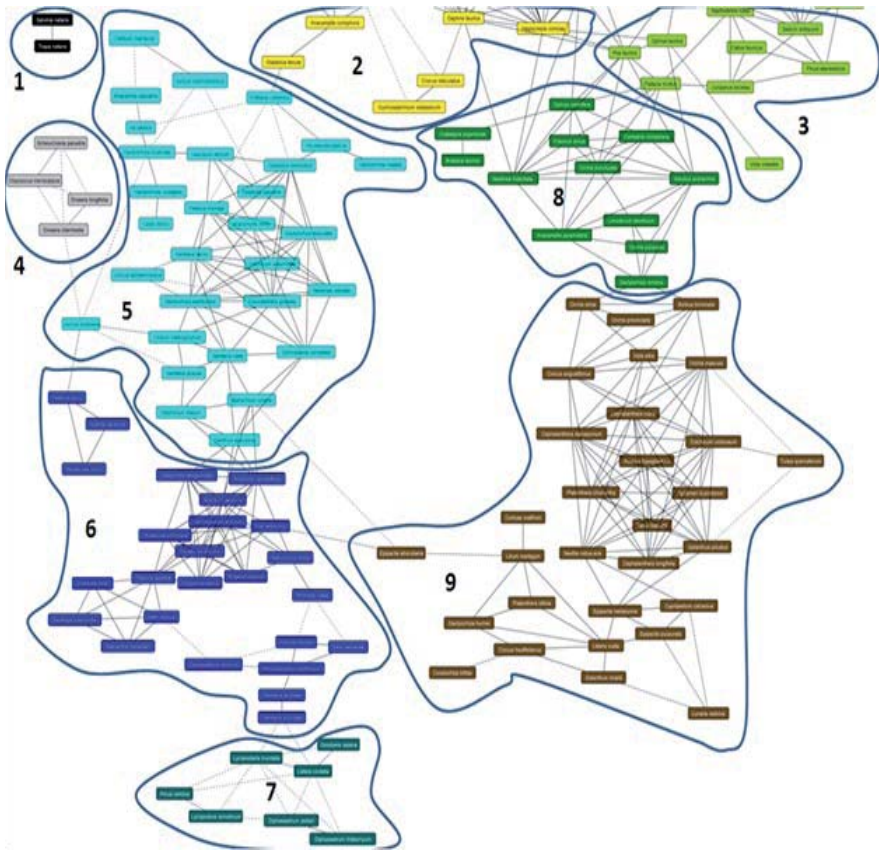


Рис. 4.1. Графічне зображення співвідношення різних груп видів Карпат та сусідніх територій за умовами існування.

1 - види водойм, 2 – види лучних степів та відслонень, 3 – види розріджених ксерофільних лісів та степів, 4 – види оліготрофних боліт, 5. – види перезволожених травянистих ценозів, 6 – види субальпійського та альпійського поясів, 7 – види хвойних лісів, 8 – види освітлених листяних лісів, 9 – види неморальних лісів.

ють види рівнин (лівий) та високогір'я (правий). При цьому на рівні >10 дендрит розбивається на чотири нерівноцінні кластери, що відображають класи оселищ, кожен з яких включає кілька типів (підтипів), позначених цифровими індексами.

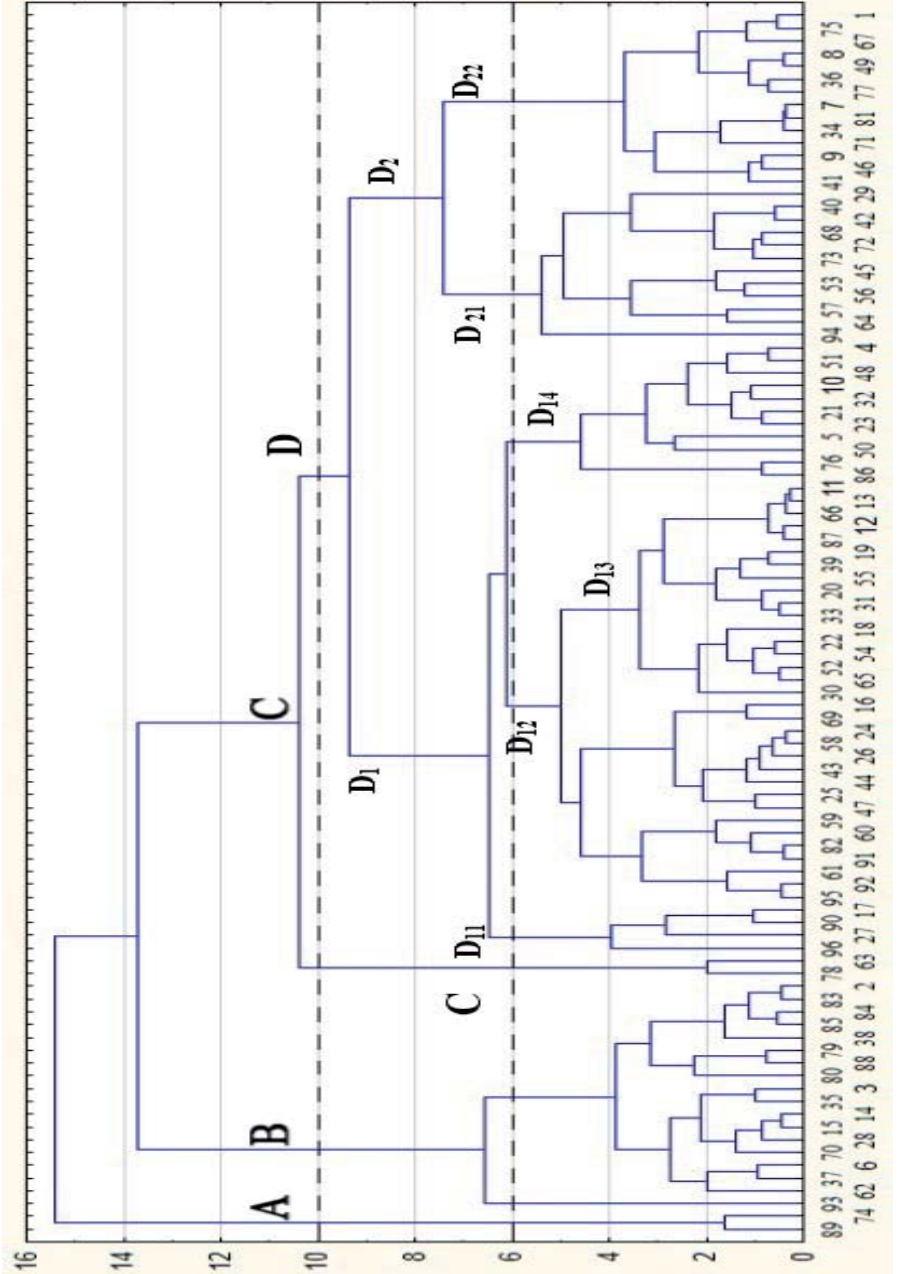


Рис. 4.2. Дендрограма розподілу рідкісних видів рослин Карпат по відношенню до сумарної дії екофакторів.

- A: 89 – *Trapa natans* L. s.l., 74 – *Salvinia natans* (L.) All.
 B: 93 – *Chamaecytisus podolicus*, 62 – *Orchis purpurea* Huds., 37 – *Fraxinus ornus* L., 6 – *Anacamptis pyramidalis* (L.) Rich, 70 – *Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. s.l., 28 – *Dictamnus albus* L., 15 – *Chamaecytisus blockianus* (Pawl.) Klášek, 14 – *Ch. albus* (Haeq.) Rothm., 35 – *Euphorbia volhytica* Bess. ex Szaf., Kulez, 3 – *Anacamptis coriophora* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon et M.W. Chase s.l., 80 – *Sedum antiquum* Omelcz. et Zaverucha (S. hispanicum auct., non L.), 88 – *Thalictrum uncinatum* Rehmman (incl. *T. podolicum* Lecoyer), 79 – *Schivereckia podolica* (Besser) Andz. ex DC., 38 – *Fritillaria meleagroides* Patrin ex Schult.f., 84 – *Stipa tursa* Steven, 83 – *Stipa pulcherrima* K. Koch (S. *grajana* Steven), 2 – *Adonis vernalis* L., 82 – *Stipa pennata*.
- C: 78 – *Scheuchzeria palustris* L., 63 – *Oxyccocus microcarpus* Turcz. Ex Rupr.
 D11: 96 – *Ligularia bucovinensis*, 27 – *Dianthus spectosus* Rchb., 90 – *Trautsteinera globosa* (L.) Rchb. (*Orchis globosa* L.), 17 – *Colchicum autumnale* L.
- D12: 95 – *Neotinella ustulata* ??, 92 – *Anacamptis pyramidalis*, 61 – *Orchis militaris* L., 91 – *Viola alba* Besser, 85 – *Sorbus torminalis*, 60 – *Orchis mascula* (L.) L., 59 – *Neofitia nidus* – *avis* (L.) Rich., 47 – *Iris pseudocyperus* Schur, 25 – *Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P.F. Hunt et Summerhayes (*Orchis majalis* Rchb.), 44 – *Gladiolus imbricatus* L., 43 – *Gentiana verna* L., 26 – *Dactylorhiza sambucina* (L.) Soó (*Orchis sambucina* L.), 58 – *Neotinea ustulata* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon et M.W. Chase, 24 – *Dactylorhiza maculata* (L.) Soó (*Orchis maculata* L.), 69 – *Pulsatilla patens* (L.) Mill. s.l., 16 – *Chamaecytisus pascoskii* (V. Krecz.) Klášek.
- D13: 30 – *Epipactis atrorubens* (Hoffm. ex Bernh.) Besser, 65 – *Platanthera bifolia* (L.) Rich., 52 – *Lilium martagon* L., 54 – *Listera ovata* (L.) R.Br., 22 – *Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó (*Orchis fuchsii* Druce), 18 – *Cortusa matthioli* L. ssp. *pubens* (Schott, Nyman et Kotschy) Jáv., 33 – *Epipactis purpurata* Smith, 31 – *Epipactis helleborine* (L.) Crantz, 20 – *Cypripedium calceolus* L., 55 – *Lunaria rediviva* L., 39 – *Gálanthis nivalis* L., 19 – *Crocus heuffelianus* Herb., 87 – *Taxus baccata* L., 12 – *Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch., 66 – *Platanthera chlorantha* (Cust.) Rehb., 13 – *Cephalanthera rubra* (L.) Rich., 11 – *Cephalanthera damasium* (Mill.) Druce
- D14: 86 – *Sueritia perennis* L., 76 – *Saussurea porcii* Degen, 50 – *Juncus subnodulosus* Schrank, 5 – *Anacamptis palustris* (Jacq.) R.M. Bateman, Pridgeon et M.W. Chase (*Orchis palustris* Jacq.), 23 – *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó (*Orchis incarnata* L.) 21 – *Dactylorhiza cordigera* (Fries) Soó, 32 – *Epipactis palustris* (L.) Crantz, 10 – *Carex dioica* L.
- D21: 48 – *Iris sibirica* L., 51 – *Leucojum vernum* L., 4 – *Anacamptis morio* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon et M.W. Chase (*Orchis morio* L.), 94 – *Eilsantha zavadskii*, 64 – *Pinus cembra* L., 57 – *Lycopodium annotinum* L., 56 – *Lycopodiella inundata* (L.) Holub, 53 – *Listera cordata* (L.) R.Br., 45 – *Goodyera repens* (L.) R.Br., 73 – *Salix herbacea* L., 72 – *Rhododendron myrtifolium* Schott et Kotschy (R. kotschySimonek), 68 – *Primula minima* L.
- D22: 42 – *Gentiana punctata* L., 40 – *G. laciniata* Kit. ex Kanitz, 29 – *Diphasiastrum alpinum* (L.) Holub, 41 – *Gentiana lutea* L., 46 – *Gymnadenia conopsea* (L.) R.Br., 9 – *Botrychium lunaria* (L.) Sw., 71 – *Rhodiola rosea* L., 34 – *Eriogon alpinum* L., 81 – *Selaginella selaginoides* (L.) C. Mart., 7 – *Anemone narcissiflora* L., 77 – *Saxifraga luteo-viridis* Schott et Kotschy, 36 – *Festuca saxatilis* Schur (F. *rupicola* Heuff. subsp. *saxatilis* (Schur) Trvelev), 49 – *Jovibarba hirta* (L.) Opiz. (*J. preissiana* (Domin) Omelezuk et Czopik), 8 – *Aster alpinus* L., 67 – *Poa rehmanii* (Asch. et Graebn.) Wot., 75 – *Saussurea discolor* (Willd) DC, 1 – *Aconitum jacquinii* Rehb. (~ *A. anthorra* aggr.).

Таблиця 4.2

Закономірності зміни показників екофакторів, що відображають типи оселищ рідкісних видів флори Карпат

Кластер	Hd	Ae	fH	Tm	Cr	Sl	Rc	Kn	Ca	Nt	Om	Lc
C	■	■						■			■	
D122	■				■					■	■	
A	■	■			■	■	■	■	■	■		■
B			■	■		■	■	■	■			■
D121		■					■	■	■		■	■
D13	■		■			■		■			■	
D14	■	■			■			■	■	■	■	
D11	■					■	■	■	■		■	
D211	■		■	■		■		■	■			
D22			■	■	■	■	■			■		
D212	■		■			■			■			

Із рис. 4.2 видно, що найвищі показники більшості екофакторів характерні для водних (А) і лучно-степових (В) видів, які знаходяться в екстремальних для даного регіону умовах. Інший полюс екстремальних умов (мінімальні показники) формують бореальні (D211), болотні (С) та високогірні (D212) види, розвиток яких лімітується пізнім таненням снігу, що накопичується в улоговинах, а також болотні (С), для яких характерні мінімальні показники більшості факторів, зокрема терморезиму, що, враховуючи тенденції кліматичних змін (мінералізацію торфу при підвищенні Т °С) цілком можуть зникнути і попадають у число найбільш загрозливих. Оптимальні умови характерні для видів неморальних лісів (D121), луків (D122), а комфортні – для гірських видів (D13, D14, D11, D22), однак за деякими, зокрема термічного режиму, вони входять у лімітуючу область мінімуму.

Зображення еконіш у вигляді багатопараметральних циклограм дає можливість оцінити їх екологічну валентність, специфіку і співставити показники екофакторів.

Кластер А – включає два водних види *Trapa natans* і *Salvinia natans*, які в екологічному відношенні різко відрізняються від решти видів (рис. 4.3). Характерною ознакою цих видів є те, що

вони розвиваються у штучних водоймах, каналах Закарпаття і при підвищенні евтрофікації їх популяції збільшуються. Оселища цих видів характеризуються найвищими показниками анаеробних умов, терморезиму, вмісту солей, рН, мінеральних форм азоту, континентальності. Саме високі показники континентальності й низькі омброрезиму пояснюють, чому популяції цих видів розширюються в Україні і скорочуються в Західній Європі, тобто в субатлантичних регіонах, де показники омброрезиму підвищуються, а континентальності знижуються. З іншого боку, оселища вирізняються вищим терморезимом та вмістом нітратів, ніж інші водні угруповання, розвиваються на незначній глибині, при умові добропрогрівання води, малої проточності, тобто на водосховищах, у каналах і відсутні у природних чистих водоймах. Отже, можна спрогнозувати, що при підвищенні терморезиму, тобто радіаційного балансу та середньорічних температур, подовження періоду вегетації, наростанні евтрофікації кількість популяцій і їх щільність зростатимуть і в цьому регіоні їм нічого не загрожує, хоча на Прикарпатті, у каньйоноподібних долинах Дністра та його приток таких умов для них не існує.

Кластер В включає види ксерофільних розріджених лісів, узлісь, лучно-степових угруповань та відслонень: *Chamaecytisus albus*, *Ch. blockianus*, *Ch. podolicus*, *Orchis purpurea*, *Fraxinus ornus*, *Anacamptis pyramidalis*, *Pulsatilla pratensis*, *Dictamnus albus*, *Euphorbia volhynica*, *Anacamptis coriophora*, *Sedum antiquum*, *Thalictrum uncinatum*, *Schivereckia podolica*, *Fritillaria meleagroides*, *Stipa pulcherrima*, *S. tirsia*, *Adonis vernalis* (рис. 4.4). Більшості з цих видів загрожує не пряма, а опосередкована зміна кліматичних факторів. В останні десятиліття спостерігається інтенсивне заростання степових ділянок чагарниками, формування вторинних деревостанів, внаслідок чого площа їх оселищ скорочується. Однак, серед вказаних видів є такі, яким загрожує зникнення. Зокрема, це стосується *Anacamptis pyramidalis*, який відомий в Українських Карпатах з одного міс-

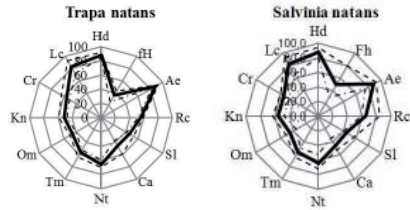


Рис. 4.3. Екологічні характеристики еконіш рідкісних водних видів Закарпаття.

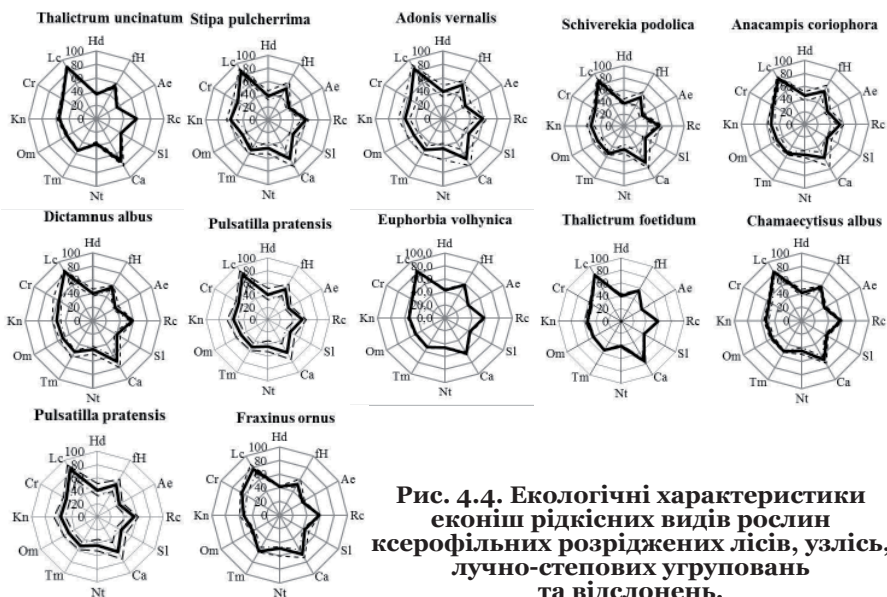


Рис. 4.4. Екологічні характеристики екзотичних рідкісних видів рослин ксерофільних розріджених лісів, узлісь, лучно-степових угруповань та відслонень.

цезнаходження в низькогір'ї Буковинських Карпат (хр. Струнгіл в околицях с. Банилів-Підгірний Сторожинецького району Чернівецької області). Популяція виду складається з кількох локусів, які приурочені до лучних угруповань на карбонатних ґрунтах. У зв'язку з нерегулярним викошуванням, або повним припиненням викошування та зменшенням кількості опадів ці луки інтенсивно заростають ялівцем звичайним (*Juniperus communis*). Внаслідок цього знижується інсоляція цих угруповань, зростає кислотність ґрунтів і більшість карбонатних видів, у тому числі і *Anacamptis pyramidalis*, випадають із травостою.

Кластер С включає лише 3 види верхових боліт: *Oxycoccus microcarpus*, *Scheuchzeria palustris* і *Drosera longifolia* (рис. 4.5). Ці види мають дуже локальне поширення й у зв'язку з порушенням гідрологічного режиму скоротили свою чисельність. Підвищення температурного режиму при посиленні нерівномірності опадів може спричинити їх суттєве скорочення або і зменшення популяцій.

Кластер D включає види, які ростуть власне у гірських умовах від монтанного (лісовий) до високогірного (альпійський) поясів. У свою чергу цей кластер ділиться на два. D1 – включає види луків,

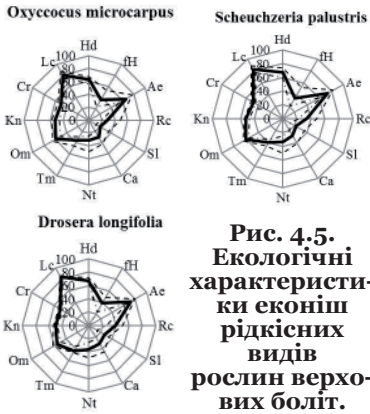


Рис. 4.5.
Екологічні
характеристи-
ки рідкісних
видів
рослин верхо-
вих боліт.

узлісь і лісів та монтанного поясу. D11: *Ligularia bucovinensis*, *Dianthus speciosus*, *Traunsteinera globosa*, *Colchicum autumnale*, D12: *Neotinea ustulata*, *Cirsium heterophyllum*, *Orchis militaris*, *O. mascula*, *Iris pseudocyperus*, *Gladiolus imbricatus*, *Gentiana verna*, *Dactylorhiza sambucina*, *D. maculata*, *D. majalis*, *Pulsatilla patens*, *Chamaecytisus raczokii* (рис. 4.6). Види цього типу близькі до таких кластеру B2 і мають тенденцію до скорочення популяцій у результаті кліматогенного впливу,

що спричиняє ендеокзогенні сукцесії, які проявляються у скороченні трав'янистих ценозів і формуванні на їх місці чагарниково-лісових.

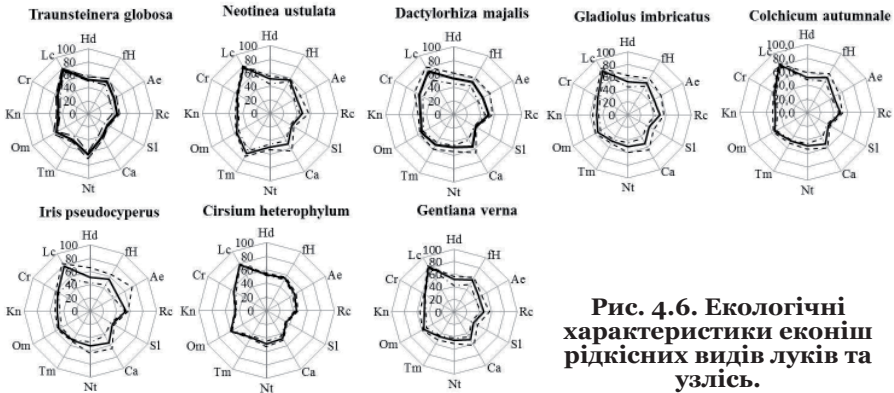


Рис. 4.6. Екологічні
характеристики еконіш
рідкісних видів луків та
узлісь.

Наступний кластер D13 складають види неморальних лісів та луків: *Epipactis atrorubens*, *Platanthera bifolia*, *Lilium martagon*, *Listera ovata*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Cortusa matthioli*, *Epipactis purpurata*, *E. helleborine*, *Cypripedium calceolus*, *Lunaria rediviva*, *Galanthus nivalis*, *Crocus heuffelianus*, *Taxus baccata*, *Platanthera chlorantha*, *Cephalanthera longifolia*, *C. rubra*, *C. damasonium* (рис. 4.7). Це типові неморальні види, пацієнти, які зростають в умовах затінення. Їх зменшення можливе при суцільних рубках лісів або цілеспрямованого збору і вони в найменшій мірі страждають від кліматичних змін.

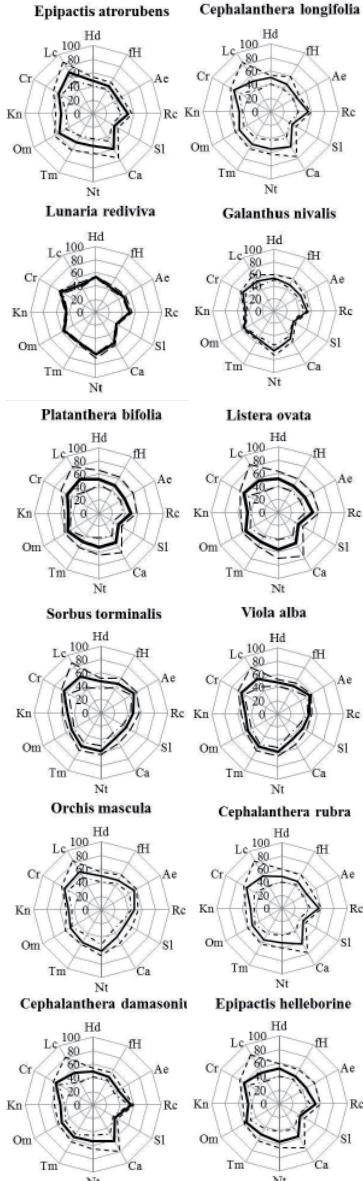


Рис. 4.7. Екологічні характеристики еконіш рідкісних видів неморальних лісів.

Кластер D14 формують лучно-болотні види: *Swertia perennis*, *Saussurea porcii*, *Juncus subnodulosus*, *Anacamptis palustris*, *Dactylorhiza cordigera*, *D. incarnata*, *Epipactis palustris*, *Iris sibirica*, *Leucojum vernum* і *Anacamptis morio* (рис. 4.8). Ці види перезволожений оселищ, що зазнають суттєвих змін у результаті підвищення терморезиму та порушення ритмів сезонного зволоження і вони знаходяться в зоні високого ризику зменшення. Через підвищення температури та скорочення кількості опадів в останні роки, тобто ксеризації умов, зменшується площа і чисельність єдиної в Буковинському Передкарпатті популяції *Anacamptis palustris*, яка приурочена до гігомезофільних лучних угруповань в околицях с. Хряцька Герцаївського району Чернівецької області.

Кластер D2 включає власне гірські види хвойних ялинових лісів, субальпійського й альпійського поясів (рис. 4.9). Зокрема, до D21 відносяться: *Lycopodium annotinum*, *Listera cordata*, *Goodyera repens*. Ці види безпосередньо пов'язані з хвойними лісами і можуть зникнути в тих локалітетах, де ці ліси всихають чи вирубуються.

Кластер D22 сформований *Salix herbacea*, *Rhododendron myrtifolium*, *Primula minima*, *Gentiana punctata*, *G. laciniata*, *Diphysastrum alpinum* – високогірними видами субальпійських та альпійських поясів, які зростають у специфічних оселищах і є чутливими до підвищення терморезиму (рис. 4.10).

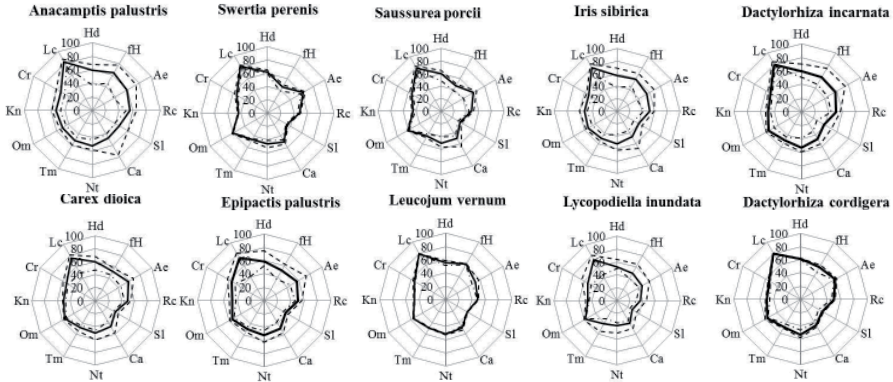


Рис. 4.8. Екологічні характеристики еконіш рідкісних лучно-болотних видів рослин.

Кластер D23 також представляють види субальпійського й альпійського поясів та боліт: *Gentiana lutea*, *Gymnadenia conopsea*, *Botrychium lunaria*, *Rhodiola rosea*, *Erigeron alpinus*, *Anemone narcissiflora*, *Saxifraga luteoviridis*, *Festuca saxatilis*, *Jovibarba hirta*, *Aster alpinus*, *Poa rehmanii*, *Saussurea discolor*, *Aconitum jacquinii* (рис. 4.11). Ці види, за незначним виключенням (*Gymnadenia conopsea*, *Gentiana lutea*), приурочені до

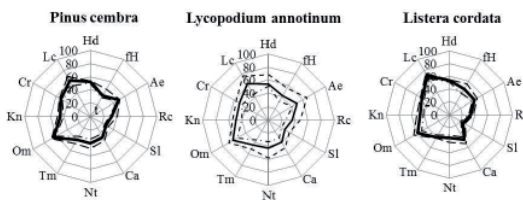


Рис. 4.9. Екологічні характеристики еконіш рідкісних видів рослин темнохвойних лісів.

виходів скель і більше страждають від прямого атропічного чи кліматогенного впливу (рекреації, збору, затінення скель тощо). Одним з наслідків потепління є підвищення верхньої межі лісу. Внаслідок цього заростають лісом ділянки, які заті-

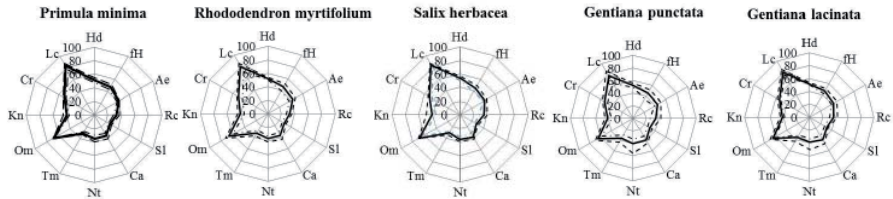


Рис. 4.10. Екологічні характеристики еконіш рідкісних високогірних видів рослин.

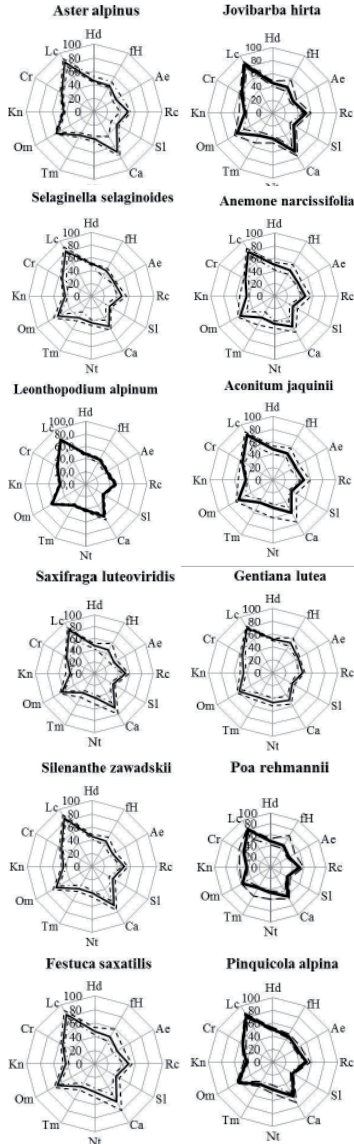


Рис. 4.11. Екологічні характеристики еконіш рідкісних високогірних видів

нують унікальні карбонатні скельні відслонення, розташовані на верхній межі лісового поясу на хр. Чорний Діл, на схилах г. Гнетеса, в ур. Мокринів Камінь (Чивчинські гори). Це призводить до затінення і зміни хімізму субстрату оселищ таких рідкісних видів як *Saussurea discolor*, *Silenanthe zawadskii*, *Leontopodium alpinum*, *Poa rehmannii*, *Aster alpinus*, *Saxifraga luteoviridis*, *Jovibarba hirta*, *Festuca saxatilis*, *Aconitum jacquini*, *Carduus glaucus*, *Crepis jacquini*, *Epipactis atrorubens*, *Erigeron alpinus*, *Erysimum transilvanicum*, *Ptarmica tenuifolia*, що відомі в Українських Карпатах з поодиноких місцезнаходжень. Площа оселищ цих видів скорочується і відповідно скорочуються площі та чисельність їх популяцій.

Зазнають трансформації також лучні угруповання лісового та субальпійського поясів з багатими карбонатними ґрунтами (рендзинами), для яких характерний значний вміст гумусу у верхньому горизонті, нейтральна або слаболужна реакція ґрунтового середовища і які формуються серед відслонень вапнякових порід, на сухих схилах південно-східної, південної та південно-західної експозицій. Вони займають невеликі площі та, як правило, трапляються в комплексі зі скельними відслоненнями. У їхньому складі росте низка раритетних видів – *Anemone narcissiflora*, *Aquilegia nigricans*, *Dianthus speciosus*, *Epipactis atrorubens*, *Nigritella carpatica*, *Orchis signifera*, *Selaginella*

selaginoides, *Carduus kernerii*, *Galium suberectum*, *Linum extraaxillare*, *Scabiosa lucida*, *Silene dubia* й інші. Площа і чисельність популяцій цих видів зараз скорчується. Особливо загрозовою є ця тенденція для таких рідкісних геліофітів як *Nigritella carpatica* – вузько локальний східнокарпатський ендемік, що відомий у світовій флорі з кількох локалітетів.

З метою уявлення про характер кореляції між дією екофакторів, які визначають специфіку еконіш, умови існування оселищ була проведена оцінка закономірностей розподілу показників екофакторів, що відображено на дендрограмі (рис. 4.12).

Як видно з рисунку, виділяється три основних кластери, які умовно можна назвати кліматичним, трофічним і гідротичним. Саме ці три групи факторів

визначають диференціацію еконіш видів в екопросторі біотопів. У свою чергу кожен з них тісно пов'язаний один з одним. Так, гідрорежим біотопів, що зумовлений характером залягання підземних та ґрунтових вод, їх безпосереднім виходом на поверхню, у значній мірі залежить від кліматичних факторів, зокрема омброрежиму, тобто сезонного розподілу опадів та температури. Аерація ґрунту знаходиться в одному кластері зі змінністю зволоження, хоча тісно корелює з показниками загальної вологості ґрунту. Сольовий режим у Карпатах, на відміну від посушливих південних регіонів України, де проявляється хлоридне засолення, тісно залежить від карбонатності субстратів. Натомість кислотний режим залежить від таких кліматичних факторів, як термо- і кріорежим та континентальність. Однак, показники кислотності, як видно з ординаційної матриці, тісно корелюють із показниками сольового режиму та карбонатності (рис. 4.13). Все це свідчить про складний нелінійний характер взаємозалежності між екофакторами, зміну яких досить важко прогнозувати.

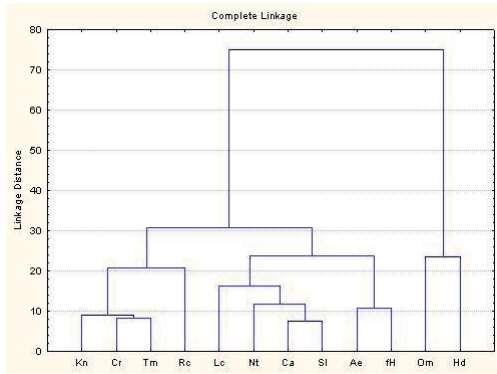


Рис. 4.12. Закономірності взаємозв'язку між екофакторами, що характеризують оселища рідкісних видів ромлин Карпат.

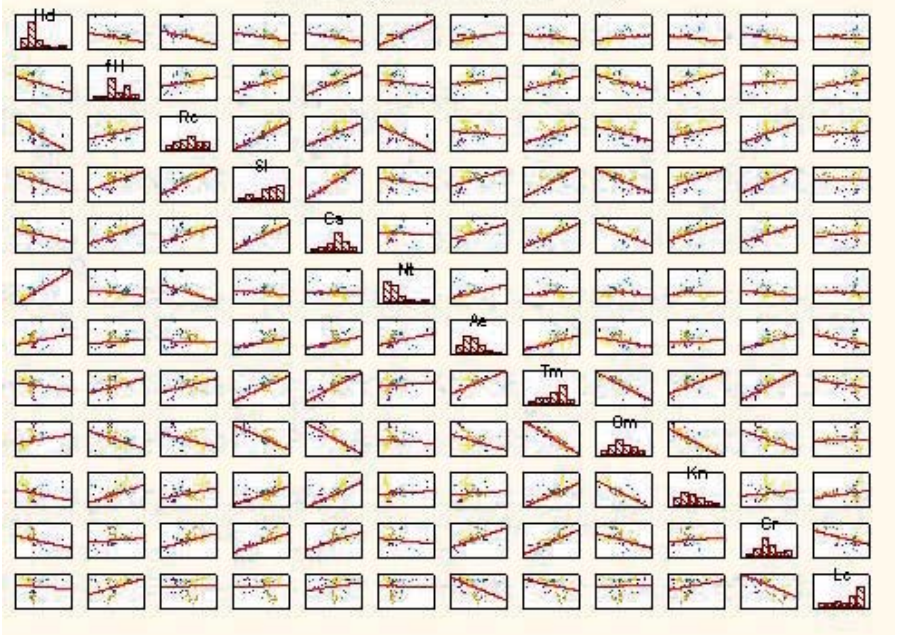


Рис. 4.13. Закономірності співвідношень показників між головними екофакторами для рідкісних видів рослин Карпат.

Характер диференціації біотопів детальніше прослідковується на ординаційних матрицях у координатах зміни певних екофакторів. Як видно з рис. 4.14, між зміною показників екофакторів простежуються певні залежності, які можна звести до трьох варіантів.

Прямолінійна залежність: Hd-Ae, Hd-Nt, Hd-Om, Ae-Nt, Ae-Om, Nt-Om, Rc-Sl, Rc-Ca, Rc-Tm, Rc-Kn, Sl-Ca, Sl-Kn, Ca-Tm, Ca-Cr, Tm-Cr, Lc-Tm. Оберненолінійна залежність: Hd-Rc, Hd-Ca, Hd-Tm, Hd-Kn, Ae-Rc, Ae-Ca, Nt-Ca, Nt-Rc, Nt-Tm, Nt-Kn, Rc-Om, Sl-Om, Tm-Om, Om-Kn, Hd-Lc, Lc-Om. Відсутня кореляція, зокрема по відношенню до фактора fH, яка пояснюється тим, що для аналізу не були включені біотопи заплав. При детальнішому аналізі видно, що хоча загальні тенденції кореляції між показниками окремих факторів витримуються в цілому, наприклад, між зміною Rc-Sl, а також кліматичних факторів та хімічних властивостей ґрунту (Tm-Ca, Rc-Cr) або аерації (Tm-Ae), проте вони мають нелінійний характер, а в окремих випадках між видами гідрогенних і

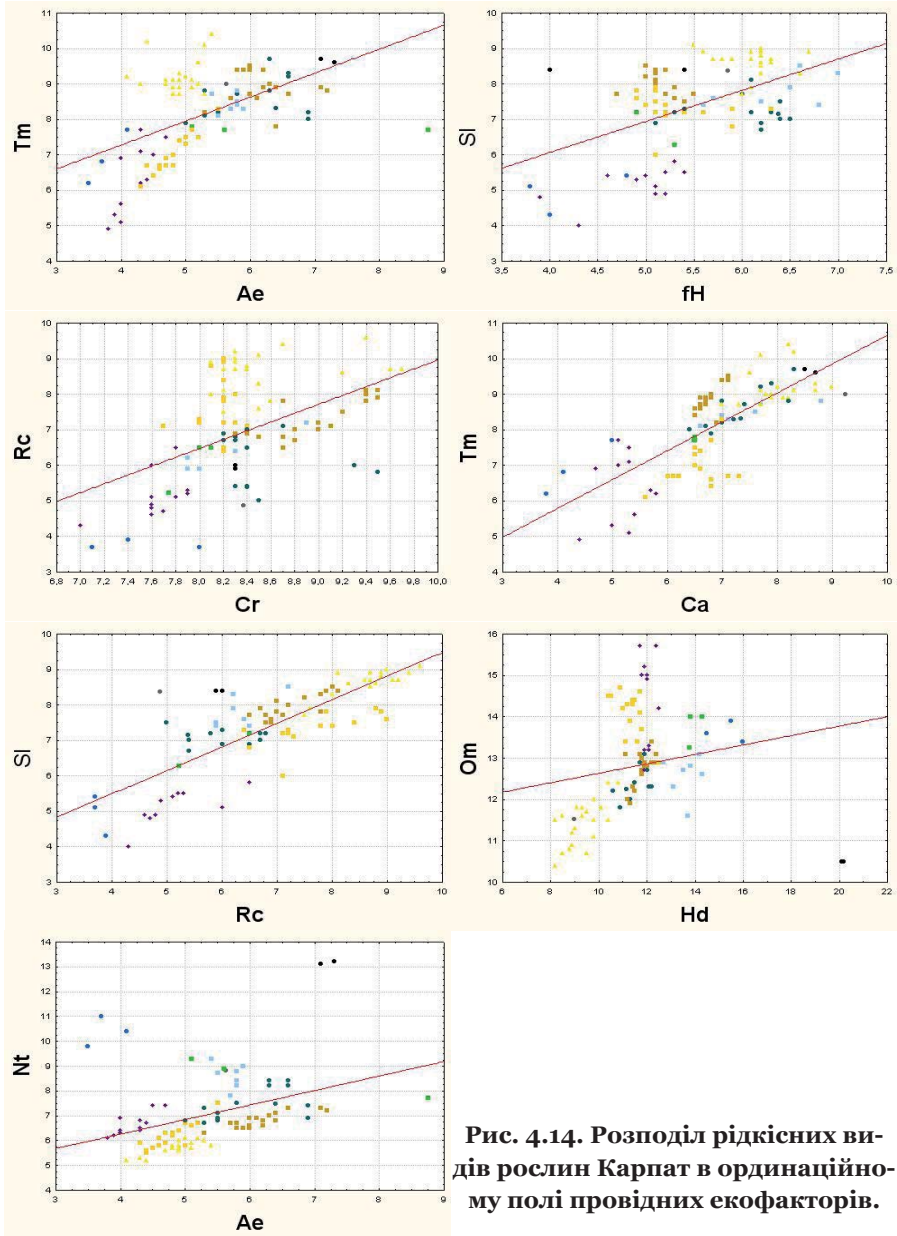


Рис. 4.14. Розподіл рідкісних видів рослин Карпат в ординаційно-муну полі провідних екофакторів.

літофільних високогірних умов та таких, що зростають на розвинутих ґрунтах, є різкі відміни (наприклад, Nt-Ae, Hd-Om, fH-Sl) (див. рис. 4.14). Це означає, що прогнози можливих змін еконіш по відношенню до впливу тих чи інших факторів не можна робити огульно для всіх груп видів, а слід враховувати їх специфіку.

Крім оцінки залежності між екофакторами і визначення місця в цій системі еконіш різних груп видів, було проведено розрахунки можливої зміни еконіш високогірних видів (група кластерів D22, D23) при збільшенні показників терморезиму на 2 % від норми, що становить 100 Дж/м² або 0,5 °С.

Як свідчать отримані дані (рис. 4.15), зміна такого режиму для переважної більшості видів дещо знижує показники вологості, змінності зволоження, аерації, омброрезиму, проте суттєво впливає на хімічний склад ґрунту (кислотність, сольовий режим та вміст карбонатів), хоча є і такі види, для яких ці умо-

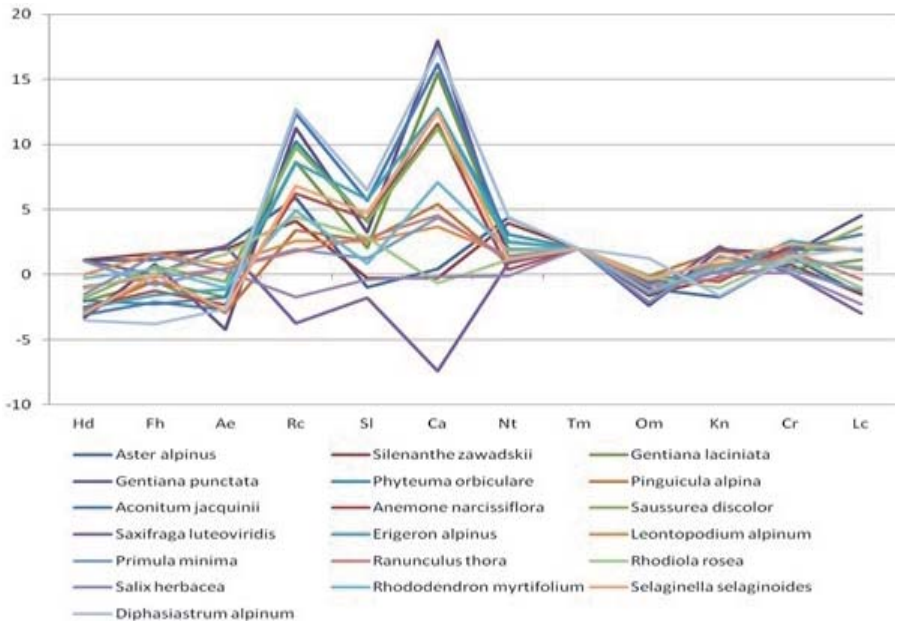


Рис. 4.15. Залежність між зміною показників екофакторів для оселищ карпатських видів при підвищенні середньорічного терморезиму на 2% (0,5°C)

ви змінюються у протилежному напрямку. Але з цих результатів випливає, що саме опосередкований, тобто кліматогенний вплив, призводить до якісної зміни умов, у яких більшість із високогірних видів існувати не можуть. Однак мова йде лише про один кліматичний фактор – терморезим. Якщо прогнозувати можливі зміни показників омброрезиму, то виявиться, що саме гідротермічний режим впливає на показник вологості, змінності зволоження та трансформацію азотних сполук, що визначає хід сукцесій, а значить таку зміну біотопу, яка спричинює зникнення одних і появу інших видів.

Зауважимо, що такі розрахунки будуються на взаємозалежності показників екофакторів без урахування того, що показники едафічних факторів у першу чергу зумовлені відповідними умовами (хімічним складом підстилаючих порід, ґрунтовим зволоженням і т. д.). Мова йде про теоретичні, можливі зміни показників, зумовлених зміною лише терморезиму. Іншими словами, такі моделі між зміною показників зовсім не означають, що вид обов'язково зникне в даному конкретному місці. Натомість аналогічні зміни інших типів біотопів можуть сприяти тому, що саме цей вид там з'явиться. Тому зникнення популяції виду в одному місці може бути компенсоване появою його в іншому і такі явища є не винятком, а нормою.

Для прогнозування щодо можливих втрат рідкісних видів чи їх популяцій важливе значення мають їх чисельність та розміри локалітетів, що тісно пов'язано з екологічними умовами. У міру зниження цих популяційних показників імовірність втрати зростає. До сьогодні в Карпатах і на прилеглих територіях від Дністра до Тиси не підтверджені місцезнаходження зростання протягом останніх 70 років 14 видів, багато з яких, очевидно, зникли з регіону (Червона книга ..., 2009). Причиною знищення більшості стала зміна гідрологічного режиму, зокрема осушення водойм і боліт (*Eleocharis multicaulis*, *Juncus subnodulosus*, *Ludvigia palustris*, *Primula farinosa*, *Saxifraga oppositifolia*, *Sparganium angustifolium*, *Utricularia bremii*), а також приуроченість до біотопів, які знаходяться у стані нестійкої рівноваги і в ході сукцесій змінюються (*Armeria pucutica*, *Dianthus gratianopolitanus*, *Echinops exaltatus*, *Genista oligosperma*, *Ophrys insectifera*, *Saxifraga pedemontana* ssp. *cymosa*). Значна кількість видів, занесених до Червоної книги України (2009), належать до катего-

рії загрожуваних або дуже рідкісних, нечисленні популяції яких скорочуються до критичної межі або зникають. Сьогодні для Карпат можна виділити три категорії видів, скорочення популяцій яких у різній мірі пов'язані й зумовлені господарською діяльністю і зміною довкілля. Перша – це високогірні види альпійського поясу, які через обмеження висот карпатських гір при сучасних тенденціях кліматогенних змін можуть бути втраченими. До цієї категорії відносяться види і субальпійського поясу, висотна межа поширення яких нижче 1800 м н. р. м., однак через відсутність відповідних біотопів вище цієї висоти теж не можуть мігрувати в альпійський пояс і тому в ході підняття верхньої межі лісу можуть зникнути. Серед найбільш рідкісних це *Agrostis alpina*, *Anthemis carpatica*, *Oreochloa disticha*, *Veronica bellidioides*, а також *Agrostis rupestris*, *Antennaria carpatica*, *Astragalus krajinae*, *Bellardiochloa violacea*, *Biscutella laevigata*, *Bupleurum ranunculoides*, *Callianthemum coriandrifolium*, *Carex fuliginosa*, *C. rupestris*, *C. vaginata*, *C. lachenalii*, *Dichodon cerastioides*, *Doronicum stiriacum*, *Draba aizoides*, *Gentiana nivalis*, *Hedysarum hedysaroides*, *Leontopodium alpinum*, *Lloydia serotina*, *Pedicularis oederi*, *Primula minima*, *Rhododendron myrtifolium*, *Salix alpina*, *S. herbacea*, *Saussurea alpina*, *Saxifraga androsacea*, *S. bryoides*, *Silenanthe zawadskyi*, *Trifolium badium*.

Друга категорія – це види, розвиток яких пов'язаний зі зміною гідрологічного режиму, що зумовлено різними видами господарської діяльності людини, проте на ці процеси опосередковано впливають кліматичні зміни. До найбільш загрозливих видів цієї категорії належать *Dactylorhiza transylvanica*, *D. trauschteineri*, *Hammarbia paludosa*, *Gentiana verna*, а також *Anacamptis laxiflora*, *A. palustris*, *Carex bicolor*, *C. buxbaumii*, *C. pauciflora*, *C. dioica*, *Cartusa matthioli* ssp. *pubens*, *Dactylorhiza cordigera*, *Gentiana verna*, *Herminium monorchis*, *Juncus bulbosus*, *Lycopodiella inundata*, *Oxyccocus microcarpus*, *Saussurea porcii*, *Salix rosmarinifolia*, *Saxifraga aizoides*, *Scheuchzeria palustris*, *Schoenus ferrugineus*, *Tofieldia calyculata*, *Viola uliginosa*.

Третя категорія включає низькоконкурентні види, які пов'язані із малостійкими ценозами, проміжними стадіями сукцесій і в процесі посилення ценотичної конкуренції зникають. Поведінка таких видів вкладається в теорію відтіснення реліктив (Дидух, 1988). До їх числа належать дуже рідкісні *Erigeron atticus*,

Lathyrus transylvanicus, *Saussurea discolor*, *Saxifraga bulbifera*, а також *Anacamptis pyramidalis*, *Botrychium matricarifolium*, *Conioselinum vaginatum*, *Dianthus speciosus*, *Carex strigosa*, *Gentiana utriculosa*, *Iris pseudocyperus*, *Larix polonica*, *Muscari transsilvanicum*, *Nigritella carpatica*, *Orchis mascula*, *O. signifera*, *Pedicularis exaltata*, *Pinus cembra*, *P. sylvestris* (у Карпатах!), *Poa rehmannii*, *Sedum annuum*, *Sempervivum marmoratum*. Поведінка цієї категорії видів найбільш непередбачувана і мало прогнозована, оскільки, зникаючи з одних місць, цілком можлива їх поява в інших, де формуються відповідні умови.

Для кожної з таких екологічних груп, що характеризуються специфічними еконішами, формування яких залежить від лімітуючої дії різних факторів, необхідні різні, інколи зовсім протилежні заходи для їх збереження. Такі заходи є комплексними і повинні враховувати не лише показники «ніші місця», тобто екологічні умови оселища, а й характеристики «функціональної ніші», тобто біології виду, структури його популяцій, онтогенетичного розвитку тощо.

4.2. Фітоінфазії у флорі Українських Карпат і на прилеглих територіях

Адвентивна фракція флори, яка формується відповідно до умов навколишнього середовища адекватно змінам, які відбуваються внаслідок взаємодії антропогенних і природних факторів, за своїм складом і активністю поширення видів може розглядатися як індикатор спрямованості цих змін у конкретному регіоні (Протопопова, 1991). Особливо показовими у цьому відношенні є інвазійні види, які найбільш адаптувалися до умов регіону.

До інвазійних видів рослин, згідно схеми бар'єрів D. Richardson et al. (2000), відносимо види, що натуралізувалися та дають репродуктивні особини у великій кількості часто на значній відстані від батьківських і потенційно можуть поширюватися на великі відстані, долаючи бар'єри, пов'язані із розповсюдженням діаспор, відновленням популяцій і вкоріненням видів у місцеві рослинні угруповання. Подолання цих бар'єрів різними видами відбувається на різних рівнях, тому сумарний рівень адаптації їх неоднозначний, що й обумовлює їхній вплив на довкілля. За останнім критерієм згадані автори виділяють високоінвазійні

види в окрему групу «трансформери», які, подолавши репродуктивний і фітоценотичний бар'єри, негативно впливають на біорізноманіття та, виступаючи як едифікатори, здатні змінити характер екосистем. Саме в такому розумінні ми і розглядаємо фітоінвазії (Протопопова, Шевера, 2005).

В результаті проведених досліджень було складено анотований конспект інвазійних видів рослин Українських Карпат, визначено час та спосіб їхнього занесення, ступінь натуралізації, темпи поширення та особливості формування ареалів видів. За наступними критеріями – високий ступінь натуралізації, здатність до самостійного відновлення популяцій протягом довгого часу, активне поширення, стійкість у ценозах – було виділено групу інвазійних видів у флорі дослідженого. За результатами вивчення адвентивної фракції флори Українських Карпат виділено 36 інвазійних видів, що складає близько 2 % від спонтанної флори регіону. Відомості про інвазійні види, отримані в результаті аналізу за їхньою систематичною приналежністю, життєвою формою, відношенням до режиму зволоження та освітлення, часом занесення, ступенем натуралізації та первинним і загальним ареалами представлені у таблиці 4.4.

Отже, за таксономічною належністю більшість проаналізованих інвазійних видів в Українських Карпатах належать до родини *Asteraceae* (14), по два – до *Apiaceae*, *Balsaminaceae*, *Brassicaceae*, *Fabaceae*, *Polygonaceae*, по одному – до решти 12 родин (*Aceraceae*, *Cucurbitaceae*, *Elaeagnaceae*, *Iridaceae*, *Hydrocharitaceae*, *Juncaceae*, *Lamiaceae*, *Oleaceae*, *Rosaceae*, *Salicaceae*, *Simarubaceae*, *Vitaceae*).

За життєвими формами Раункієра серед інвазійних видів регіону переважають терофіти (13); геофітів – вісім, мегафанерофітів – сім, гемікриптофітів – шість, нанофанерофітів – два, гідрофіт – один та геофіт/гемікриптофіт – один.

Серед інвазійних видів регіону за відношенням до водного режиму переважають ксеро-мезофіти та мезофіти (по 16), значно менше представлені інші групи: гігро-мезофіти – два, гідрофіти та мезо-ксерофіти – по одному. Всі ці види поширені переважно у прибережних і перезволожених біотопах і дуже чутливі до зменшення вологості. У складі дослідженої групи за відношенням до режиму освітлення переважають геліофіти (22 види), інші групи менш численні: сцио-геліофіти – вісім, геліо-сциофіти – три, сциофіти – два види.

Загальна характеристика інвазійних видів рослин
Українських Карпат та прилеглих територій

Таблиця 4.4

Вид	Родина	Життєва форма	Гігро-морфа	Геліо-морфа	Хроно еле-мент	Ступінь натуралізації	Походження та загальний ареал
1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Acer negundo</i>	Aceraceae	MPh	Кс.-мез.	Сд.-гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Ailanthus altissima</i>	Sinapaceae	MPh	Мез.-кс.	Гел.	Кен.	Колон.	Сх. Аз. / Плурирег.
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Asteraceae	T	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Пн. Ам. / Косм.
<i>Amorpha fruticosa</i>	Fabaceae	NPh	Гігр.-мез.	Сд.-гел.	Кен.	Епек.	Пн. Ам. / Євр. Ам.
<i>Aster salignus</i>	Asteraceae	G	Мез.	Сд.-гел.	Кен.	Колон.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Bidens frondosa</i>	Asteraceae	T	Мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Bunias orientalis</i>	Brassicaceae	T	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Сх. Середз. / Євраз.
<i>Cardaria draba</i>	Brassicaceae	T	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Cichorium intybus</i>	Asteraceae	G	Мез.	Гел.	Арх.	Агр.-епек.	Пд-Пд-Сх. Аз. / Плурирег.
<i>Conyza canadensis</i>	Asteraceae	T	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Сх. Аз. / Косм.
<i>Echinocystis lobata</i>	Cucurbitaceae	T	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Косм.
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Elaeagnaceae	MPh	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Колон.	Пн. Ам. / Євр. Ам.
<i>Elodea canadensis</i>	Hydrocharitaceae	Hyd.	Гдр.	Сд.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Erechtites hieracifolium</i>	Asteraceae	T	Мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Fragaria pensylvanica</i>	Oleaceae	MPh	Мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Сх. Середз. / Плурирег.
<i>Galinoga parviflora</i>	Asteraceae	T	Мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Пд. Ам. / Плурирег.
<i>G. urticifolia</i>	Asteraceae	T	Мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Пд. Ам. / Плурирег.
<i>Helianthus scabrescens</i>	Asteraceae	G	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Євр.-Ам.
<i>H. tuberosus</i>	Asteraceae	G	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Плурирег.
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Apiaceae	H	Мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Кавк. / Пн.Ам.-Євр.-Кав.
<i>H. sosnowskyi</i>	Apiaceae	H	Мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Кавк. / Євр.-Кавк.
<i>Impatiens glandulifera</i>	Balsaminaceae	T	Гігр.-мез.	Сд.-гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пд.-Сх. Аз. / Євр.-Сх. Аз.

Продовження таблиці 4.4

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Imratiens parviflora</i>	Balsaminaceae	T	Кс.-мез.	Гел.-сци.	Кен.	Агр.-епек.	Ц. Аз. / Євр.-Аз.
<i>Juncus tenuis</i>	Juncaceae	H	Кс.-мез.	Сц.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Євр.-Пн. Ам.
<i>Lamium album</i>	Lamiaceae	H	Мез.	Сц.-гел.	Кен.	Агр.-епек.	Кавк. / Голаркт.
<i>Lepidotheca suaveolens</i>	Asteraceae	T	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Епек.	Пн. Ам. / Косм.
<i>Radus serotina</i>	Rosaceae	MPh	Мез.	Гел.-сц.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Ан.Ам.-Євр.
<i>Parthenocissus inserta</i>	Vitaceae	NPh (L)	Кс.-мез.	Гел.-сц.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Євр.-Пн. Ам.
<i>Phalacrogloma annuum</i>	Asteraceae	T	Мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Євр.-Кавк.-Пн. Ам.
<i>Reynoutria japonica</i>	Polygonaceae	G	Мез.	Сц.гел.	Кен.	Агр.-епек.	Сх. Аз / Плурирег.
<i>Reynoutria x bohemica</i>	Polygonaceae	G	Мез.	Сц.-гел.	Кен.	Агр.-епек.	Сер. Євр. / Плурирег.
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fabaceae	MPh	Кс.-мез.	Сц.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Asteraceae	G	Мез.	Сц.-гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Голаркт.
<i>Salix fragilis</i>	Salicaceae	MPh	Мез.	Гел.	Арх.	Агр.-епек.	М. Аз./ Євр.-Середз.-П. Аз.
<i>Sisyrinchium septentrionale</i>	Iridaceae	H	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Агр.	Пн. Ам. / Плурирег.
<i>Solidago canadensis</i>	Asteraceae	G./H	Кс.-мез.	Гел.	Кен.	Агр.-епек.	Пн. Ам. / Плурирег.

Примітка:

Життєва форма: Ph – фанерофіт, MPh – мегафанерофіт, NPh – нанофанерофіт, G – геофіт, T – терофіт, H – гемі-криптофіт; Нуд – гідрофіт, l – ліана;
 Героморфа: Кс.-мез. – ксеро-мезофіт, Мез. – мезофіт, Гіер. – гіерофіт, Гідр. – гідрофіт, Гіер.-мез., – гіеро-мезофіт;
 Гел. – геліофіт, Сц. – сциофіт, Сц.-гел.-сц.-геліофіт, гел.-сц. – геліо-сциофіт;

Хроноелементи: Кен. – кенофіт, арх. – археофіт;

Походження: Пн.Ам. – Північноамериканський, Пд. Ам. – Південноамериканський, Пд.-Сх.Аз. – Південно-східноазійський, Пд.-Пд.-Сх. Аз. – Південно і Південно-східноазійський, Сх. Аз. – Східноазійський, Середз. – Середземноморський, Сх. Середз. – Східносередземноморський, Пд. Євр. і Аз. – Південноєвропейський і Азійський, Євраз. – Євразійський, Серед.-Ір.-Тур. – Середземноморсько-Ірано-Туранський, Кавк. – Кавказський, М. Аз. – Малоазійський, Сер. Євр. – Середньоєвропейський; Голаркт. – Голарктичний, Плурирег. – Плурирегіональний, Косм. – Космополіт, Євр.-Ам. – Європейсько-Американський, Євр.–Пн. Ам. – Європейсько-Північноамериканський, Євр.-Аз. – Європейсько-Азійський, Євр.–Сх. Аз. – Європейсько-Східноазійський, Євр.-Кавк.-Пн. Ам. – Європейсько-Кавказький-Північноамериканський, Євр.–Середз.-П. Аз. – Європейсько-Середземноморсько-Передньозазійський.

За часом занесення більшість серед інвазійних видів регіону складають кенофіти (34), археофітів виявлено лише два, що свідчить про модернізацію флори, пов'язану з посиленням трансформації природних рослинних угруповань та підвищенням глобалізації характеру соціально-економічних умов регіону. За походженням у даній групі більше половини видів складають американські – 23, у т.ч. 21 північноамериканські та два – південноамериканські, по три види – східноазійські та кавказькі, два – східносередземноморські і по одному – середземноморсько-ірано-туранські, південно-східноазійські, центральноазійські, малоазійські, середньоевропейські. За ступенем натуралізації більшість видів належить до агріо-епокофітів (20), які широко поширені у регіоні як на антропогенних, так і напівприродних, рідше природних місцезростаннях. Ці види, як і єдиний агріофіт, перейшли F-бар'єр. Досить велика група епокофітів (10 видів) і три – колонофіти подолали E-бар'єр і поширені лише на трансформованих екотопах. За способом занесення майже половина інвазійних видів (22) є ергазіофітами, їхнє занесення відбувалося переважно з вторинних локалітетів, що забезпечувало більш швидку адаптацію до природних умов і скорочення лаг-фази. Потрапляння деяких ксенофітів відбувалося також внаслідок розширення їхніх ареалів з прилеглих територій.

Таким чином, більшість інвазійних видів, що трапляються в Українських Карпатах та на прилеглих територіях, мають трансконтинентальний тип ареалу. Значно менше видів характеризуються трансзональним типом ареалу. Види, що походять з суміжних або близьких зон, нечисленні. До першого типу ареалу відносяться види американського походження, які становлять суттєвий відсоток усіх інвазійних видів не лише у дослідженому регіоні, а й у флорі України загалом. Ступінь натуралізації цих видів досить високий і більшість з них здатні вкорінюватися у напівприродні і навіть природні рослинні угруповання. Спектр екотопів цих видів різноманітний, що свідчить про їхню значну екологічну пластичність. Вони тяжіють до біотопів з підвищеною вологістю та лісовою або лучною рослинністю. Подібним місцезростанням віддають перевагу також види східноазійського або південно-східноазійського походження, які також широко та активно поширюються в регіоні, хоча й мають значно вужчу екологічну амплітуду.

За темпами поширення інвазійні види регіону об'єднуємо у такі групи: 1) потенційно активна, яка містить види, що відомі з окремих локалітетів, але виявляють стійку тенденцію до їхнього збільшення, наприклад, *Erechtites hieracifolia*; *Sisyrinchium angustifolium*; 2) малоактивна, куди належать види, що вже колонізували великі території, але продовжують поширюватися дуже повільно на нові ділянки, наприклад, *Cichorium intybus*, *Galinsoga parviflora*, *G. urticifolia*; 3) активна (помірно активна), яка об'єднує види, які поширені на значній території й в даний час активно розширюють та ущільнюють зайнятий ними ареал, наприклад *Impatiens parviflora*, *Robinia pseudoacacia*; 4) високоактивна, види якої інтенсивно поширюються у нові райони, розширюючи еколого-ценотичну амплітуду, наприклад, *Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum sosnowskyi*, *Reynoutria japonica* тощо.

Динаміка ареалів видів адвентивних рослин, яка звичайно виражається у розширенні або скороченні території, зміною конфігурації його меж, щільністю популяцій дуже різноманітна та залежить як від природних, так і антропогенних факторів. Виявлення загальної спрямованості змін дає можливість оцінити його наслідки і виявити тенденції подальшого розвитку.

Для прикладу оцінки впливу інвазійних видів розглянемо їхнє поширення та відношення з видами природної флори на території басейну р. Латориця у Закарпатті (Козак, Дідух, 2015; Козак, 2016). Так, у цьому районі високою інвазійною спроможністю відзначаються *Ambrosia artemisiifolia*, *Bidens frondosa*, *Lepidium densiflorum* Schrad., *Senecio viscosus* L., *Xanthium albinum* (Widder) H. Scholz. види роду *Helianthus* (до 6 видів), а також *Echinocystis lobata*, *Reynoutria japonica*, *Impatiens glandulifera* тощо (рис. 4.16).

Зокрема, значне поширення інвазійних видів спостерігається на ділянці Свалява – Мукачеве (Закарпатська обл.), в передгірському поясі, де відносно нещодавно прокладено нову автомагістраль. Одним із осередків розселення таких видів є закинута територія Свалявського лісокомбінату. Експансія інвазійних видів спостерігається і між містами Мукачеве та Чоп, в низовинній частині, особливо в околицях населених пунктів. Цьому сприяють не лише наявність урбоекосистем як центрів концентрації та подальшого розповсюдження видів адвентивних рослин,

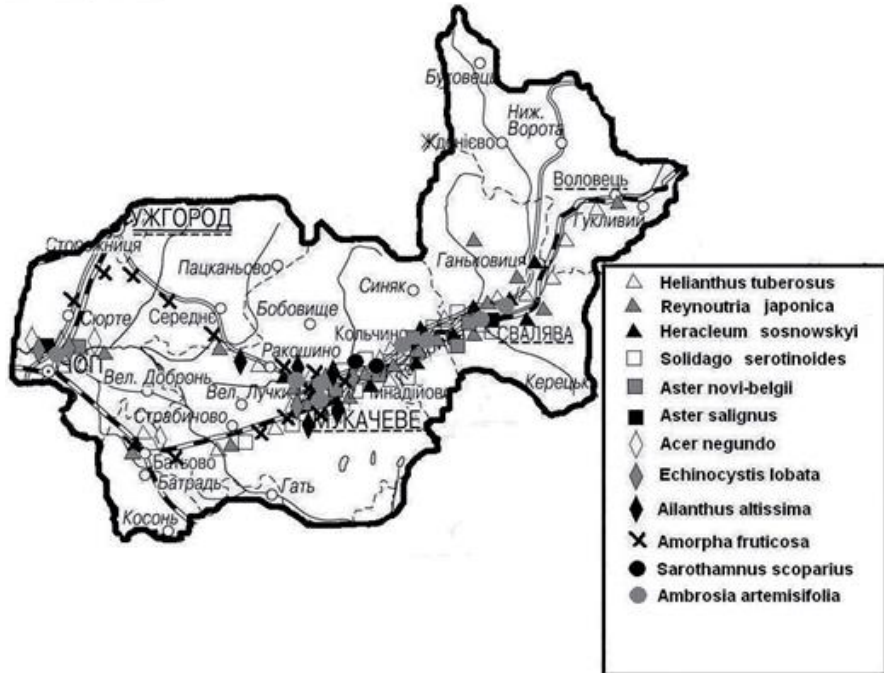


Рис. 4.16. Поширення основних інвазійних видів рослин на території басейну р. Латориця (Закарпатська область).

шляхів сполучення, а також те, що Закарпатська низовина раніше була досить заболочена, подальше осушення боліт порушило гідрорежим, а відтак рівноважний стан екосистем у цілому. У міру просування в гірську частину, вище м. Сваляви, характер поширення деяких інвазійних видів послаблюється, вони мають локальний характер, а деякі з них взагалі не проникають у гірські райони (*Ailanthus altissima*, *Amorphia fruticosa* тощо), або їх «значущість» сильно послаблюється (*Echinocystis lobata*). Найвище в гірській території, практично до перевалу, поширюються *Helianthus tuberosus*, *Reynoutria* sp. div., до межі між Свалявським та Воловецьким районами області – *Heracleum sosnowskyi*, *Aster novi-belgii* L., *Acer negundo* тощо. Разом з тим у порушених ценозах домінуючу роль відіграють апофіти, наприклад *Swida sanguinea* (L.) Opiz, *Clematis vitabla* L., *Humulus lupulus* L., *Rubus caesius* L. тощо.

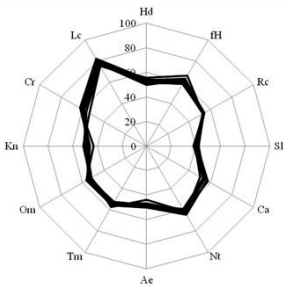


Рис. 4.17. Графічне зображення еконіш інвазійних та апофітних видів басейну р. Латориці (Закарпатська обл.).

На основі методики синфітоіндикації проведено оцінку еконіш досліджуваних видів (адвентивних та апофітів) за відношенням до кліматичних, едафічних та ценотичних факторів. Оскільки всі перелічені екологічні чинники мають різну розмірність (різну кількість балів), то отримані результати переведені у відсотки. Графічне зображення еконіш досліджуваних видів у вигляді циклограм показує, що їхні еконіші дуже схожі, вони майже збігаються (рис. 4.17).

Більшість із досліджених видів поширені в оптимальних умовах зростання (приурочені до середини шкали), уникаючи крайніх екстремумів. Так, за відношенням до вологості ґрунту вони гідрофіти та мезофіти, тобто потребують достатнього зволоження; за змінністю зволоження – гемігідроконтрастобі-гемігідроконтрастofilі; за кислотністю – субацидофіли; за сольовим режимом – семіевтрофи, за вмістом карбонатів – акарбонатofilі, за аерацією ґрунту – геміаерофоби. Разом з тим ці види потребують ґрунтів, збагачених нітратами та нітровмісними сполуками, і, очевидно, саме підвищення мінерального азоту в ґрунті є одним із чинників, який сприяє їхній експансії. Останнє пов'язано з дією різних антропогенних чинників, зокрема глобального характеру. Особливо сприятливими для інвазійних видів є угруповання класів *Galio-Urticetea*, *Salicetea purpureae*, *Bidentetea tripartiti*, які характеризуються високим градієнтом змін екологічних чинників у ґрунті (різким коливанням зволоженості, вмісту мінеральних форм азоту), що визначає низьку стійкість ценозів. Для кращого зіставлення екологічних амплітуд видів по кожному з чинників ці дані зображено у вигляді графіка (рис. 4. 18).

Показники коливання амплітуд факторів становлять від 0,1 до 20,9 % від шкали чинника: >5 % – стенотопи; 5–12 % – гемістенотопи; > 12 % – геміевритопи. Найвужчою (стенотопною) амплітудою характеризується кислотність ґрунту (0,7–4,7 %), гемістенотопною – вологість, сольовий режим, вміст карбонатів, азоту, аерація ґрунту, а також усі чотири кліматичні чинники.



Рис. 4.18. Амплітуди показників екофакторів для інвазійних видів та апофітів басейну р. Латориці за екологічними чинниками (у %):

- 1 – *Heracleum sosnowskyi*; 2 – *Amorpha fruticosa*; 3 – *Reynoutria japonica*;
 4 – *Echinocystis lobata*; 5 – *Helianthus tuberosus*; 6 – *Acer negundo*; 7 – *Solidago canadensis*.l.; 8 – *Aster salignus*; 9 – *A. novii-belgii*; 10 – *Swida sanguinea*;
 11 – *Clematis vitalba*; 12 – *Humulus lupulus*; 13 – *Rubus caesius*;
 14 – *Ambrosia artemisiifolia*

Найширшу (геміевритопну) амплітуду має змінність зволоження (0,9–20,9 %). При цьому амплітуди умов зростання окремих видів різняться між собою. Найширшою екологічною амплітудою характеризуються: щодо Hd (>10 %) – *Acer negundo* та *Rubus caesius*; щодо fH (>10%) – *Heracleum sosnowskyi*, *Helianthus tuberosus*, *Acer negundo*, *Solidago canadensis*, *Clematis vitalba*, *Humulus lupulus*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Rubus caesius*; щодо Rc (>4,5 %) – *Heracleum sosnowskyi*, *Acer negundo*, *Swida sanguinea*, *Clematis vitalba*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Rubus*

caesius; щодо Sl (>7 %) – *Reynoutria japonica* та *Rubus caesius*; щодо Ca (>10 %) – *Heracleum sosnowskyi*, *Acer negundo*, *Solidago serotinoidea* A.Löve & D.Löve, *Clematis vitalba*, *Swida sanguinea*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Rubus caesius*; щодо Nt (>10 %) – *Heracleum sosnowskyi*, *Helianthus tuberosus*, *Acer negundo*, *Solidago canadensis*, *Clematis vitalba*, *Humulus lupulus*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Rubus caesius*; щодо Ae (>10 %) – *Acer negundo* та *Rubus caesius*; щодо Tm (>7 %) – *Acer negundo*, *Solidago canadensis*, *Clematis vitalba*; щодо Om (>8 %) – *Helianthus tuberosus* та *Humulus lupulus*; щодо Kn (>10 %) – *Helianthus tuberosus*, *Humulus lupulus*, *Clematis vitalba* та *Rubus caesius*; щодо Cr (>10 %) – *Humulus lupulus*, *Clematis vitalba* та *Rubus caesius*; щодо Lc (>10 %) – *Rubus caesius* та *Ambrosia artemisiifolia*. Найвужчою екологічною амплітудою характеризуються: щодо Hd (<1 %) – *Amorpha fruticosa*, *Aster novi-belgii* та *A. × salignus*; щодо fH (<1 %) – *A. × salignus*; щодо Rc (<1 %) – *Amorpha fruticosa* та *Aster novi-belgii*; щодо Sl (<1 %) – *Amorpha fruticosa* та *Aster × salignus*; щодо Ca (<2,5 %) – *Amorpha fruticosa* та *Aster × salignus*; щодо Nt (<2,5 %) – *Echinocystis lobata*; щодо Ae (<2 %) – *Amorpha fruticosa*, *Aster novi-belgii* та *Aster × salignus*; щодо Tm (<2,5 %) – *Reynoutria japonica*; щодо Om (<2 %) – *Amorpha fruticosa* та *Aster × salignus*; щодо Kn (<2 %) – *Aster × salignus*; щодо Cr (<2 %) – *Echinocystis lobata*; щодо Lc (<2 %) – *Amorpha fruticosa*.

Найширшу екологічну амплітуду мають: *Rubus caesius* (щодо 10-ти чинників), *Clematis vitalba* та *Acer negundo* (щодо 7-ми), *Humulus lupulus* та *Ambrosia artemisiifolia* (щодо 5-ти), *Solidago canadensis*, *Helianthus tuberosus* (щодо 4-х), *Heracleum sosnowskyi* (щодо 3-х), *Swida sanguinea* (щодо 2-х чинників) (табл. 4. 5). Найвужчу екологічну амплітуду мають: *Amorpha fruticosa* та *Aster × salignus* (щодо 7-ми), *Aster novii-belgii* (щодо 3-х), *Echinocystis lobata* (щодо 2-х чинників). Загалом спостерігається наступна тенденція: інвазійні види в районі дослідження мають вужчу еколого-ценотичну амплітуду, ніж аборигенні. Разом з тим, чим вужча амплітуда, тим кращою є спеціалізація ніші виду.

На основі отриманих даних визначено еколого-ценотичну активність досліджуваних видів. Так, Я.П. Дідух (1982) пропонує для оцінки активності виду враховувати широту еколого-ценотичної амплітуди, ступінь трапляння та ступінь покриття виду. Зокрема, він виділяє п'ять ступенів активності видів: особливо активні,

високоактивні, середньоактивні, малоактивні та неактивні. Встановлено, що високоактивними в районі дослідження є аборигенний вид *Rubus caesius* та адвентивний – *Helianthus tuberosus*; всі інші досліджувані види – середньоактивні.

Таблиця 4. 5.
Екологічна амплітуда інвазійних видів та апофітів
басейну р. Латориця щодо екологічних чинників

Вид	Hd	fH	Rc	Sl	Ca	Nt	Ae	Tm	Om	Kn	Cr	Lc
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	0	0	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Amorpha fruticosa</i>	-	0	-	-	-	0	-	0	-	0	0	-
<i>Reynoutria japonica</i>	0	0	0	+	0	0	0	-	0	0	0	0
<i>Echinocystis lobata</i>	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	-	0
<i>Helianthus tuberosus</i>	0	+	0	0	0	+	0	0	+	+	0	0
<i>Acer negundo</i>	+	+	+	0	+	+	+	+	0	0	0	0
<i>Solidago serotinoides</i>	0	+	0	0	+	+	0	+	0	0	0	0
<i>Aster salignus</i>	-	-	0	-	-	0	-	0	-	-	0	0
<i>Aster novii-belgii</i>	-	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0
<i>Swida sanguinea</i>	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clematis vitalba</i>	0	+	+	0	+	+	0	+	0	+	+	0
<i>Humulus lupulus</i>	0	+	0	0	0	+	0	0	+	+	+	0
<i>Rubus caesius</i>	+	+	+	+	+	+	+	0	0	+	+	+
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0	+	+	0	+	+	0	0	0	0	0	+

+ – найширша амплітуда, 0 – середня, – – вузька.

Ступінь перекриття еконіш видів відображає їхню подібність (табл. 4. 6). Так, найвищий ступінь перекриття (>50%) зафіксований між *Reynoutria japonica* та *Heracleum sosnowskyi*, *H. sosnowskyi* та *Helianthus tuberosus*, *Solidago canadensis* і *Amorpha fruticosa*, *Clematis vitalba* та *Solidago canadensis*, *Clematis vitalba* та *Swida sanguinea*, *Humulus lupulus* і *Helianthus tuberosus*, *Humulus lupulus* і *Acer negundo*, *Humulus lupulus* і *Clematis vitalba*, *Rubus caesius* та *Acer negundo*, *Rubus caesius* і *Swida sanguinea*, *Rubus caesius* і *Clematis vitalba*, *Rubus caesius* і *Humulus lupulus*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Heracleum sosnowskyi*, *Ambrosia artemisiifolia* і *Helianthus tuberosus*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Swida sanguinea*, *Ambrosia artemisiifolia* і *Humulus lupulus*, *Ambrosia artemisiifolia* та *Rubus caesius*.

Таблиця 4. 6.

**Ступінь перекриття еконіш
інвазійних видів та апофітів басейну р. Латориці**

Види	<i>Heracleum sosnowskyi</i>	<i>Amorpha fruticosa</i>	<i>Reynoutria japonica</i>	<i>Echinocystis lobata</i>	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Acer negundo</i>	<i>Solidago canadensis</i>	<i>Aster salignus</i>	<i>Aster novii-belgii</i>	<i>Swida sanguinea</i>	<i>Clematis vitalba</i>	<i>Humulus lupulus</i>	<i>Rubus caesius</i>	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	100													
<i>Amorpha fruticosa</i>	30	100												
<i>Reynoutria japonica</i>	55	32	100											
<i>Echinocystis lobata</i>	24	23	26	100										
<i>Helianthus tuberosus</i>	55	34	40	23	100									
<i>Acer negundo</i>	34	31	38	40	34	100								
<i>Solidago serotinooides</i>	38	52	40	25	45	39	100							
<i>Aster salignus</i>	30	26	27	22	32	33	30	100						
<i>A. novi-belgii</i>	27	40	26	20	33	23	34	23	100					
<i>Swida sanguinea</i>	46	36	41	27	45	42	43	42	27	100				
<i>Clematis vitalba</i>	38	46	41	26	48	38	63	33	35	53	100			
<i>Humulus lupulus</i>	44	39	45	28	53	81	49	31	34	45	59	100		
<i>Rubus caesius</i>	48	38	48	31	42	51	49	35	26	63	50	50	100	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	60	32	46	25	54	38	43	37	28	56	44	50	51	100

Примітка. Сірим кольором позначені показники перекриття еконіш $\geq 50\%$.

Особливу небезпеку складають види-трансформери, яких, за нашими даними, у флорі Українських Карпат налічується 13, ще три види розглядаються нами як потенційно інвазійні. За єдиною схемою, що включає відомості про первинний та вторинний ареали видів, екологічну приуроченість, історію культивування, поширення в регіоні дослідження, а також їхній вплив на довкілля подано узагальнені відомості про види-трансформери Українських Карпат та потенційно інвазійні види. З'ясування приуроченості інвазійних видів до первинних біотопів допомагає оцінити можливість їхньої адаптації в різних районах та окреслити можливі межі їхніх потенційних ареалів, що дуже важливо для розробки заходів контролю їхнього поширення, у зв'язку з чим проведені дослідження участі видів трансформерів у різних типах біотопів регіону.

1. *Acer negundo*. Вид північноамериканського походження (Gleason, Cronquist, 1991), характеризується широкою екологічною амплітудою. В первинному ареалі повсюдно поширений у прибережних і перезволожених місцях, болотах, заплавах, мезотрофних листяних, особливо за участю *Fraxinus pennsylvanica* Marsh., *Populus angustifolia* James, *P. sargentii* Dode, *P. tremuloides* Michx., *Quercus macrocarpa* Michx., *Salix* sp. div., шпилькових та змішаних лісах, дубових рідколіссях, преріях, а також на сільськогосподарських землях (Виноградова и др., 2010). У природному ареалі спостерігається клинальна мінливість кількісних ознак плодів (із півночі на південь – зменшення розмірів і маси крилаток), у вторинному ареалі внутрішньовидова мінливість не простежується.

У вторинному ареалі *A. negundo*, де часто культивується і дичавіє, він поширений повсюдно; загальний виду ареал – голарктичний (помірна зона Голарктики та Середземномор'я).

В Європу (Англія) *A. negundo* інтродукований у 1688 р., в Україні вирощується з 1809 р. в Основ'янському акліматизаційному саду (поблизу Харкова) та з 1816 р. – у Кременецькому ботанічному саду (Тернопільська обл.) (Кохно, 1986; Виноградова и др., 2010; Проторорова, Shevera, 2014). Перші відомості про культивування виду в Закарпатті датуються 1898 р. (парк с. Чертеж Ужгородського р-ну) та 1912 р. (експериментальні та виробничі лісові ділянки у с. Луг Рахівського р-ну) (Фодор, 1961, 1974), на Буковині – 1910 р. (Чернівці, публічний сад, тепер парк культури і відпочинку імені Т.Г. Шевченка (СНЕР). В Закарпатті експоненційна фаза поширення виду почалася у 1998 р., важливу роль у цьому процесі відіграли повені 1998 та 2001 років (Вихор, Проць, 2013, 2014).

Вид добре переносить зиму та засухи, розмножується насінням (від 100 до 500 тисяч крилаток на одне дерево); насіння розноситься вітром, птахами та деякими ссавцями (білками); розселяється досить швидко, оскільки у стадію плодоношення вступає у віці 6–7 років; зміна поколінь у районах його поширення на території вторинного ареалу у нього відбувається швидше, ніж у багатьох інших видів дерев. Характеризується швидким приростом вегетативної маси, стійкий до забруднення повітря; недовговічний (80–100 років), у міських культурфітоценозах – не більше 30 (Виноградова и др., 2010).

За нашими спостереженнями *A. negundo* в регіоні домінує в заплавах лісах, передусім за рахунок притаманних йому біоло-

гічних особливостей: великої кількості насіння, швидкому росту, ранньому плодоношенню, толерантності до гідрорежиму й трофності ґрунтів. Завдяки цим властивостям вид швидко стає домінантом, пригнічує низький підріст та сходи інших деревних видів, особливо поновлення видів *Salix* і *Populus*, а також види трав'яного ярусу, що проявляється у суттєвих змінах видового складу й структури заплавних лісів.

Тепер у населених пунктах регіону вид трапляється на різних типах антропогенних екоотопів (парки, цвинтарі, узбіччя доріг, залізничні насипи, пустирі, лісопосадки та лісосмуги тощо), а також у складі синантропних угруповань *Artemisietea vulgaris*, *Galio-Urticetea* (Протопопова та ін., 2010). Входить до складу трансформованих заплавних лісів *Salicetea purpureae*, *Querc-Fagetea*. На території Закарпатської низовини виявлено у заплавних ценозах класу *Alnetea glutinosae*, ксеротермних дубових лісах класу *Quercetea pubescentis* та мезофільних чагарникових заростях класу *Rhamno-Prunetea* у складі таких типів біотопів як «Вербові зарості нетекучих вод», «Вербові зарості заплавних берегів річок», «Середньоєвропейські мезофільні чагарники», «Сукцесійні чагарниково-деревні зарості на алювіальних наносах», «Заболочені рівнинні вільхові ліси», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)», «Прибережні заплавні дубово-в'язово-ясеневі ліси (*Ulmenion minoris*)», «Заплавні ясенєво-вільхові ліси рівнини та передгір'я», «Рівнинні дубові ліси з перстачем білим (*Potentilla alba*)», «Субпаннонські дубово-грабові ліси».

Вид має чітко виражену тенденцію до поширення у напівприродних рослинних угрупованнях.

2. *Ambrosia artemisiifolia*. У Північній Америці, у межах природного ареалу, вид трапляється в преріях, долинах річок, прибережних ділянках, а також на засмічених місцях та як бур'ян польових культур, досягаючи до 1000 м н. р. м. (Gleason, Cronquist, 1991). Виявляє широку амплітуду за зволоженням (від зволжених до сухих ґрунтів), але віддає перевагу добре освітленим місцезростанням із поживними, злегка підкисленими ґрунтами; рослина ценофобна, часто є піонером порушеного ґрунтового покриву, домінування виду обмежується одним сезоном (Виноградова и др., 2010). Протягом двох останніх століть вид із «рідкісної» рослини прерій перетворився на повсюдно поширений бур'ян (Ковалев, 1989).

Тепер вид відомий на всіх континентах світу. В Європу (Німеччина) *A. artemisiifolia* завезена у 1863 р. разом із насінням конюшини. В Україні культивувалася як лікарська рослина з 1914 р. (ст. Кудашівка, Дніпропетровської обл.), крім того у 1925 р. спонтанно занесений, ймовірно, із соргом суданським, занесений на територію міського елеватора в Києві; згодом виникло кілька осередків переважно на полях сільськогосподарських дослідних станцій різних регіонів країни (Протопопова, 1973; Мар'юшкина, 1986; Виноградова и др., 2010; Protopopova, Shevera, 2014). Із Закарпаття відомий з 1942 р. (Проць, 1998; Вихор, Проць, 2014), на Буковині вперше виявлений у 1957 р. (СНЕР). Вид належить до фітокарантинних об'єктів України (Устинов и др., 1994).

Вид є надмірним споживачем вологи та поживних речовин, продуцентом великої біомаси, змінює режим освітлення, вологості, збіднює ґрунт, має алелопатичні властивості, завдяки чому, досягнувши рівня домінанта, пригнічує інші види рослин (Виноградова и др., 2010). Наприклад, на 1 м² може бути до 1000 сходів *A. artemisiifolia*; висушує ґрунт – на одиницю сухої речовини випарує 920–940 одиниць води; поглинає з ґрунту високу частку азоту та фосфору – N 14,5 кг і P₂O₅ – 1,5 кг на 1 т сухої речовини (Котт, 1953).

Тепер *A. artemisiifolia* масово поширена переважно на антропогенних екоотопах у регіоні (по залізницях, уздовж автомобільних шляхів, на рудеральних місцях у населених пунктах і сільськогосподарських угіддях тощо), активно й масово вкорінюється у синантропні рослинні угруповання класів *Stellarietea mediae*, *Artemisietea vulgaris*, *Polygono-Poetea annuae* та *Galio-Urticetea* (Протопопова та ін., 2010). В межах Закарпатської низовини трапляється у слабопроточних угрупованнях класу *Littorelletea*, прибережних комплексах *Phragmiti-Magnocaricetea*, *Bidentetea tripartiti*, узлісних ценозах класу *Trifolio-Geranietea sanguinei*, деградованих лучних угрупованнях класу *Molinio-Arrhenatheretea*. Тут особини виду відмічено у складі таких природних біотопів як «Ділянки з піонерною рослинністю з домінуванням однорічників (*Thero-Airion*) на силікатних субстратах», «Силікатні скелі з піонерною рослинністю *Sedo-Scleranthion* чи *Sedo albi-Veronicion dillenii*» (?), «Природні ерозійні зсуви на крутих схилах», «Оліготрофні та мезотрофні водойми з угрупованнями з *Littolleatea uniflorae* та/або *Isoëto-Nanojuncetea*», «Підмочені депресії на полях та оголених

денах рибників з рудералізованою рослинністю», «Мулисті береги річок з рослинністю *Chenopodium rubri* та *Bidention*», «Прибережні злаково-різнотравні зарості уздовж потоків», «Ксеротермофітні узліся», «Заплавні, деградовані пасовища на рівнині», «Давні вторинні кам'яні формації» та антропогенних.

Підвищення температури сприятиме розширенню спектра місцезростань виду та підвищення висотної межі поширення в регіоні.

3. *Conyza canadensis*. Вид північноамериканського походження (Gleason, Cronquist, 1991). Первинний ареал займає територію від штатів Техас та Орегона до 550 північної широти. Приурочений до морського узбережжя або приморських рівнин, повсюдно розповсюджений на антропогенно перетворених територіях, віддає перевагу кам'янистим, піщаним або багатим суглинним ґрунтам (Виноградова и др., 2010).

Вторинний ареал виду охоплює Європу, Азію, Австралію. У Західній Європі північна межа його поширення проходить на 10° північніше, ніж в Америці. Поширений переважно на антропогенних ектопах, формуючи монодомінантні зарості, але часто виступає і як піонерний вид на прибережних піщаних місцях (Виноградова и др., 2010).

За даними В. Шафера (1956), Ю.К. Виноградової зі співавторами (Виноградова и др., 2010) датою завезення в Європу (Франція або Німеччина) є 1646 р., хоча Р. Вебер (Weber, 1961) вважав, що рослина була завезена з Канади в Париж лише у 1655 р. В Україні *C. canadensis* відомий з 1816 р. з Кременецького ботанічного саду, а Л. Вагнер (Wagner, 1876) для регіону дослідження відмічає, що в Марамароші він культивується у приватних садах м. Сігет (сучасна територія Румунії) та м. Хуст. О.С. Рогович (1869) вказує вид для Західної та Центральної України як «... очень обыкновенное растение на полях обработанных, бесплодных местах и между кустарниками во всех означенных губерниях ...». Точна дата появи виду у регіоні дослідження не встановлена, але за даними Ф. Гербіха (Herbich, 1859) він наводиться для околиць м. Чернівці, де траплявся вздовж доріг, на кам'яних насипах, полях, перелогах.

Щільні зарості виду збіднюють видовий склад і порушують структуру природних псамофільних угруповань, перешкоджаючи їхньому поновленню (Протопопова та ін., 2009 а, б).

Вид поширений переважно в антропогенних місцях у складі синантропних угруповань класів *Polygono-Poetea annuae*,

Stellarietea mediae, *Artemisietea vulgaris* та *Galio-Urticetea*. На території Закарпатської низовини виявлено у остепнених ксерофільних лучних угрупованнях класу *Festuco-Brometea* та узлісних ценозах класу *Trifolio-Geranietea sanguinei*. Є компонентом рослинного покриву наступних біотопів: «Ділянки з піонерною рослинністю з домінуванням однорічників (*Thero-Airion*) на силікатних субстратах», «Силікатні скелі з піонерною рослинністю *Sedo-Scleranthion* чи *Sedo albi veroniceon dillenii*» (?), «Природні ерозійні зсуви на крутих схилах», «Сухі напівприродні злаково-різнотравні луки на карбонатовмісних ґрунтах», «Ксеро-термофітні узлісся».

Наявність порушених повенями екоотопів у регіоні буде сприяти поширенню виду по піщаних прибережних та кам'янистих ділянках.

4. *Echinocystis lobata*. Природний ареал виду охоплює значну частину Північної Америки, де досягає 52°, а окремі місцезростання відмічені до 55° північної широти (Виноградова и др., 2010), він приурочений до місцезростань на вологих землях, часто культивується (Gleason, Cronquist, 1991).

Зараз вид широко поширений по всій Європі та в Азії як на антропогенних, так і природних місцезростаннях, переважно серед прибережних чагарників.

Є відомості про культивування рослини як декоративної та лікарської у Європі з другої половини XIX ст., але без конкретних місцезнаходжень (Protoporova, Shevera, 2014). Перші здичавілі рослини зафіксовані у 1904 р. в Румунії (Sirbu, Orgea, 2011). В Україні вирощується, ймовірно, з кінця XIX або з початку XX ст. У Закарпатті спонтанне поширення зафіксовано у 1933 р. (с. Дідівці, Берегівського р-ну), активне розповсюдження – з кінця XX ст.

У дослідженому регіоні в складі синантропних угруповань класу *Galio-Urticetea* утворює велику біомасу, затінює місцезростання місцевих видів, тим самим пригнічує їхнє поновлення та розвиток. Зрідка трапляється в ценозах класів *Artemisietea vulgaris*, *Robinietea*. Проникає до рудералізованих лісових заплавних комплексів класів *Alnetea glutinosae*, *Salicetea purpureae*, *Quercus-Fagetea*, мезофільних чагарникових заростей класу *Rhamno-Prunetea*, прибережних угруповань класу *Phragmito-Magnocaricetea*.

Вид зафіксований у складі таких біотопів: «Заболочені рівнинні вільхові ліси», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї», «Прибережні заплавні дубово-в'язово-ясеневі ліси (*Ulmenion*

minoris)», «Заплавні ясенево-вільхові ліси рівнини та передгір'я», «Вербові зарості нетекучих вод», «Вербові зарості заплавних берегів річок», «Середньоєвропейські мезофільні чагарники», «Високотравні гідрофільні прибережні зарості низинних річок», «Прибережні злаково-різотравні зарості уздовж потоків», «Евтрофні водойми з угрупованнями гелофітів *Oenanthion aquaticaе* з коливаннями рівнинних вод», «Прибережні та підтоплені ділянки з угрупованнями гелофітів» та антропогенних, переважно рудеральних, а також у лісопарках та придорожніх лісосмугах.

Вид виявляє сталу тенденцію до ущільнення ареалу в регіоні, переважно у складі вологих прибережних та чагарникових угруповань.

5. *Impatiens glandulifera*. Вид східноазійського походження, природний ареал – Західні Гімалаї, де росте по берегах річок, у порушених вологих лісах і як бур'ян на висотах від 1800 до 4000 м н. р. м. (Gupta, 1989).

Вторинний ареал – Європа, Азія, Північна Америка, де він поширився по берегах річок, озер та інших водойм, на вологих луках, галявинах, чагарниках, у освітлених заплавних лісах, а також на антропогенних екотопах.

Інтродукований в Європу (Англія) у 1838 р., у західних регіонах України вирощувався з 30-х років ХХ ст., здичавілі рослини вперше зафіксовані в 1938 р. у Закарпатській (с. Осій Іршавського р-ну та Ганьковиця Свалявського р-ну) та в 1939 р. у Хмельницькій (с. Михайлівка) областях (Protoporova, Shevera, 2014).

Вид витісняє аборигенні як однорічні, так і багаторічні види, перешкоджає поновленню навіть деяких дерев, успішно конкурує за запилювачів, що призводить до збіднення біорізноманіття. Позитивно реагує на підвищення температури та CO_2 . (Виноградова и др., 2010).

Вид формує колонії по берегах річок та каналів із порушеним рослинним покривом (придорожні канами, вологі рудеральні та придорожні ділянки, яри тощо). Найщільніші популяції утворює в складі високотравних нітрофільних прибережних угруповань класу *Galio-Urticetea*, подекуди трапляється у заплавних лісових ценозах класів *Salicetea purpureae*, *Quercu-Fagetea*, зрідка – в угрупованнях штучних деревних насаджень класу *Robinietea*. Відмічений у складі біотопів: «Високотравні гідрофільні прибережні зарості низинних річок», «Вербові зарості заплавних берегів річок (?), «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion*

albae)», «Заплавні ясенєво-вільхові ліси рівнини та передгір'я» та антропогенних.

Підвищення температури, за умови збереження сучасного водного режиму, буде сприяти подальшому поширенню виду в регіоні.

6. *Impatiens parviflora*. Вид центральноазійського походження, у природному ареалі звичайний компонент горіхово-кленових лісів Тянь-Шаню та Паміро-Алаю, де росте в одному ярусі з *Brachypodium sylvatica* (Huds) P. Beauv., *Poa nemoralis* L., *Geum urbanum* L. (Флора и растительность ..., 1971). Віддає перевагу багатим на поживні речовини і добре аерованим ґрунтам, але може рости й на досить бідних (Виноградова и др., 2010).

Сучасний ареал *I. parviflora* – голарктичний; вид поширений як у природних, так і антропогенних місцезростаннях.

В Європі (Швейцарія) вид відомий у культурі з 1831 р., в Україні культивовані рослини вперше зафіксовані в 1895 р. у Дублянках (Львівська обл.), а здичавілі – виявлені F. Niezabytowskiy у 1908 р. у Львові та Карпатах (Протопопова, 1973; Виноградова и др., 2010; Protodorova, Shevera, 2014), пізніше, у 1956 р. у Чернівецькій обл. («по р. Виженка, вологі місця, 24.06.1956, И. Артемчук, СHER»).

Вид виявляє високу морфологічну пластичність, яка пов'язана з освітленням та вмістом азоту, освоює широкий спектр мікрооселищ, що забезпечує йому високий інвазійний потенціал (Снуга, 2014), а також характеризується: хазмогамією, рідше – клейстогамією, яка сприяє незалежності запилення від наявності комах-запилювачів, високою насінневою продуктивністю (до 10000 насінин на одну рослину), ранніми та довготривалими строками появи сходів і дисемінації (близько 3-х місяців), розповсюдженням насіння на далекі відстані, пластичністю до затінення. Витісняє аборигенний *I. noli-tangere* L., у лісових ценозах пригнічує *Aegorodium podagraria* L. і *Galeobdolon luteum* Huds. (Протопопова та ін., 2010, 2014).

Вид широко представлений на різних типах антропогенних екоотопів (переважно по затінених та вологих), часто трапляється в населених пунктах, у приміських лісових масивах, міських парках, по залізницях, придорожніх канавах, лісосмугах тощо. Звичайно росте у складі угруповань синантропних класів *Polygono-Poetea annuae*, *Artemisietea vulgaris*, *Galio-Urticetea*, трапляється у трансформованих угрупованнях класу *Quercio-Fagetea* та дерев-

них насадженнях класу *Robinietea* (Протопопова та ін., 2010). На території Закарпаття проникає до складу приджерельних угруповань класу *Montio-Cardaminetea*, гідрофільних прибережно водних ценозів класу *Phragmito-Magnocaricetea*, заплавно-лісових комплексів класів *Salicetea purpureae* та *Alnetea glutinosae*.

Зафіксований у складі біотопів: «Високотравні гідрофільні прибережні зарості низинних річок», «Вербові зарості заплавлених берегів річок» (?), «Низинно-передгірні джерела на силікатних породах» (?), «Заболочені рівнинні вільхові ліси», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)», «Прибережні заплавні дубово-в'язово-ясеневі ліси (*Ulmion minoris*)», «Заплавні ясеневі-вільхові ліси рівнини та передгір'я», «Субпаннонські дубово-грабові ліси», «Дубово-грабово-липові ліси», «Ліси *Tilio-Acerion* на схилах кам'яних осипищах і в ущелинах», «Букові ліси *Asperulo-Fagetum*».

Вид має сталі позиції у природних біотопах регіону і, ймовірно, у майбутньому має усі можливості для ущільнення ареалу.

7. *Helianthus tuberosus*. Вид північноамериканського походження (Gleason, Cronquist, 1991), але зараз природний ареал окреслити досить важко, оскільки рослини здавна культивувалися місцевим населенням (Жуковский, 1971). У Північній Америці росте вздовж доріг, на полях, перелогах, пустирях (Виноградова і др., 2010).

У вторинному ареалі – Європа, Азія, Північна та Південна Америка, Південно-Східна Африка та Нова Зеландія – приурочений до аналогічних місцезростань, крім того активно поширюється берегами річок.

Відомості щодо інтродукції виду в Європу (Франція) різняться, найбільш ранні датуються 1497 р., за іншими даними – 1607 або 1774 рр. Дати культивування в Україні, як і перших знахідок зрідкавілих рослин, не встановлені. У Карпатському регіоні, зокрема в Румунії, культивується з XVIII ст., можливо тоді або трохи пізніше (XIX ст.) рослини потрапили і в Україну, принаймні Л. Вагнер (Wagner, 1876) вказує її як цінну культивовану рослину в Марамароші.

Формуючи щільні монодомінантні зарості, вид суттєво збіднює біорізноманіття ценозів, перешкоджає поновленню тополево-вербових прибережних лісів, пригнічує види прибережних флорокомплексів.

Вид поширений на антропогенних екотопах, в основному поблизу місць культури, де росте на рудеральних місцях, уздовж шляхів сполучення, на пустирях, тощо. Найчисельніші популяції в регіоні утворює в складі синантропних угруповань класу *Galio-Urticetea*, на території Закарпатської низовини виявлено у мезофільних чагарникових гущавинах класу *Rhamno-Prunetea*, заплавних лісах класу *Salicetea purpureae*. Відмічений у складі біотопів: «Мулисті береги річок з рослинністю *Chenopodium rubri* та *Bidention*», «Високотравні гідрофільні прибережні зарості низинних річок», «Вербові зарості заплавних берегів річок», «Середньоевропейські мезофільні чагарники», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)».

Вид має сталі позиції у прибережних біотопах і виявляє тенденцію до подальшого поширення у регіоні.

8. *Heracleum mantegazzianus*, *H. sosnowskyi*. Види мають кавказьке походження. Природний ареал першого із них займає південні схили західного Великого Кавказу (Pysek et al., 2007), а другого – східну частину Великого Кавказу, Східне й Південно-Східне Закавказзя, північно-східну частину Туреччини, де поширені у середньому та верхньому лісовому поясі, на узліссях, лісових галявинах тощо. Загалом види віддають перевагу відкритим місцям із багатими вологими ґрунтами (Манденова, 1951; Pysek et al., 2000; Виноградова и др., 2010).

У вторинному ареалі види (*H. mantegazzianus* – Європа, Північна Америка; *H. sosnowskyi* – Європа) переважно займають порушені ділянки по берегах річок, узліссях, на луках, галявинах світлих лісів, вздовж шляхів сполучення, на пустирях та перелогах (Jahodová et al., 2007).

В Європу (Лондон) *H. mantegazzianus* інтродуковано у 1817 р., як декоративну культуру, а західні регіони України (Карпати та Прикарпаття, Полісся, Поділля) вид потрапив кількома шляхами. Вперше рослини, завезені із Карлових Вар (Чехія), висадили в Осмолодському лісництві у 1927 р., де пізніше, у 1962 р., на березі р. Лимниця Й.В. Берко зафіксував перші здичавілі особини (Берко, 1964). Окрім того, у 60-х роках ХХ ст. проф. С.С. Харкевич інтродукував його в культуру ботанічних садів України, зокрема в Центральний республіканський ботанічний сад АН УРСР, звідки, рослини були переселені, зокрема, до Ботанічного саду та на Біологічну базу (полонина Рівна) Ужгородського державного

університету. Іншими потужними осередками культивування виду були колгоспи та радгоспи західних лісових регіонів Полісся та Карпат, де вони рослини вирощувалися на силос (Protoporova, Shevera, 2005).

H. sosnowskyi вперше введений в культуру в 1947 р. в СРСР як силосна рослина й почав широко культивуватися. В Україну його завезли у 1949 р. з Кабардино-Балкарської АРСР і висіяли на ділянках Центрального республіканського ботанічного саду АН УРСР, згодом на різних сільськогосподарських станціях, у т.ч. і на полонині Пожижевській (Харкевич и др., 1964). У 70-роках ХХ ст. відзначається масове спонтанне поширення у всіх районах, де його культивували. В цей час перші осередки здичавілих рослин виду з'явилися і в Україні, а масове поширення почалося у 90-х роках.

Утворюючи високі зарості, ці види пригнічують та різко зменшують природне біорізноманіття. Їхня інвазійність обумовлена рядом біологічних та екологічних особливостей, зокрема формуванням великої кількості життєздатного насіння, швидким ростом, тривалим періодом цвітіння, здатністю до самозапилення, різноманітними способами розселення, схильністю до гібридизації.

Вид поширюється переважно поблизу місць культивування та на антропогенних ектопах у складі синантропних рослинних угруповань класів *Bidentetea tripartitae*, *Artemisietea vulgaris*, *Galio-Urticetea*. У Закарпатті виявлено у заплавах лісових угруповань класів *Salicetea purpureae* та *Quercu-Fagetea*, вологих лучних ценозах класу *Molinio-Arrhenatheretea*. Зафіксований у наступних біотопах: «Заплавні деградовані пасовища на рівнині», «Мезофітні пасовища» (?), «Високотравні угруповання вологих лук», «Мулисті береги річок з рослинністю *Chenopodium rubri* та *Bidention*», «Високотравні гігрофільні прибережні зарості низинних річок», «Прибережні злаково-різнотравні зарості уздовж потоків», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)», «Гірські сіровільхові ліси-галереї», «Заплавні ясеневі-вільхові ліси рівнини та передгір'я».

За даними Б.І. Вихора та Б.Г. Проця найприятливішими умовами для росту *H. sosnowskyi* в Закарпатті є висоти між 150 та 299 м н.р.м., найвищий локалітет, де зафіксовано вид – Яблунецький перевал (900 м н.р.м.); швидкому розселенню сприяли повені (Вихор, Проць, 2012, 2014) та масове вирубування лісів, особливо на придорожніх ділянках, де *H. sosnowskyi* та *H. mantegazzianus*

на Буковині швидко поширюються на порубах, формуючи флористично бідні монодомінантні угруповання (Демкович, 2013).

У майбутньому можна очікувати поширення видів і у більш вищі висотні пояси регіону.

9. *Phalacrologium annuum*. У первинному ареалі в Північній Америці (північно-східні регіони США та південно-східні Канади) вид росте у преріях, а також на луках, пасовищах, пустирях, у вологих лісах, особливо на згарищах, як бур'ян на полях і вздовж доріг; віддає перевагу легким ґрунтам (Gleason, Cronquist, 1991).

У вторинному ареалі відомий майже у всіх країнах Європи, Східної Азії та Нової Зеландії, де переважно поширений по антропогенних місцях.

Вид відомий у культурі в Європі (Франція) з 1635 р., в Україну занесений, ймовірно, наприкінці XIX ст., оскільки вже тоді наводився О.С. Роговичем (1869) для центральних та західних регіонів України на забур'ячених місцях і в галях. Точна дата культивування у Карпатах не встановлена, перші відомості про знахідки виду на Буковині датуються 1911 р.: м. Чернівці (Цецино) (Rudolph, 1911) та смт Красноільськ (Normuzaki, 1911).

Завдяки високій насінній продуктивності й ефективному розсіюванню насіння вид досягає рівня домінуючого, його негативний вплив проявляється у зміні структури лучних і прибережних чагарникових ценозів, що спричинює зниження видового різноманіття. Формуючи щільні колонії на трансформованих ділянках, вид сприяє інсуляризації місцевих популяцій, послаблюючи їхню конкурентоспроможність. Як піонерний вид легко пристосовується до трансформованих ділянок, перешкоджаючи поновленню на них місцевих видів (Протопопова та ін., 2010).

Вид в регіоні подекуди домінує у напівприродних лучних ценозах, а також трапляється на остепнених луках, лісових галявинах, у світлих лісах, прибережних екотопах у складі рослинних угруповань класів *Bidentetea*, *Phragmito-Magno-Caricetea*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Festuco-Brometea*, *Quercu-Fagetea*, *Quercetea pubescentis*, *Rhamno-Prunetea*, *Trifolio-Geranietea sanguinei*, *Robinietea*, звичайний у синантропних рослинних угрупованнях класів *Polygono-Poetea annuae*, *Stellarietea mediae*, *Artemisietea vulgaris* і *Galio-Urticetea* (Протопопова та ін., 2010). Відмічений у складі наступних біотопів: «Ділянки з піонерною рослинністю з домінуванням однорічників (*Thero-Airion*) на си-

лікатних субстратах», «Силікатні скелі з піонерною рослинністю *Sedo-Scleranthion* чи *Sedo albi-Veronicion dillenii*», «Природні ерозійні зсуви на крутих схилах», «Оліготрофні та мезотрофні водойми з угрупованнями *Littorelletea uniflorae* та/або *Isoëto Nanojuncetea*», «Підмочені депресії на полях та на оголених дежах рибників з рудералізованою рослинністю», «Мулисті береги річок з рослинністю *Chenopodion rubri* та *Bidention*», «Прибережні угруповання кремени (*Petasition*)» «Середньоєвропейські мезофільні чагарники», «Сухі напівприродні злаково-різнотравні луки на карбонатомісних ґрунтах», «Субпаннонські лучні степи», «Ксеро-термофітні узлісся», «Мезофітні узлісся», «Низинні та передгірні викошувані луки (сіножаті)», «Мезофітні пасовища», «Середньоєвропейські скельні осипища силікатних порід у передгір'ї», «Силікатні скелясті схили з хазмофітною рослинністю», «Давні вторинні кам'яні формації», «Сухі ацидофільні дубові ліси», «Вологі ацидофільні осиково-березово-дубові ліси (молінієві діброви)», «Рівнинні дубові ліси з перстачем білим (*Potentilla alba*)», «Паннонські ксеротермні дубові ліси», «Субпаннонські дубово-грабові ліси», «Термофільні паннонсько-балканські скельнодубові ліси».

Вид має тенденцію до активного поширення у регіоні у зв'язку зі збільшенням придатних для його оселення біотопів, які виникають внаслідок рубок лісу та пасквального навантаження.

10. *Reynoutria japonica*. Первинний ареал виду охоплює південь Далекосхідного Примор'я, Південний Сахалін та Південні Курили, Японію, Корею, більшу частину Китаю та Тайвань до висоти 2800 м н.р.м., а окремі локалітети (в Тайвані) досягають 3 800 м н. р. м. (Цвелев, 1989; Jäger, 1995; Shaw, Seiger, 2002; Tokarska-Guzik et al., 2016). Вид віддає перевагу добре освітленим схилам пагорбів та узліссям, а також поширений по берегах річок, канав та узбіччях доріг; як піонерна рослина масово заселяє схили вулканів (Seiger, 1995).

У вторинному ареалі (Європа, Північна та Південна Америка, Австралія та Нова Зеландія) росте в різних типах антропогенних та природних місцезростань (Balogh, 2008; Tokarska-Guzik et al., 2016). Спонтанне поширення виду зафіксовано у багатьох країнах Європи, де він займає території між 42° та 63° (70°) північної широти, а також в Північній та Південній Америці, Австралії і Новій Зеландії, де освоїв широкий спектр місцезростань (від ан-

тропогенних до природних), росте на різних типах ґрунтів; рослини толерантні до високих температур, посухи та засолення (Виноградова и др., 2010; Tokarska-Guzik et al., 2015).

В Європу рослини були інтродуковані у 1825 (Англія) та 1840 (Нідерланди) роках. Спонтанне поширення зафіксоване у 1883 р. в Чехії. Як декоративна рослина відома із західних регіонів в Україні з кінця XIX ст. Перші здичавілі рослини зафіксовані у 1902 р. у с. Яблунів (Івано-Франківська обл., LWS), пізніше у 1929 р. у м. Рахів (Закарпатська обл.) та у 1932 р. м. Болехів (Івано-Франківська обл.). Активне поширення виду в регіоні спостерігається з кінця XX ст., перші великі колонії зафіксовані вздовж річок в Закарпатті та в Буковинському Передкарпатті (Protoropova, Shevera, 1998; Протопопова та ін., 2010).

Поширення виду призводить до пригнічення і значного скорочення, а місцями навіть до зникнення природного флористичного та фауністичного (деякі безхребетні та земноводні) різноманіття, при весняній повені викликає ерозію ґрунту, кореневища руйнують дорожнє покриття та будівельні споруди (Виноградова и др., 2010).

Формує лінійні монодомінантні колонії, часом з домішками *R. × bohemica* Chrtek & Chrtková по берегах річок, вздовж автошляхів та залізниць. У заплавах вкорінюється у вербово-тополеві ліси та лучні ценози, а також відмічений на торфовищах, на вирубках лісів, заходить у штучні посадки, часто трапляється в антропогенних місцезростаннях: в парках, лісопарках, на цвинтарях, рудералізованих місцях в населених пунктах. Є діагностичним видом асоціації *Reynoutrietum japonicae*, відмічений у складі асоціацій *Carici pilosae-Carpinetum betuli*, *Aegopodio-Reynoutrietum sachalinensis* класу *Galio-Urticetea*. На території Закарпаття проникає до складу лучних угруповань класу *Molinio-Arrhenatheretea*, мезофільних чагарникових заростей класу *Rhamno-Prunetea*, лісових ценозів класів *Salicetea purpureae* та *Quercu-Fagetea*. Зафіксований у складі таких біотопів: «Високотравні гігрофільні прибережні зарості низинних річок», «Заплавні китникові луки (*Alopecurion pratensis*)» (?), «Низинні та передгірні викошувані луки (сіножати)», «Мезофітні пасовища», «Вологі луки передгір'я та гірського поясу» (?), «Середньоєвропейські мезофільні чагарники», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)», «Субпаннонські дубово-грабові ліси», «Карпатські дубово-грабові ліси (грабові діброви)».

У Закарпатській низовині вид знаходиться у стані експансії. Враховуючи біологічні та екологічні властивості виду та кліматогенні тенденції в регіоні, є всі підстави очікувати розширення та ущільнення його ареалу, у т.ч. підвищення вертикальної межі поширення.

11. *Rudbeckia laciniata*. Вид північноамериканського походження (Gleason, Cronquist, 1991), його первинний ареал простягається від Квебека до Флориди та на захід до Монтани й Арізони. Приурочений до заліснених територій, де росте у сирих лісах, на узліссях, на луках (на освітлених і затінених місцях), по берегах водойм, на легких (піщаних), середніх і важких (глинистих), слабокислих, дернових і піщано-листяних (від вологих до сухих) ґрунтах. Вид толерантний до низьких температур і активно поновлюється після осіннього сінокошіння, утворює суцільні зарості й витісняє оточуючі рослини (Виноградова и др., 2010). Вторинний ареал виду – Європа та Нова Зеландія, де він натуралізувався на антропогенних місцях та в напівприродних угрупованнях.

Вид протягом XVII–XIX століть неодноразово інтродукований, достовірно відомий з 1663 р. в Європі (без конкретних вказівок). В Україні *Rudbeckia laciniata* як декоративна рослина вирощувалася у західних регіонах країни з середини та, найімовірніше, з кінця XIX ст., а перші здичавілі особини виду зафіксовано на початку XX ст. у Закарпатті (с. Середнє, 1903, S. Mágócsy-Dietz, BP) та на Буковині (с. Йорданешти, 08.08.1909, M. Guşuleac (CHER) (Normuzaki, 1911). Активне поширення виду спостерігається з кінця XX ст., сучасне поширення подано на карті рисунку 4.19.

Як трансформер впливає на видовий склад рослинних угруповань заплавної лісів, суттєво змінюючи їх. Захоплює території насамперед завдяки вегетативному розмноженню, а також масовому і швидкому росту клонів, які формують щільні мало-, інколи одновидові зарості з великою біомасою, створюючи умови, непридатні для існування інших видів. Через значне зниження освітлення і щільне покриття ґрунту гальмує поновлення рослин місцевої флори, змінюючи склад і структуру рослинного покриву.

Вид місцями домінує на великих територіях, переважно на місці лісів класу *Quercus-Fagetea*, у заплавної лісах класу *Salicetea purpureae*, на узбіччях шляхів у складі синантропних угруповань класів *Artemisietea vulgaris*, *Galio-Urticetea* (Протопопова та ін., 2010). У Закарпатті трапляється переважно у прибережних місцезростаннях, де формує монодомінантні колонії (порядок

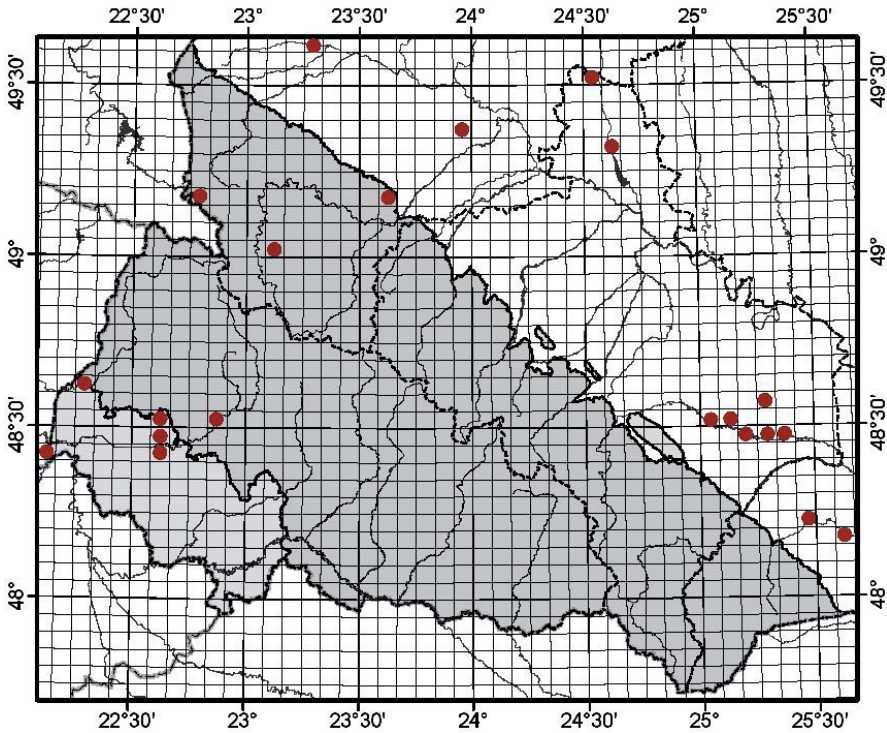


Рис. 4.20. Поширення *Rudbeckia laciniata* на території дослідження

Convolvuletalia sepii класу *Galio-Urticetea*) та лучних ценозах (клас *Molinio-Arrhenatheretea*), де створює загрозу для заплавних дубових лісів (*Fraxino pannonicae-Ulmetum* класу *Quercu-Fagetea*) (Andryk et al., 2010), подібний характер поширення виявляє і в Буковинському Передкарпатті. Відмічений у складі наступних біотопів: «Високотравні гідрофільні прибережні зарості низинних річок», «Заплавні луки річкових долин (*Cnidion venosi*)» (?), «Заплавні китникові луки (*Alopecurion pratensis*)» (?), «Вербові зарості нетекучих вод», «Вербові зарості заплавних берегів річок», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)», «Прибережні заплавні дубово-в'язово-ясеневі ліси» та антропогенних.

Подальшому поширенню виду в регіоні сприятиме, наприклад, вирубка лісів у прибережних місцях.

12. *Salix fragilis*. Вид приурочений до гірських лісів північних та північно-західних регіонів Малої Азії, де нечасто трапляється, росте по берегах гірських річок у північній частині Малої Азії та Вірменському нагір'ї (Скворцов, 1968).

Вид зараз поширений майже по всій території Європи і в Північній Америці. У Європі широко розповсюджений як в культурі, так і спонтанно, де приурочений переважно до берегів річок та інших водойм, інколи по вологих зниженнях та вологих луках у заплавах лісах, а також уздовж доріг та в населених пунктах.

Достовірні відомості про культивування рослин виду в Європі відсутні. Найвірогідніше, що вид свідомо завезли з метою культивування ще у візантійську, а, можливо, і в римську епохи. Ймовірно, що первинним центром інтродукції могли бути Балкани або Італія. Майже відразу рослини почала дичавіти і особливо активно поширюватися у Середній Європі. Перша вказівка про культивування виду датується 796 р. Із Західної Європи рослини потрапили і в Україну.

На думку О.К. Скворцова (1968) у європейському ареалі виду, зокрема в Карпатах, переважають гібридні форми, які поширені переважно на антропогенних місцезростаннях. Вказівки на поширення типової *S. fragilis* потребують на уточнення. Витісняє аборигенні види цього роду.

В Карпатах доходить до 800–1000 м н. р. м.; є діагностичним видом порядку *Salicetalia purpurea* союзу *Alnion glutinoso-incanae*; трапляється в угрупованнях *Salici – Populetum*, рідше *Alno – Padion (Alnetumincanae і Caltho – Alnetum)*.

В регіоні дослідження зафіксований у складі наступних біотопів: «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)», «Гірські сіровільхові ліси-галереї (*Alnion incanae*)» (?), «Прибережні заплавні дубово-в'язово-ясеневі ліси (*Ulmenion minoris*)», «Заплавні ясенєво-вільхові ліси рівнини та передгір'я» «Вербові зарості нетекучих вод», «Вербові зарості заплавної берегів річок», «Мулисті береги річок з рослинністю *Chenopodium rubri* та *Bidention*», «Високотравні гігрофільні прибережні зарості низинних річок», «Прибережні злаково-різнотравні зарості уздовж потоків», «Заплавні луки річкових долин (*Cnidion venosi*)», «Заплавні китникові луки (*Alopecurion pratensis*)», «Заплавні деградовані пасовища на рівнині» (?), «Вологі луки передгір'я та гірського поясу».

Вид повністю натуралізувався у регіоні та посилює свої позиції через гібридизацію з місцевими видами верб.

13. *Solidago canadensis*. У первинному ареалі вид розповсюджений у південно-західних провінціях Канади та північно-західних штатах США (Gleason, Cronquist, 1991). Росте у преріях, на узліссях і луках, а також на трансформованих ділянках, які зазнали антропогенного впливу: на перелогах, пустирях, пасовищах, узбіччях доріг, у населених пунктах тощо. У горах поширюється до субальпійського поясу (Виноградова и др., 2010). Вид має пліурирегіональний тип ареалу; у багатьох районах вторинного ареалу виявляє високу інвазійну здатність.

Вид культивувався в Європі (Велика Британія) як декоративна рослина з 1645 р. В Україні є згадки про вирощування рослин з початку XIX ст., а про здичавілі – за даними І.Ф. Шмальгаузен – з 1886 р., але без вказівок конкретних місць (Проторорова, Shevera, 2014); наводиться Л. Вагнером (Wagner, 1876) як культивованій у Мараморощі.

Агресивний колонізатор напівприродних екоотопів, на яких відновлюється рослинний покрив. Висока адаптаційна здатність до структури та трофності ґрунтів, інтенсивне вегетативне розмноження (до 309 гонів на 1 м²), раннє плодоношення, тривале існування клонів призводять до повної трансформації видового складу і структури вихідних ценозів, які не поновлюються. Є відомості про алелопатичну дію виду (Виноградова и др., 2010).

Вид проникає до складу рудеральних угруповань (*Stellarietea mediae* та *Polygono-Poetea annuae*), масово поширюється на перелогах, галявинах, вздовж доріг та лісосмуг у складі ценозів класів *Galio-Urticetea*, *Artemisietea vulgaris* та *Robinietea*, виявлено у складі узлісних комплексів класу *Trifolio-Geranietea*, спорадично трапляється в лучних угрупованнях класу *Molinio-Arrhenatheretea* (Протопопова та ін., 2010). Зафіксований у складі таких біотопів: «Мезофітні узлісся», «Низинні та передгірні викошувані луки (сіножаті)», «Середньоєвропейські мезофільні чагарники», «Рівнинні дубові ліси з перстачем білим (*Potentilla alba*)» (?).

Вид успішно поширюється у регіоні, головним чином у рівнинних та нижньогірських районах, утворюючи сталі колонії.

Деякі види, які відзначаються високою інвазійною спроможністю у суміжних або більш південних регіонах, а в Карпатському поки що відомі лише з окремих локалітетів, віднесені нами до групи по-

тенційно інвазійних видів. До них належать, наприклад, *Fraxinus pennsylvanica*, *Erechtites hieracifolia* і *Elaeagnus angustifolia*.

****Fraxinus pennsylvanica***. Природний ареал виду займає східні та центральні райони Північної Америки. Росте в долинах та по берегах річок, на болотах, вологих або заболочених лісах; алювіальних наносах, але віддає перевагу багатим, слабкокислим супіщаним ґрунтам, алювіальних – разом *Populus deltoides* Marshall, *P. tremuloides* Michx, *Salix rubrum* L., а на схилах річкових долин разом з *Acer rubrum* L. і *Ulmus americani* L. (Gleason, Cronquist, 1991; Burns, Honkala, 1990; Виноградова и др., 2010).

Як у природному, так і вторинному ареалах широко культивується. Вперше інтродукований в Європу в 1723 р. як декоративна культура. В Європі, Азії (Японія), Південній Америці (Аргентина) спонтанно почав поширюватися з другої половини ХХ ст. У вторинному ареалі переважно трапляється в антропогенних ектопах, населених пунктах, пустирях, вздовж доріг, у порушених природних місцезростаннях, часто по берегах річок, в ярах, в заплавних та приміських лісах, парках (Виноградова и др., 2010). В Україні розводиться з кінця ХVІІІ ст. Точні відомості про початок культивування в Карпатах відсутні, але відомо, що використовувався у лісорозведенні.

У первинному природному ареалі пригнічує розвиток аборигенних видів, зокрема, *Quercus* L. (Oliver et al., 2005). Аналогічна картина спостерігається і у межах вторинного ареалу. Виявляє толерантність до кліматичних умов; є відомості, що вид позитивно реагує на підвищення температури. В Росії (Москва, Хабаровськ) відмічено, що даний вид є кормовою базою небезпечного східноазійського шкідника *Agrilusplani pennis* Faimaire (Виноградова и др., 2010). Включений до списку інвазійних видів Румунії (Anastiu, Negrean, 2007) та Угорщини (Butta-Dukát, 2008).

У Закарпатті відмічений у більшості масивів рівнинних дібров, де місцями складає відчутну частку (часом, навіть, домінуючу – діброва в околиці с. Вари Берегівського р-ну) деревних ярусів; відмічений у дубових лісах класу *Quercus-Fagetea*, також інтенсивно поширюється у заплавних лісах класів *Alnetea glutinosae*, *Salicetea purpureae* та вздовж автомагістралей. Зафіксований у складі наступних біотопів: «Вербові зарості нетекучих вод» (?), «Середньоєвропейські мезофільні чагарники», «Заболочені рівнинні вільхові ліси», «Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї

(*Salicion albae*)», «Прибережні заплавні дубово-в'язово-ясеневі ліси (*Ulmenion minoris*)», «Заплавні ясенево-вільхові ліси рівнини та передгір'я», «Субпаннонські дубово-грабові ліси».

Вид виявляє тенденцію до активного поширення.

****Erechtites hieracifolia*.** Вид походить із Північної Америки, де приурочений до сухих лісів, боліт та пустирів (Gleason, Cronquist, 1991). Природний ареал виду – помірна та тропічна зони Північної Америки, Центральна Америка, північ Південної Америки та Карибські острови.

Вторинний ареал виду – Європа, Південно-Східна Азія, Індонезія, Нова Зеландія, Гавайські острови, де росте на болотах, у заболочених і сухих лісах, згарищах, вирубках, пустирях. Уперше в Європі (Хорватія) був виявлений у 1876 р., згодом поширився в інших середньоевропейських країнах та на Балканах. В Україні відомий із Закарпатської (околиці м. Мукачево, 1911 та 1918 рр.), згодом – Івано-Франківської (с. Джурів Снятинського р-ну, 1940 р.) областей (Орлов, Якушенко, 2011). До початку ХХ ст. був відомий як лісовий бур'ян із кількох локалітетів в Україні. Зараз вид знаходиться у стані швидкого розселення і кількість його місцезнаходжень стрімко збільшується. Так за даними Гербаріїв UU, SHER, LW, LWS, LWKS, KW та усного повідомлення Н.М. Сичак в регіоні дослідження спорадично поширений у Закарпатській, Львівській, Івано-Франківській та Чернівецькій областях (рис. 4. 20), розповсюджується в північно-західному напрямку. Відмічений в околицях 10 населених пунктів, як на антропогенних, так і у природних місцезростаннях, наприклад, у букових (НПП «Вижницький», Чернівецька обл.), дубових (Холмецька гора, Закарпатська обл.) та соснових (берег р. Західний Буг, Львівська обл.) лісах, а також на луках (урочище «Сіножаті», Івано-Франківська обл.).

Утворюючи масові зарості, збіднює флористичне різноманіття лісових ценозів, перешкоджає відновленню деревного та трав'яно-чагарникового ярусів; лімітуючими факторами його поширення є рівень освітлення, вміст мінерального азоту та вологість ґрунту (Орлов, Якушенко, 2011). Продукує велику кількість (до 30.000) насіння з рослини (Csisszár, 2004), яке зберігає здатність до проростання 8 років (Boskin, Boskin, 1996). В Європі визнаний інвазійним видом, який підлягає контролю (ЕРРО, 2006).

У регіоні дослідження (Закарпатська, Львівська, Івано-Франківська та Чернівецька обл.) відмічений у заплавних лісах

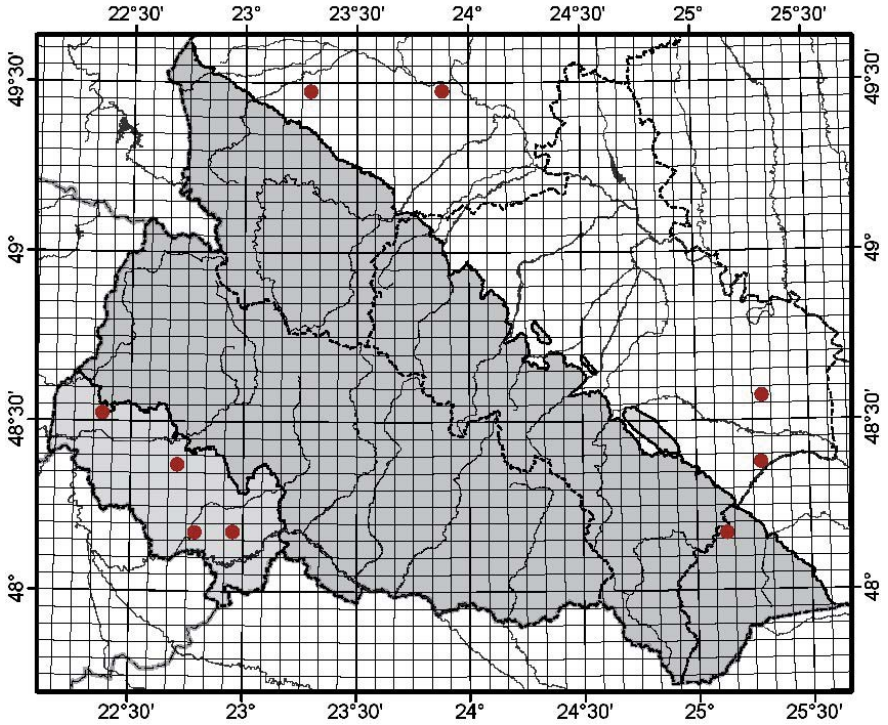


Рис. 4.20. Поширення *Erechites hieracifolia* на території дослідження

класу *Alnetea glutinosae*, букових лісах класу *Quercio-Fagetea*, спорадично трапляється у вологих лучних угрупованнях класу *Molinio-Arrhenatheretea* та високотравних гідрофільних заболочених луках класу *Phragmito-Magnocaricetea*. Зафіксований у складі таких біотопів як «Заболочені рівнинні вільхові ліси», «Осочники *Magnocaricion elatae*», «Букові ліси *Asperulo-Fagetum*» та «Молінієві луки (*Molinion caeruleae*)».

**Elaeagnus angustifolia*. Дані про походження виду дотепер дискусійні, оскільки він з дуже давніх часів культивується і дичавіє. Деякі дослідники (Горшкова, 1949) вважають, що він походить з Малої та Середньої Азії, а М.М. Цвельов (Цвелев, 2003; 2004) – середземноморським.

На теперішній час ареал виду охоплює значну частину Європи, Кавказ, помірні, південні та східні райони Азії, Північну та Пів-

денну Америку. Росте по берегах річок, кам'янистих схилах, піщаних аренах, заходить у гори на висоти від 700 до 1300 м н.р.м.

В Європі (Румунія, Трансільванія) культивується з 1792 р., в Україні – з 1830 р. в Одесі, а перші здичавілі рослини у 1925 р. зафіксовані в Криму (Protororova, Shevera, 2014). Відомості про дату першої інтродукції в Карпатах відсутні, але, ймовірно, впроваджується з середини ХХ ст., зокрема в Чернівецькій обл. За даними Гербаріїв УУ, СHER, LW, LWS. LWKS, KW зараз у регіоні дослідження у здичавілому стані відомий із небагатьох локалітетів у населених пунктах: мм. Ужгород та Берегово (Закарпатська обл.), м. Чернівці, мм. Львів, Дубляни, сс. Ставчани, Погорільці (Львівська обл.), с. Пасічна (Івано-Франківська обл.) переважно поблизу місць культури.

Рослина солевитривала, реофіт, що живиться підземними водами. Формує негусті зарості, однак під кронами, внаслідок зміни режиму освітлення, трав'яний покрив відрізняється від фонового. Дефіцит азотних сполук компенсує за рахунок бульбочкових азотфіксуючих актиноміцетів з роду *Frankia*. Хоча на рівнинних територіях Передкарпаття та Закарпаття росте спорадично, але на схід від м. Чернівців формує зарості у вигляді значних за розмірами локалітетів від кількох сот до кількох тисяч дерев.

Для дослідження було обрано популяцію виду, розташовану поблизу с. Стальнівці Новоселицького р-ну Чернівецької обл.

Рослини виду у середині ХХ ст. були тут посаджені для стримування ерозії ґрунту та захисту сільськогосподарських угідь від несприятливих процесів, про що свідчить добре виражені смуги посадок (рис. 4. 21). Штучні насадження стали джерелом експансії виду на нові території. Досліджена спонтанна складається із різновікових куртин і налічує близько 1000 особин (рис. 4. 21).

E. angustifolia стрімко поширився на місці закинутого кар'єру, а потім на сухі степові схили, угруповання яких належить до союзу *Festucion valesiacaе*, та на зволожені місця, тобто на екотопи з дуже мозаїчним мікрорельєфом та різким ступенем змінності зволоження. Для оцінки стану популяції було описано 268 особин на відносно однорідній ділянці за такими параметрами: діаметр стовбура, висота, вікова стадія, галуження, діаметр та форма крони, а також кількість стовбурів від основи.

Віковий аналіз популяції (рис. 4. 22.) показав, що більш ніж $\frac{3}{4}$ від загальної кількості особин є молодими, тобто представляють

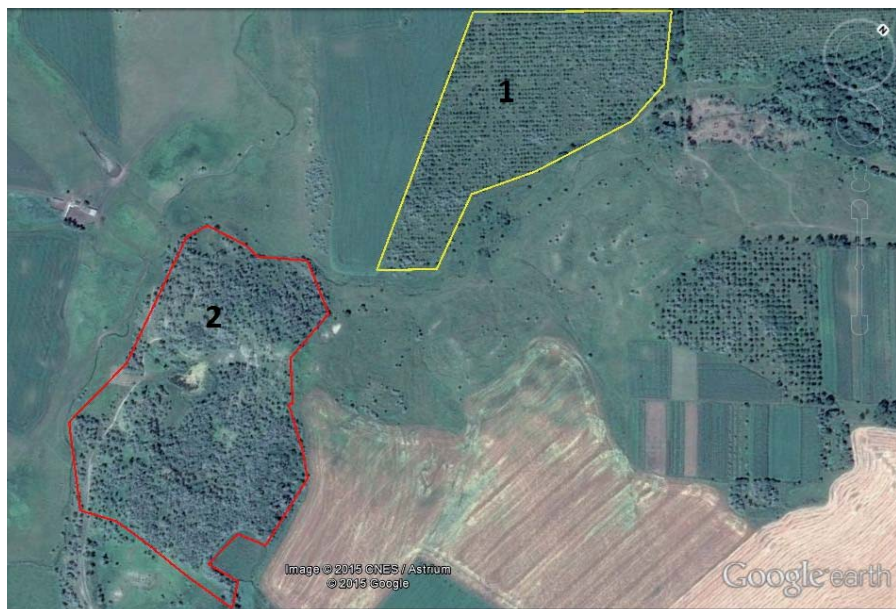


Рис. 4.21. Супутниковий знімок території дослідження:
1 – штучна посадка *E. angustifolia*, 2 – спонтанний локалітет.

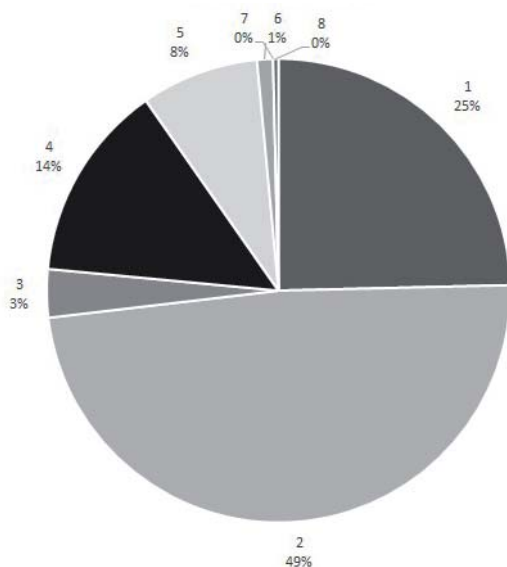


Рис. 4.22. Схема вікової структури популяції *E. angustifolia*

Умовні позначення:

- 1 – ювенільні, 2 – іматурні,
- 3 – віргінільні,
- 4, 5, 6 – генеративні,
- 7 – субсенільні, 8 – сенільні особи

ювенільні (49 %), імагурні (25 %) та віргінільні особини (3 %). Решту популяцій представляє її репродуктивна основа, тобто рослини у генеративній стадії: g_1 (14 %), g_2 (8 %) та g_3 (1 %). Особини субсенільної стадії не потрапили до вибірки, представники сенільної – становлять незначну частку (0,4 %) популяції. Отже, досліджена популяція *E. angustifolia* є прогресивною та має великий потенціал для подальшої експансії.

Аналіз морфологічних параметрів *E. angustifolia* показав, що залежність між ними може бути лінійною або нелінійною. Наприклад, висота рослин виду виявляє значну прямолінійну кореляцію з діаметром крони (рис. 4. 23а)

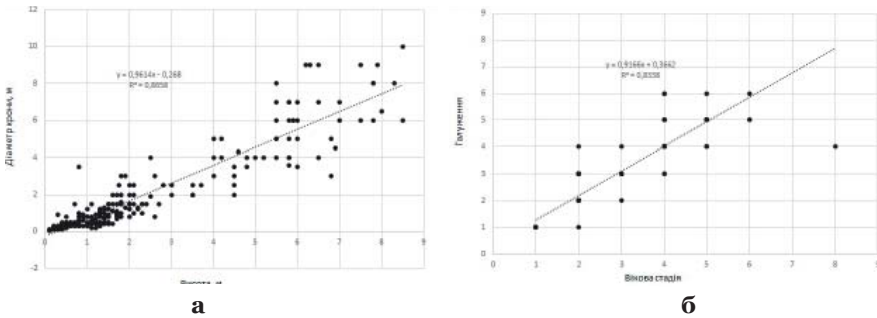


Рис. 4.23. Залежність між висотою та діаметром крони (а), віковою стадією та галузненням крони (б) в *E. angustifolia*.

Вікові стадії рослин по відношенню до галузнення крон характеризуються прямолінійною кореляцією (рис. 4. 23б). Інші залежності мають нелінійний характер і описуються степеневою функцією $y = \sqrt{x}$ (рис. 4.24).

На всіх наведених діаграмах характерне зміщення основного масиву варіант до початку координат, що переконливо вказує на переважання молодих особин у популяції. Отже, популяція *E. angustifolia* у даному регіоні є зростаючою та має великий потенціал до подальшого поширення. Проте її розширення можливе лише у рівнинній частині, а по відношенню до гірської існує потужний екологічний бар'єр, який вона, ймовірно, перетнути у найближчі десятиліття не зможе.

За нашими спостереженнями в сучасний період за впливом видів-трансформерів на екосистеми та їхніми потенційними можливостями у регіоні, відповідно до «An Invasive Species Assessment

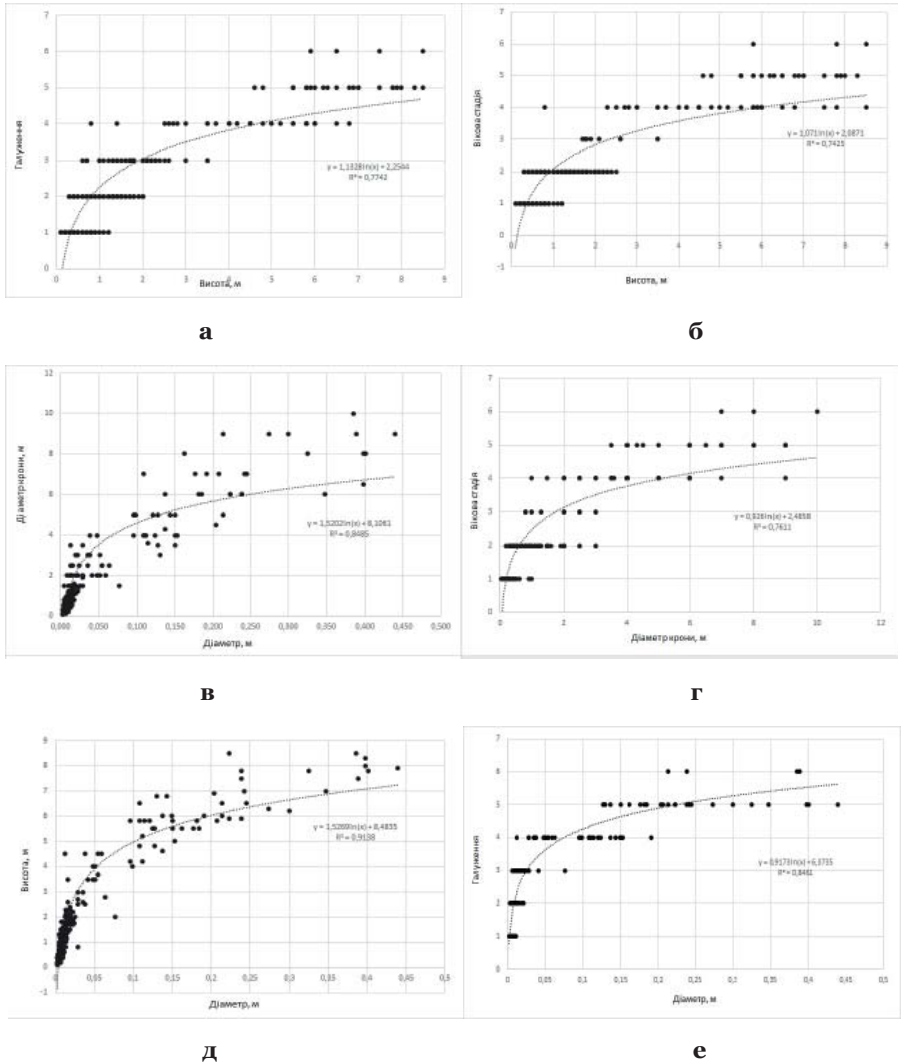


Рис. 4.24 Залежність між висотою дерев і галуженням крон (а), висотою дерев та віковою стадією (б), діаметром стовбура та діаметром крон (в) віковою стадією і діаметром крон (г), діаметром стовбура і висотою (д), діаметром стовбура і галуженням (е) *E. angustifolia*.

Protocol», найбільшу загрозу складають *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianus* та *H. sosnowskyi*, *Reynoutria japonica*, *Solidago canadensis*, *Echinocystis lobata*, *Rudbeckia laciniata* та *Salix fragilis*, які активно поширюються зокрема по річкових долинах і найбільш чутливі до змін екологічних показників клімату. Через природні місцеві та часові зміни гідрологічного режиму, вертикальне по схилу та горизонтальне по руслу переміщення речовин, накопичення алювіальних наносів, органіки, що підсилені господарською діяльністю людини (осушення, забір води, руйнація берегів, засмічення, евтрофікація тощо) саме заплави є високо динамічними, найменш стійкими системами, що розглядаються як області збурення парагенетичних конфігурацій ландшафту, високою сезонною флуктуативністю, турбулентністю, катастрофічними змінами (Didukh et al., 2014). Такі системи досить чутливо реагують на зовнішні, зокрема і кліматичні, фактори, яким сьогодні приділяється велика увага, оскільки їхні суттєві зміни пов'язують із господарською діяльністю людини.

У заплавах формуються своєрідні класи рослинності (наприклад *Bidentetea tripartitae*, *Nano-Juncetea*, *Salicetea purpureae*, *Alnetea glutinosae* тощо), які на сьогодні втратили первинну структуру, мають порушені біотичні зв'язки, що при умові різкої зміни показників екофакторів зумовлює ефект недонасичення екопростору та вільних еконіш і сприяє вкоріненню в них інвазійних видів, які формують великі колонії. Найчастіше інвазійні види, у т.ч. види-трансформери, вкорінюються у прибережні за участю *Petasites*, лучні (переважно *Molinio-Arrhenatheretea*) угруповання, в той час, як лісові – значно стійкіші. Тому, саме із заплавами пов'язані потужні потоки розселення інвазійних видів і найвища концентрація видів трансформерів. Такі зміни спричинюють суттєву трансформацію біотопів, порушення консорційних зв'язків, продуктивності ценозів, протікання біогеохімічних процесів а також екологічні функції екосистем, що негативно позначається на економічних показниках (Didukh et al., 2015; Shevera et al., 2016).

Отже, можна передбачати, що потепління спричинить подальшу експансію видів, наприклад, малоазійського – *Salix fragilis*, середземноморського *Cardaria draba*, східноазійського походження – *Elaeagnus angustifolia*, *Ailanthus altissima*, *Reynoutria japonica* в Карпатах. Так, наприклад, у літературі є відомості, що на терито-

рії Ставропольського та Краснодарського країв, в Адигеї, Калмикії, Дагестані та Карачаєво-Черкесії за межами суцільного поширення *Ambrosia artemisiifolia* локальні популяції виду приурочені до ділянок, які найбільш прогріваються. Це свідчить про те, що підвищення температури відіграє позитивну роль у поширенні виду (Резнік, 2009). Також у літературі (Дзыбов, 1989) є дані, що у гірській частині Ставропілля і деяких суміжних регіонів Північного Кавказу *A. artemisiifolia* поширюється на висоти до 1000–1200 м н. р. м., тобто підвищення температури, ймовірно, може спричинити підвищення вертикальної межі поширення виду.

Характер просторової структури ареалів видів адвентивних рослин суттєво відрізняється від ареалів видів природної флори оскільки вирішальним фактором їхнього формування є вплив антропогенного чинника. Серед просторових моделей поширення інвазійних видів рослин в Українських Карпатах виділяємо п'ять типів розподілу. Так, найбільш характерний та поширений у дослідженому регіоні стрічковий тип. Види, які відносяться до цього типу (мезофіти, гідрохори) переважно поширюються берегами річок або придорожніми смугами (Голицын, 1945; Rysek, Prach, 1993). Саме такими шляхами відбувалася і продовжується експансія *Echinocystis lobata*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera* та інших. Іншим є суцільний тип поширення, що притаманний видам, приурочених до різних типів екотопів, різного ступеня трансформації, де вони трапляються більш або менш рівномірно, часто формуючи великі колонії. Спектр екотопів, які займають ці види, досить різноманітний, що свідчить про їхню значну екологічну пластичність. Прикладом є *Ambrosia artemisiifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Solidago canadensis* тощо. Крім названих, існують види з диз'юнктивним поширенням, що приурочені до певних ценозів або екотопів, у яких мають високий ступінь інвазійності, наприклад *Acorus calamus*, що освоїв відповідну нішу на болотистих луках, мілководних старицях, по берегах водойм тощо або *Impatiens parviflora* – звичайний компонент приміських широколистяних лісів в умовах рекреаційного навантаження. Ряд видів не мають чіткої приуроченості до біотопів, проте представлені у вигляді окремих локалітетів, локальний або осередковий тип, до якого належать, наприклад, *Ailanthus altissima*, який поширений у містах регіону та їхніх околицях, зокрема в м. Мукачеве біля

підніжжя г. Ловачка, де він витісняє трав'янисто-чагарниковий ярус, *Elaeagnus angustifolia* на Буковині, *Erechtites hieracifolia* у Карпатах. Цей тип характерний для тих видів, поширення яких обмежується як кліматичними, так і едафічними факторами. Ще один стрічково-дифузний або змішаний тип просторового поширення характерний переважно для видів із широкою екологічною амплітудою, які здатні рости у різних типах екотопів, переважно на антропогенно-трансформованих, але також на напівприродних: уздовж річково-долинних коридорів, на полях, у населених пунктах, уздовж узбіччя доріг, будівельних майданчиків, смітників, залізничних шляхах тощо, а також на вторинних луках і у лісах та ін. Прикладами є види роду *Reynoutria* agg. (*R. japonica*, *R. × bohemica*), *Solidago canadensis*, *Fraxinus pennsylvanica* тощо.

Більшість видів інвазійних рослин, у т.ч. і трансформерів, почали активно розповсюджуватися в Українських Карпатах з 90-х років ХХ ст. Експоненційна фаза у *Helianthus tuberosus*, *Herculeum* sp. div. розпочалася з кінця 80-х років ХХ ст. В Закарпатті, наприклад, для *Acer negundo* початок експоненціальної фази поширення датується 1998 р. (Вихор, Проць, 2013; Вихор, 2015), як і для *Fraxinus pennsylvanicus* (Prots, Drescher, Vykhor, 2011; Вихор, 2015). Важливу роль у активізації цих процесів відіграли повені 1998 і 2001 років. Іншим прикладом із значно коротшим періодом акліматизації та переходом до експоненціального поширення є *Ambrosia artemisifolia*, лаг-фаза якої була досить короткою і тривала до середини 70-х років минулого століття, що пояснюється як високим інвазійним потенціалом виду, так і тим, що поширення його в Закарпатті є продовженням експансії по Україні в цілому, на більшій території якої він вже добре натуралізувався. Останнім часом нами помічено перехід деяких інвазійних видів із стану лаг-фази до експоненціальної. Наприклад, *Bunias orientalis*, який довгий час був відмічений лише на полях та рудеральних місцезростаннях активно поширюється і освоює нові напівприродні ценози, зокрема узлісся, остепнені луки, а також прибережні біотопи. Подібна ситуація характерна для *Sisyrinchium septentrionale*, який в Карпатах досі був відомий переважно поблизу туристичних стежок та деяких рудералізованих місць, а тепер активно поширюється в лучних угрупованнях *Agrostio-Festucetum rubrae*, де утворює досить великі колонії.

Отже, у регіоні дослідження виявлено 36 інвазійних видів, у

т.ч. три потенційно інвазійні. Найбільшу загрозу становлять 13 видів-трансформерів.

Таким чином, результати аналізу групи інвазійних видів дослідженого регіону свідчать, що найбільш адаптованими до умов регіону виявилися трав'янисті види, серед яких одnorічників і багаторічників майже порівну, з них терофітів – 13 видів, геофітів – вісім, гемікриптофітів – шість і один гео-/гемікриптофіт. Терофіти легше пристосовуються до умов навколишнього середовища та зміна покоління у них відбувається швидше. Специфікою регіону є відносно велика кількість деревних рослин, серед яких сім мегафанерофітів і два нанофанерофіти, що пояснюється як широким культивуванням цих рослин, а також здатністю до адаптації у лісових регіонах. За відношенням до водного режиму суттєво переважає мезофітна група, яка представлена ксеро-мезофітами та мезофітами (по 16 видів). За відношенням до режиму освітлення більшість складають геліофіти (22 види), що загалом характерно для адвентивної фракції флори. Тобто за життєвими формами та екологічною приуроченістю переважають види, для яких оптимальними є умови, характерні для регіону, тому ймовірно передбачити їхнє подальше поширення.

Серед інвазійних видів дослідженого регіону переважають види американського (23), серед яких найбільше північноамериканських, та азійського (7) походження. За характером поширення переважають види з трансконтинентальними та трансозональними типами ареалів. Види, які походять з більш посушливих районів, наприклад, Східного Середземномор'я, складають помітну меншість. Як і у багатьох інших регіонах за таксономічною приналежністю найбільш широко представлена родина *Asteraceae* (14 видів).

В результаті дослідження з'ясовано, що основні осередки інвазійних видів зосереджені на рівнинних і у нижньогірських районах. Велика кількість агріо-епокофітів свідчить про посилення інвазіабельності природних угруповань, які тепер менш здатні протистояти вкоріненню неаборигенних видів. Переважання серед інвазійних видів, тих, які перейшли F-бар'єр свідчить про підвищення як їхнього інвазійного потенціалу, так і інвазіабельності рослинних угруповань. Від вкорінення інвазійних видів найбільш потерпають лісові біотопи (18 груп), особливо заплавні вербово-тополеві ліси-галереї, в яких більш або менш значні

колонії формують 11 інвазійних видів; дев'ять видів відмічено у заплавних ясенево-вільхових лісах рівнин та передгір'їв, вісім – у прибережних заплавних дубово-в'язово-ясеневих лісах, сім – у субпаннонських дубово-грабових лісах. В решті груп лісових біотопів відмічено від семи до одного видів інвазійних рослин. Загалом у лісових біотопах відмічено 17 інвазійних видів. У чагарникові біотопи (чотири групи) вкорінилося 11 інвазійних видів, причому найбільш інвазіабельним виявився біотоп середньоєвропейських мезофільних чагарників, в якому зафіксовано 10 інвазійних видів. У прибережених (п'ять груп) та лучних (дев'ять груп) біотопах відмічено 12 інвазійних видів. Найменше інвазійних видів (три) представлені у ксеротермних (шість груп) біотопах. Головні шляхи міграції інвазійних видів – береги річок, їхні долини, а також шляхи сполучення, де проходять потужні потоки їхнього розселення і формуються великі, часто монодомінантні колонії.

Найширша еколого-ценотична амплітуда властива *Phalacroloa annua*, яка зафіксована у складі водних, прибережних, чагарникових, ксеротермних, лучних, лісових типів біотопів (всього – 23 групи), значно менше – *Salix fragilis* та *Impatiens glandulifera* – по 13.

Результати попередніх досліджень у Закарпатті (Козак, Дідух, 2013) вказують, що інвазійні види мають вужчу еколого-ценотичну амплітуду ніж аборигенні. Разом з тим, чим вужча амплітуда, тим оптимальнішою є спеціалізація ніші виду.

Таким чином, інвазійні види проявляють різну адаптивну стратегію залежно від їхніх біоморфологічних особливостей та еколого-ценотичного потенціалу.

5 РОСЛИННІ УГРУПОВАННЯ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ТА ЗАКОНОМІРНОСТІ ЇХ РОЗПОДІЛУ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД ЗМІНИ ЕКОФАКТОРІВ

5.1. Синтаксономічна різноманітність Українських Карпат

Ценотична різноманітність Українських Карпат у першу чергу визначається орографічними особливостями цієї гірської системи, що проявляється у висотній поясності, зумовленій зміною кліматичних умов, а також іншими факторами (літографічним складом порід, характером їх змін, потужністю ґрунтового покриву, гідрорежимом тощо). Ця різноманітність відображається у класифікації рослинності, яка детально розроблена на домінантно-ценотичній і недостатньо на флористично-екологічній основі, хоча для сусідніх країн остання є досить повною. Виходячи з цього, при виділенні синтаксонів часто приймаються західні аналоги без критичного аналізу чи порівняння. Крім того, слід враховувати, що розмірність і трактування синтаксонів у різних країнах (Польщі, Словаччині, Румунії та Угорщині) не збігається саме через те, що не вистачає зв'язуючих ланок, якими є ценози Українських Карпат. На рівні вищих синтаксономічних категорій (вище союзу) ця проблема у значній мірі вирішена у процесі підготовки EuroVegChecklist (Mucina et al., 2016), а на рівні асоціацій потребує уточнення. Такі роботи по класифікації рослинності проводяться на базі заповідних об'єктів, що знайшло відображення у ряді публікацій (Національний ..., 2005; Держипільський та ін, 2011), а також у дослідженні окремих класів рослинності (Малиновський, Крічфалуший, 2002; Onyschenko, 2009; Куземко, 2009). Однак, така класифікація є ще не повною, тому в ході проведення наших досліджень ми використовуємо як основні синтаксономічні категорії союзи, які більш-менш чітко відрізняються за екологічними показниками, а в окремих випадках – асоціації, коли їх ідентифікація була підтверджена геоботанічними описами з території Українських Карпат, оскільки саме для оцінки екофакторів на основі методики синфітоіндикації використовуються геоботанічні описи.

При цьому ми не ставили за мету охарактеризувати весь перелік синтаксонів, а лише ті реперні індикаторні, які важливі в аспекті оцінки кліматогенних змін рослинного покриву. Ці угруповання представлені 26 класами і 60 союзами, що достатньо репрезентують ценотичну різноманітність.

Фрагмент синтаксономічної схеми рослинності Українських Карпат

Чагарничково-трав'янисті угруповання високогір'я

CL. *JUNCETEA TRIFIDI* HADAČ 1946

All. *Caricion curvulae* Br.-Bl. 1925

Ass. *Primulo-Caricetum curvulae* Br.-Bl. 1926 et Oberd

All. *Juncion trifidi* Krajina 1933

Ass. *Cetrario-Juncetum trifidi* Malynovski et Kricsfalusy 2000

Ass. *Cetrario-Festucetum airoidis* Jeník 1961 corr. Malynovski et Kricsfalusy 2000

CL. *CARICI RUPESTRIS-KOBRESIETEA BELLARDII* OHBA 1974

All. *Oxytropido-Elynon* Br.-Bl. 1949

CL. *SALICETEA HERBACEAE* BR.-BL. 1948

All. *Salicion herbaceae* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926

Ass. *Salicetum herbaceae* Br.-Bl. 1913

Ass. *Polytrichetum sexangularis* Rübél ex Frey 1922

Ass. *Polytricho-Poetum deyllii* Malynovski et Kricsfalusy 2000

Ass. *Luzuletum alpinopilosae* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926

All. *Festucion pictae* Krajina 1933

Ass. *Festucetum pictae* Krajina 1933 corr. Malynovski et Krycsfalusy 2000

CL. *LOISELEURIO PROCUMBENTIS-VACCINIETEA* EGGLEER EX SCHUBERT 1960

All. *Rhododendro-Vaccinon* Br.-Bl. 1926

Ass. *Rhododendretum myrtifolii* Puscaru et. al. 1956

All. *Loiseleurio-Vaccinon* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926

Ass. *Loiseleurio-Cetrarietum* Br.-Bl. et al. 1939

Ass. *Cetrario-Vaccinietum gaultherioides* Hadač 1956

Ass. *Empetro-Vaccinietum gaultherioides* Br.-Bl. in Br.-Bl. et. Jenny 1926 corr. Grabherr 1993

All. *Juniperion nanae* Br.-Bl. et al. 1939

CL. *ELYNO-SESLERIETEA* BR.-BL. 1948All. *Festuco saxatilis-Seslerion bielzii* (Pawł. et Wal. 1949) Coldea 1984Ass. *Saxifrago-Festucetum versicoloris* Wal. 1933Ass. *Festucetum saxatilis* Domin 1933Ass. *Senecio carpathicus-Seslerietum bielzii* Kricsfalusy et Malynovski
2000Ass. *Thymo-Festucetum amethystinae* Kricsfalusy et Malynovski
2000CL. *THLASPIETEA ROTUNDIFOLII* BR.-BL. 1948All. *Papavero-Thymion pulcherrimi* I. Pop 1968Ass. *Rumici scutati-Rhodioletum rosae* Malynovski et. Kricsfalusy
2000All. *Androsacion alpinae* Br.-Bl. in Br.-Bl. et Jenny 1926CL. *MULGEDIO-ACONITETEA* HADAC ET KLIKA IN KLIKA 1948All. *Adenostylion alliariae* Br.-Bl. 1926Ass. *Ranunculo platanifolii-Adenostyletum alliariae* Krajina 1933All. *Calamagrostion villosae* Pawł. et al. 1928Ass. *Hyperico grisebachii-Calamagrostietum villosae* Pawł. et Wal.
1949 corr. Kricsfalusy et Malynovski 2000**Прибережна та болотна рослинність**CL. *OXYCOCCO-SPHAGNETEA* BR.-BL. ET R. TX. EX WESTHOFF ET AL. 1946All. *Sphagnion magellanicum* Kästner et Flössner 1933All. *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi* Nordh. 1936Ass. *Empetro hermaphroditi-Sphagnetum fusci* Du Rietz 1926CL. *SCHEUCHZERIO PALUSTRIS-CARICETEA NIGRAE* TÜXEN 1937All. *Caricion nigrae* Koch 1926 em Klika 1934All. *Caricion davallianae* Klika 1934CL. *PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA* KLIKA IN KLIKA ET NOVAK 1941All. *Phragmition* Koch 1926All. *Caricion elatae* Koch 1926Ass. *Caricetum paniculatae* Wangerin ex von Rochow 1951CL. *MONTIO-CARDAMINETEA* BR.-BL. ET R. TX. 1943All. *Dichodontio palustris-Swertion perennis* Hadač 1983.

Ass. *Saxifragetum stellaris* Deyl 1940

Ass. *Doronico-Cratoneuretum commutati* Pawl. et Wal. 1949

Лучна, степова та наскельна рослинність

CL. *MOLINIO-ARRHENATHERETEA* R. TX. 1937

All. *Polygono-Trisetion* Br.-Bl. et Tx. ex Marschall 1947

All. *Calthion palustris* R. Tx. 1937

All. *Filipendulion ulmariae* Segal 1966 (*Filipendulo-Petasition* Br.-Bl. 1947)

All. *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) W. Koch 1926

Ass. *Anthyllidi-Trifolietum montani* W. Mat. 2002

All. *Alopecurion pratensis* Pass. 1964

Ass. *Alopecuretum pratensis* (Regel 1925) Steffen 1931

Ass. *Poo trivialis-Alopecuretum pratensis* Regel 1925

All. *Molinion caeruleae* W. Koch 1926

Ass. *Junco-Molinietum* Prsg 1951

Ass. *Molinietum caeruleae* W. Koch 1926 Ord.

All. *Cynosurion* R. Tx. 1947

All. *Agrostio-Festucion rubrae montanum* Puscaru et al. 1956

CL. *FESTUCO-BROMETEA* BR.-BL. ET TÜXEN EX BR.-BL. 1949

All. *Cirsio-Brachypodion* Hadač et Klika ex Klika 1951

All. *Fragario viridis-Trifolion montani* Korotchenko et Didukh, 1997

Ass. *Carici praecocis-Thymetum marschallianii* Korotchenko et Didukh 1997

Ass. *Salvio pratensis-Poem angustifoliae* Korotchenko et Didukh 1997

All. *Festucion valesiacaе* Klika 1931 (syn. *Astragalo-Stipion* Knapp 1944)

Ass. *Botriochloetum ischaemi* (Krist.1937) I. Pop 1977

Ass. *Potentillo-Stipetum capillatae* Libb. 1933 em Krausch 1960

Ass. *Inulo oculi-christi-Festucetum pseudodalmaticae* Májovský et Jurko 1956

Ass. *Potentillo arenariae-Festucetum pseudodalmaticae* Májovský

All. *Bromo pannonicae-Festucion pallentis glaucae* Klika 1931 em Kolbek 1983

Ass. *Seslerietum heuflerianae* Zólyomi 1936

All. *Artemisio marschalliana-Elytrigio intermediae* Korotchenko et Didukh 1997

Ass. *Poetum versicoloris* Kukovitsa, Movchan, V. Solomakha et Shelyag 1992

- CL. *NARDO-CALLUNETEA* PRSG. 1949
 All. *Eu-Nardion* Br.-Bl. 1926 em. Oberd. 1959
 Ass. *Nardetum strictae* (*Hypochoeridi uniflorae-Nardetum strictae* Palcz. 1962)
 Ass. *Potentillo aureae-Nardetum strictae* Br.-Bl. 1949 em. Rivas-Martínez et Géhu 1978
 All. *Nardo strictae-Agrostion tenuis* Sillinger 1933

- CL. *SEDO-SCLERANTHETEA* BR.-BL. 1955
 All. *Hyperico perforati-Scleranthion perennis* Moravec 1967
 All. *Alyso-Sedion albi* Oberdorfer et Th. Müller in Th. Müller 1961
 Ass. *Aurinio-Allietum podolici* Onishchenko 2001

- CL. *ASPLENIETEA TRICHOMANIS* (BR.-BL. IN MELER ET BR.-BL.) OBERDORFER 1977
 All. *Hypno-Polypodion vulgaris* Mucina 1993
 All. *Cystopteridion* Richard 1972

Чагарникова рослинність

- CL. *ROSO PENDULINAE-PINETEA MUGO* THEURILLAT IN THEURILLAT ET AL. 1995
 All. *Pinion mugo* Pawł. 1928
 Ass. *Vaccinio myrtilli-Pinetum mugo* Hadač 1956
 Ass. *Rhododendro myrtifolii-Pinetum mugii* Borza 53 em. Coldea 84
 Ass. *Adenostylo alliariae-Pinetum mugii* Sillinger 1933

- CL. *BETULO CARPATICAE-ALNETEA VIRIDIS* REJMANEK IN HUML ET AL. 1979
 All. *Salicion silesiacaе* Rejmanek et al. 1971
 Ass. *Pulmonario-Alnetum viridis* Pawł. et Wal. 1949 corr. Malynovski et Kricsfalusy 2000
 Ass. *Salici-Alnetum viridis* Colič et al. 1962

- CL. *CALLUNO-ULICETEA* BR.-BL. ET R. TX. EX WESTHOFF ET AL. 1946
 All. *Nardo-Agrostion tenuis* Sillinger 1933
 All. *Genistion pilosae* Bocher 1943
 All. *Vaccinion vitis-idaeae* Bocher 1943

- CL. *RHAMNO-PRUNETEA* RIVAS GODAY ET BORJA EX TX. 1962
 All. *Prunion spinosae* Soó (1931) 1940

- All. *Berberidion vulgaris* Br.-Bl. 1950
CL. *FRANGULETEA* DOING EX WESTHOFF IN WESTHOFF ET DEN HELD 1969
All. *Ulici-Sarothamnion* Doing ex Weber 1998

Лісова рослинність

- CL. *VACCINIO-PICEETEA* BR.-BL. IN BR.-BL. ET AL. 1939
All. *Piceion excelsae* Pawłowski ex Pawłowski et al. 1928
Ass. *Calamagrostio villosae-Piceetum* (R. Tx. 1937) Hartmann 1953
(sensu Mucina et Maglocký 1985)
Ass. *Athyrio distentifolii-Piceetum abietis* Hartmann in Hartmann et Jahn 1967
Ass. *Dryopteridio dilatatae-Abietum* (Koch 1954) Ellenberg et Klötzli 1972
Ass. *Pino cembrae-Piceetum* Myczkowski et Lesinski 1974
All. *Abieti-Piceion* (Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939) Soó 1964
Ass. *Abieti-Piceetum* W. Mat. 1967
All. *Dicrano-Pinion* W. Mat. 1962
Ass. *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929
- CL. *QUERCO-FAGETEA* BR.-BL. ET VLIIEG. IN VLIIEG. 1937
All. *Fagion sylvaticae* R. Tx. et Diem. 1936 (*Asperulo-Fagion* Tüxen 1955)
Ass. *Dentario-Fagetum* Nauber 1932
Ass. *Symphyto cordati-Fagetum* Vida 1959
All. *Cephalanthero-Fagion* (R. Tx. 1955) R. Tx. in R. Tx. et Oberd.
All. *Carpinion betuli* Issler 1931
Ass. *Tilio cordatae-Carpinetum* Tracz. 1962
Ass. *Stellario-Carpinetum* Oberdorfer 1957
All. *Tilio platyphyllis-Acerion pseudoplatani* Klika 1955
Ass. *Lunario-Aceretum pseudoplatani* Schlut. 1957
Ass. *Mercuriali-Fraxinetum* (Klika 1942) Husova in Moravec et al. 1982
All. *Alnion incanae* Pawłowski, Sokolowski et Wallisch 1928
Ass. *Carici remotae-Fraxinetum* W. Koch ex. Faber 1936
Ass. *Fraxino pannonicarum-Ulmetum* Soó in Aszód 1936 corr. Soó 1963
Ass. *Alnetum incanae* Lüdi 1921
All. *Luzulo-Fagion* Lohmeyer et Tx. in Tx. 1954
Ass. *Luzulo luzuloidis-Fagetum* Margraf 1932 emend Meusel 1937
- CL. *QUERCETEA PUBESCENTI-PETRAEAE* JAKUCS 1960
All. *Quercion petraeae* Issler 1933

Ass. *Sorbo torminalis-Quercetum* Svoboda ex Blažkova 1962
 Ass. *Corno-Quercetum* Jakucs et Zólyomi in Zólyomi et Jakucs 1957

CL. *QUERCETEA ROBORI-PETRAEAE* BR.-BL. ET TX. 1943
 All. *Quercion robori-petraeae* (Melcuit 1929) Br.-Bl. 1937
 All. *Molinio arundinaceae-Quercetum roboris* (Neuh. et Neuh.-Nov. 1967) (= *Carici brizoidis-Quercetum roboris* Patiu et al, 1977)
 All. *Genisto pilosae-Quercion* Zólyomi et al. ex Soó 1963
 Ass. *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* (Hartm. 1934) Scam. et Pass. 1959

CL. *SALICETEA PURPUREAE* MOOR 1958
 All. *Salicion albae* Soó 1930 em Moor 1956
 All. *Salicion elaeagni* Moor 1958
 Ass. *Salici-Myricarietum* Moor 1958

CL. *ALNETEA GLUTINOSAE* BR.-BL. EX TX. 1943
 All. *Alnion glutinosae* (Malcuit 1929) Meijer-Drees 1936
 Ass. *Thelypterido palustris-Alnetum glutinosae* Klika 1940
 Ass. *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae* Scamoni 1935
 Ass. *Carici elongatae-Alnetum* Koch 1926
 All. *Salicion cinereae* Th. Müller et Görs ex Pass. 1961
 Ass. *Salicetum pentandro-cinereae* (Almq. 1929) Pass. 1961

Хоча така схема є і не повною, однак вона репрезентує ті угруповання, які важливі для подальшого аналізу змін рослинного покриву під впливом кліматогенних змін.

5.2. Закономірності еколого-ценотичної диференціації рослинного покриву

З метою встановлення екологічної диференціації рослинного покриву синтаксони були «прив'язані» до екологічних профілів, що відображають високогірний альпійський і субальпійський пояси (рис. 5.1.), рослинність монтанних поясів північно-східного (рис. 5.2) та південно-західного макросхилів (рис. 5.3), прилеглих рівнинних і передгірських рівнинних територій Закарпаття (рис. 5.4) та Передкарпаття з долиною р. Дністер (рис. 5.5 а,б).

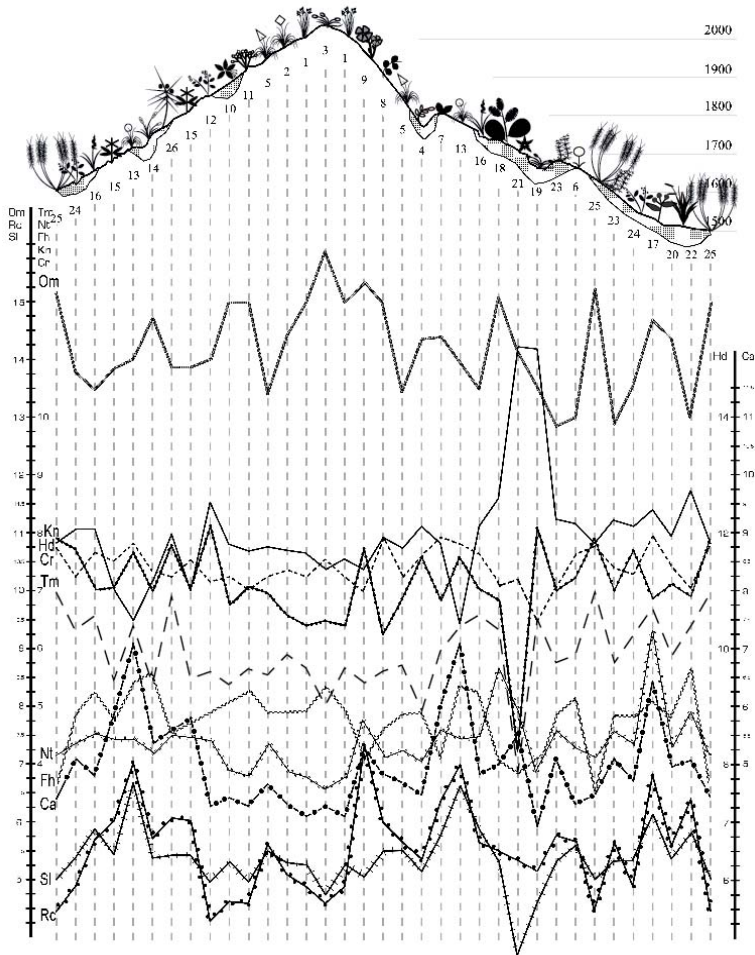


Рис. 5.1. Розподіл угруповань альпійського та субальпійського поясів у залежності від зміни показників провідних екофакторів
 1 – *Cetrario–Juncetum trifidi*, 2 – *Cetrario–Festucetum airoidis*, 3 – *Primulo–Caricetum curvulae*, 4 – *Salicion herbaceae*, 5 – *Festucetum pictae*, 6 – *Potentillo–Polytrichetum communis*, 7 – *Salicetum retuso–reticulatae*, 8 – *Soldanello hungaricae–Salicetum kitaibelianaе*, 9 – *Achilleo schurii–Dryadetum*, 10 – *Rhododendretum myrtifolii*, 11 – *Loiseleurio–Vaccinion*, 12 – *Empetro–Vaccinietum gaultherioides*, 13 – *Festuco saxatilis–Seslerion bielzii*, 14 – *Senecio carpaticus–Seslerietum bielzii*, 15 – *Rumici scutati–Rhodioletum rosae*, 16 – *Hyperico grisebachii–Calamagrostietum villosae*, 17 – *Ranunculo platanifolii–Adenostyletum alliariae*, 18 – *Pulmonario–Alnetum viridis*, *Salici–Alnetum viridis*, 19 – *Caricetum chordorrhizae*, 20 – *Caricetum nigrae*, 21 – *Saxifragetum stellaris*, 22 – *Doronico–Cratoneuretum commutati*, 23 – *Empetro hermaphroditii–Sphagnetum fuscii*, 24 – *Vaccinietum myrtilli*, 25 – *Pinion mugo*, 26 – *Juniperetum nanae*.

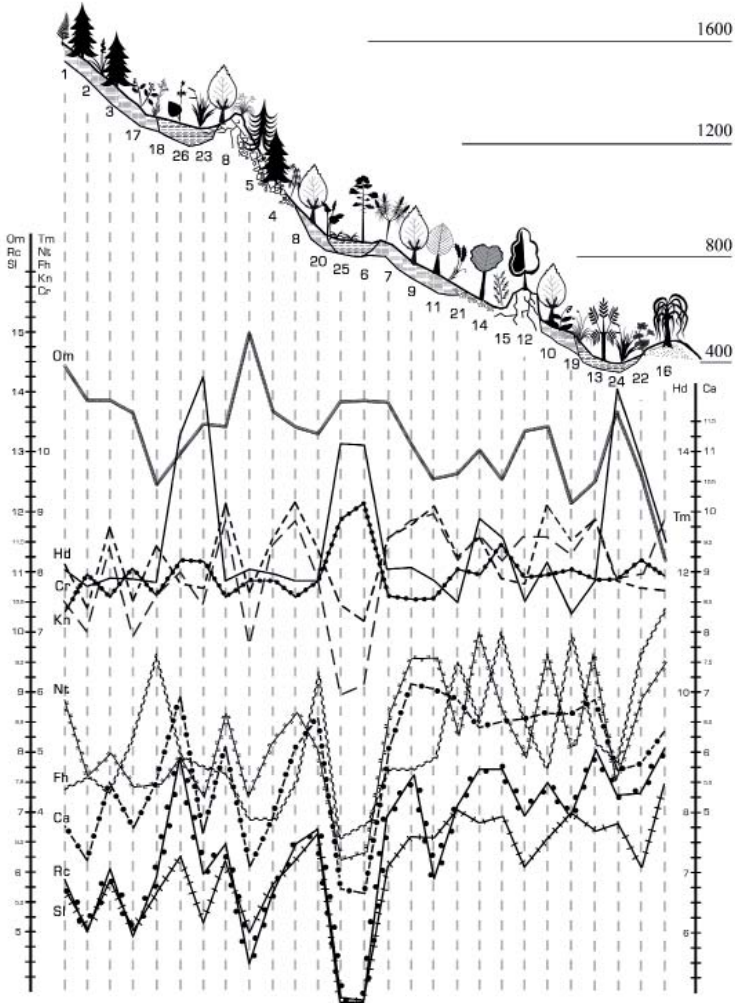


Рис. 5.2. Розподіл угруповань лісових поясів північно-східного макросхилу в залежності від зміни показників провідних екофакторів:
 1 – *Athyrio distentifolii–Piceetum abietis*, 2 – *Calamagrostio villosae–Piceetum*, 3 – *Abieti–Piceetum (Luzulo sylvaticae–Piceetum)*, 4 – *Dryopterido dilatatae–Piceetum*, 5 – *Pino cembrae–Piceetum*, 6 – *Vaccinio uliginosi–Pinion sylvestris*, 7 – *Galio rotundifolii–Abietion*, 8 – *Luzulo luzuloidis –Fagetum*, 9 – *Dentario glandulosae–Fagetum*, 10 – *Symphyto cordati Fagetum*, 11 – *Carpinion betuli (Stellario–Carpinetum*, 12 – *Calamagrostio arundinaceae–Quercetum petraeae*, 13 – *Carici remotae–Fraxinetum*, 14 – *Alnion incanae*, 15 – *Salicion elaeagni*, 16 – *Salicion albae*, 17 – *Vaccinion vitis–ideae (Loiseleurio–Vaccinion)*, 18 – *Nardo–Agrostion tenuis*, 19 – *Agrostio–Festucion rubrae montanum*, 20 – *Polygono–Trisetion*, 21 – *Cynosurion*, 22 – *Calthion palustris*, 23 – *Caricion fuscae*, 24 – *Caricion davallianae*, 25 – *Sphagnion magellanici*, 26 – *Doronico–Cratoneuretum commutati*,

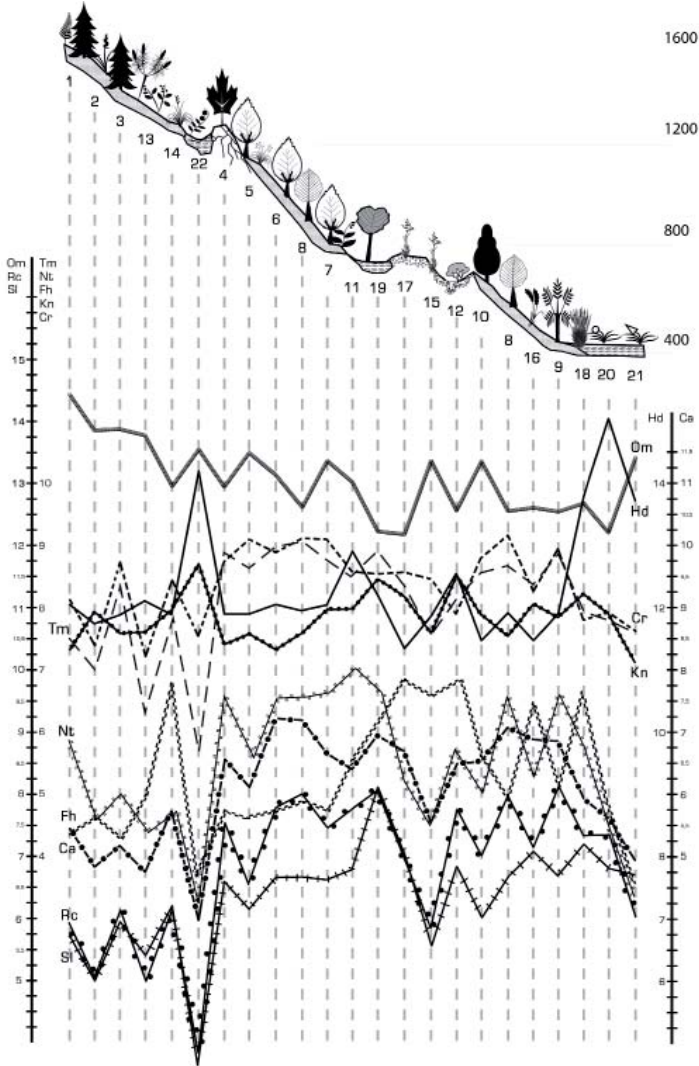


Рис. 5.3. Розподіл угруповань лісових поясів південно-західного макросхилу в залежності від зміни показників провідних екофакторів:

1 – *Athyrio distentifolii*-*Piceetum abietis*, 2 – *Calamagrostio villosae*-*Piceetum*, 3 – *Abieti*-*Piceetum*, 4 – *Lunario*-*Aceretum pseudoplatani*, 5 – *Luzulo luzuloidis*-*Fagetum*, 6 – *Dentario*-*Fagetum*, 7 – *Symphyto cordati*-*Fagetum*, 8 – *Carpinion betuli*, 9 – *Mercuriali-Fraxinetum*, 10 – *Genisto pilosae*-*Quercion*, 11 – *Alnetum incanae*, 12 – *Salicion elaeagni*, 13 – *Vaccinietum myrtilli*, 14 – *Potentillo aureae*-*Nardetum strictae*, 15 – *Nardo*-*Agrostion tenuis*, 16 – *Arrhenatherion elatioris*, 17 – *Cynosurion*, 18 – *Molinion caeruleae*, 19 – *Filipendulion ulmariae*, 20 – *Caricion davallianae*, 21 – *Caricion fuscae*, 22 – *Sphagnion magellanicum*.

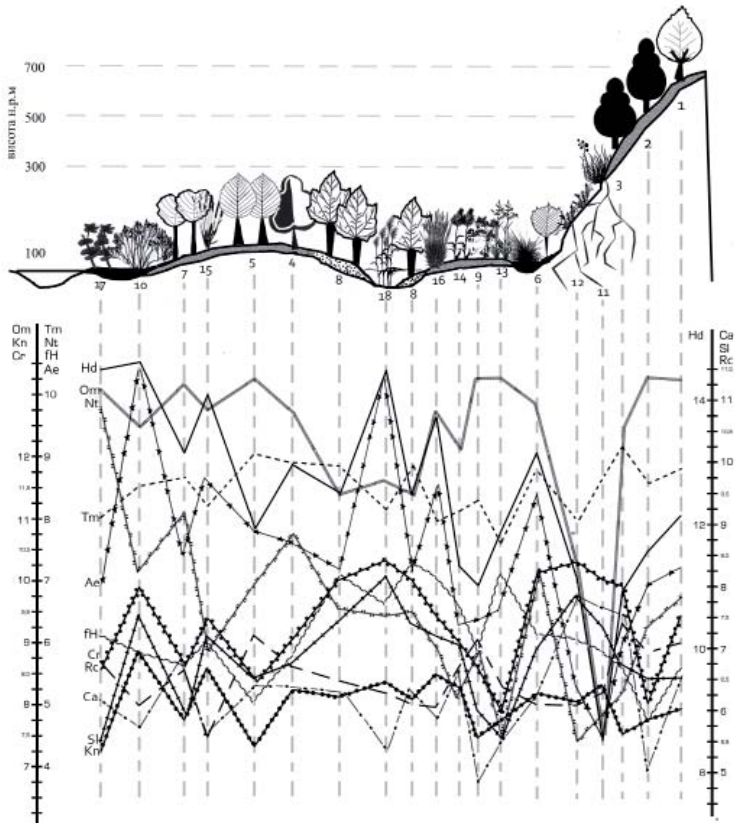


Рис. 5.4. Розподіл угруповань передгірного поясу та Закарпатської низовини в залежності від зміни показників провідних екофакторів:

- 1 – *Fagion sylvaticae*, 2 – *Genisto pilosae-Quercion*, 3 – *Sorbo torminalis-Quercetum*, 4 – *Quercion robori-petraeae*, 5 – *Carpinion betuli*, 6 – *Fraxino pannonicae-Ulmetum*, 7 – *Alnion glutinosaе*, 8 – *Salicion albae*, 9 – *Ulici-Sarothamnion*, 10 – *Salicion cineruae*, 11 – *Festucion valesiacaе*, 12 – *Sedo-Scleranthetea*, 13 – *Nardo-Agrostion tenuis*, 14 – *Agrostio-Festucion rubrae*, 15 – *Poo trivialis-Alopecuretum pratensis*, 16 – *Molinion caeruleae*, 17 – *Calthion palustris*, 18 – *Phragmition australis*.

Крім типових угруповань, що відображають специфіку поясності, ми подаємо деякі похідні типи рослинності, характерні для цих поясів (луки), а також гідрофільні синтаксони (болота та прибережно-водні угруповання). Хоча останні не мають чіткої поясної приуроченості та є азональними, проте ми намагалися їх «розмістити» в окремих поясах. Такий підхід дає можливість відобразити на графіках градієнт зміни показників екофакторів,

характер залежності між останніми, що важливо для інтерпретації отриманих даних.

Отже, побудовані профілі є досить умовними схемами, що відображають найбільш загальні закономірності висотного розподілу синтаксонів.

На основі отриманих графіків можна оцінити градієнт змін кожного з факторів і характер залежності між показниками останніх.

Розраховані на основі синфітоіндикації показники кліматичних факторів у деяких випадках суттєво відрізняються від таких, отриманих на основі даних метеостанцій. Зокрема, як видно з аналізу зворотнolінійної залежності між омброрежимом та континентальністю, графіки їх паралельні, проте показники омброрежиму на відміну від таких континентальності, суттєво відрізняються на величину 500 мм. Внесення відповідної поправки (що потребує пояснення) призводить до практичного суміщення графіків (рис. 5.6.). Така розбіжність може бути зумовлена двома причинами: недосконалістю чи похибками шкал або методики синфітоіндикації; суттєвою зміною фонових показників внаслідок специфіки біотопу. Очевидно, має місце і перше, і друге. Оскільки удосконалення шкал, покращення відношень бальних до абсолютних показників потребує аналізу масштабнішого матеріалу, що репрезентує всі регіони України, то це питання ми залишаємо на майбутнє, а розглянемо закономірності зміни гідротермічних показників клімату від висоти та структури ценозів.

Розглянемо детальніше показники кожного із факторів.

Аналіз терморезимув (Tm) свідчить, що найнижчі показники радіаційного балансу притаманні для угруповань альпійського поясу (>1800 м н. р. м.), які коливаються від ≈ 1040 МДж/м² (*Salicion herbaceae*, *Caricion curvulae*) до ≈ 1250 МДж/м² (*Juncion trifidi*, *Festucion pictae*, *Festuco saxatilis-Seslerion bielzii*, *Loizeleurio-Vaccinion*). У цілому ці показники дещо нижчі від фонових Чорногірського хребта, що становлять 1250–1300 МДж/м² (Національний атлас, 2008).

У міру зниження висоти н.р.м. у субальпійському поясі (1500–1800 м н. р. м.) підвищуються як фонові показники, так і показники для біотопів від 1350 до 1475 МДж/м² (*Adenosthylion alliariae*, *Calamagrostion villosae*, *Juniperion nanae*, *Pinion tugo*). Для типових угруповань (*Calamagrostion villosae-Piceetum*, *Piceion excelsae*, *Abieti-Piceion*) верхнього лісового поясу хвойних лісів

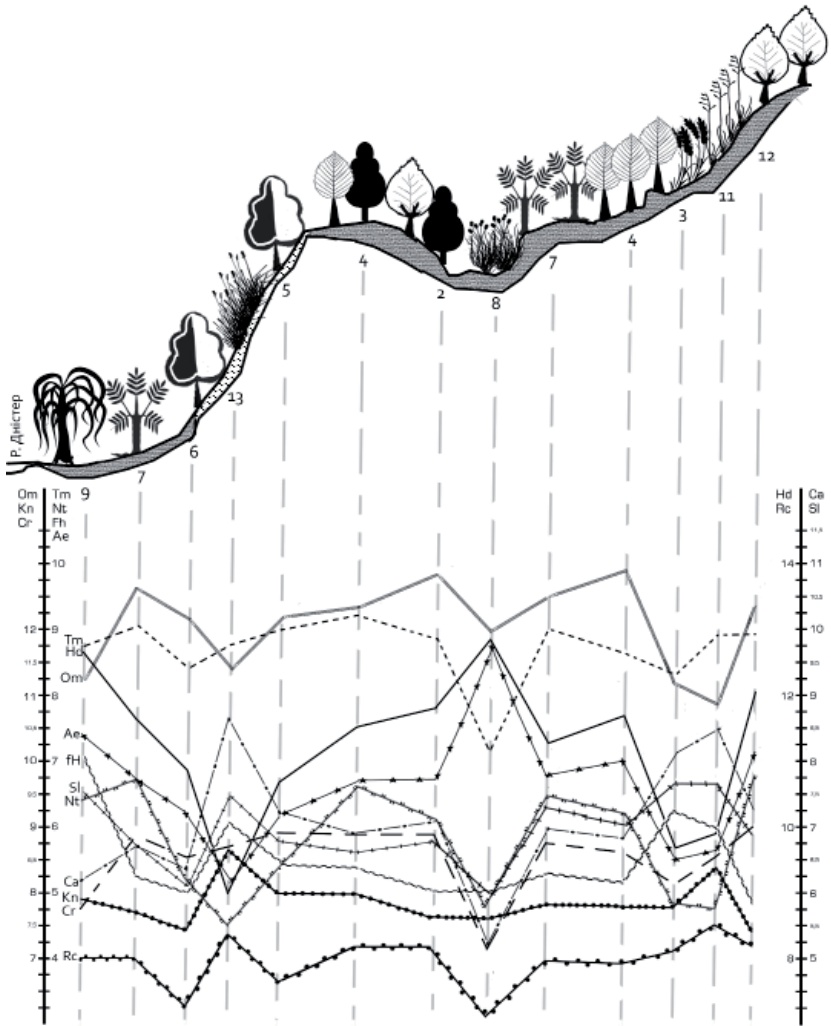
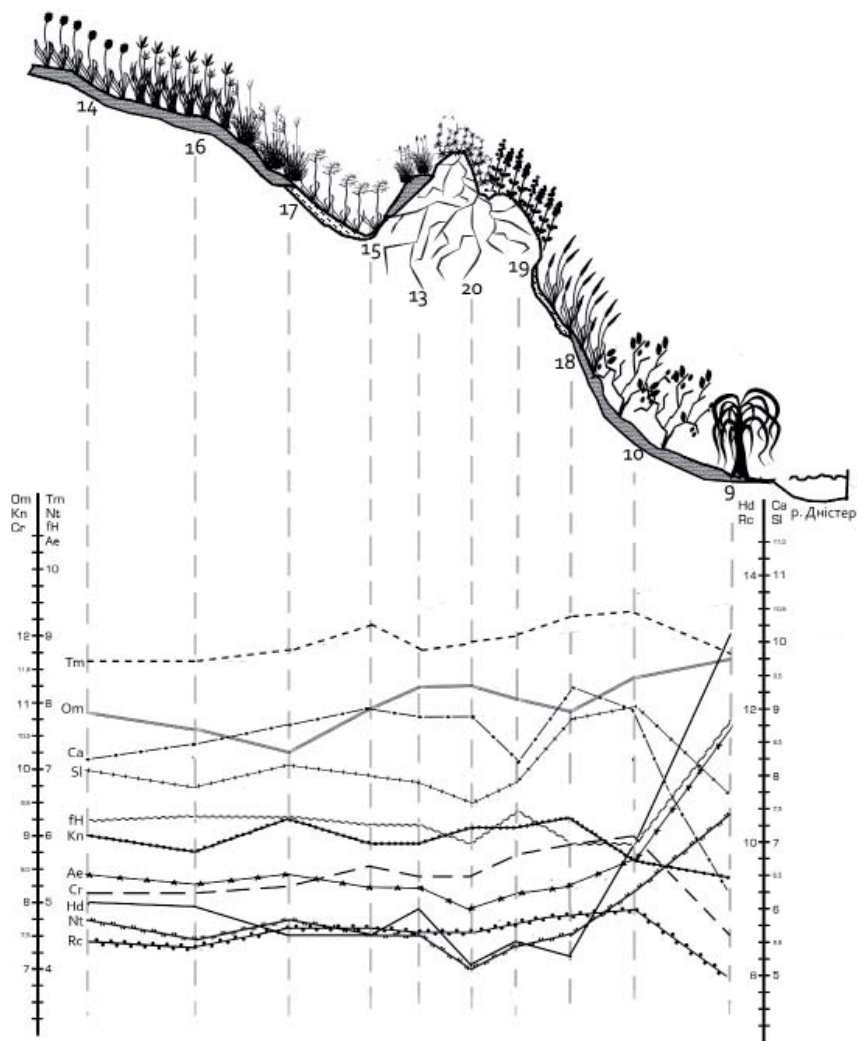


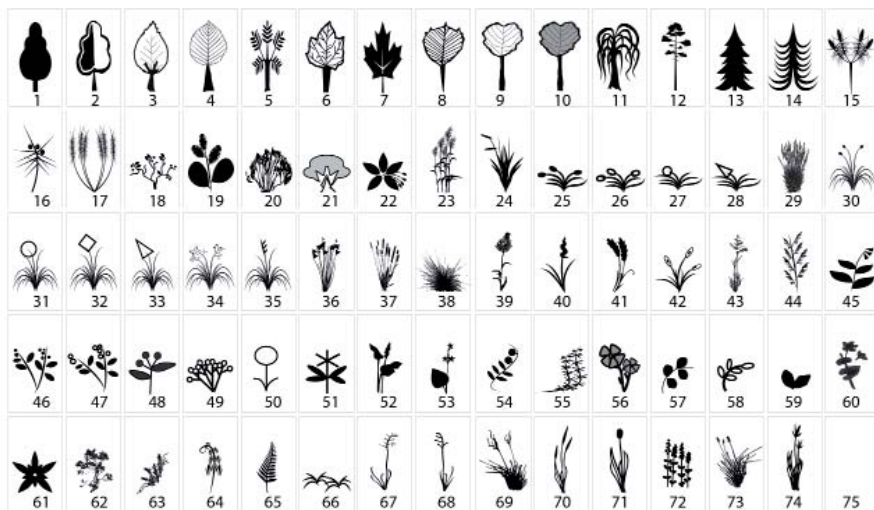
Рис. 5.5. Розподіл угруповань Передкарпаття в залежності
а) Цецино-північні схили долини р. Дністер,
 1 – *Cephalanthero-Fagion*, 2 – *Stellario-Fagetum*, 3 – *Isopyro-Carpinetum*,
 7 – *Ficario-Ulmetum*, 8 – *Carici remotae-Fraxinetum*, 9 – *Salicion albae*,
 13 – *Seslerietum heuflianae*, 14 – *Carici praecocis-Thymetum marschallianii*,
 17 – *Potentillo-Stipetum capillatae*, 18 – *Poetum versicoloris*,



від зміни показників провідних екофакторів

б) південні схили долини р. Дністер:

- 4 – *Tilio cordatae-Carpinetum*, 5 – *Corno-Quercetum*, 6 – *Genisto pilosae-Quercion*
 10 – *Berberidion vulgaris*, 11 – *Anthyllidi-Trifolietum montani*, 12 – *Cirsio-Brachypodion*,
 15 – *Salvio pratensis-Poetum angustifoliae*, 16 – *Botriochloetum ischaemi*,
 19 – *Alyso-Sedion albi*, 20 – *Aurinio saxatilis-Allietum podolici*.



Умовні позначення до рис. 5.1-5.6

1 – *Quercus robur*; 2 – *Q. petraea*; 3 – *Fagus sylvatica*; 4 – *Carpinus betulus*; 5 – *Fraxinus excelsior*; 6 – *Acer pseudoplatanus*; 7 – *A. platanoides*; 8 – *Ulmus glabra*; 9 – *Alnus glutinosa*; 10 – *A. incana*; 11 – *Salix alba*; 12 – *Pinus sylvestris*; 13 – *P. cembra*; 14 – *Abies alba*; 15 – *Pinus mugo*; 16 – *Juniperus nana*; 17 – *J. communis*; 18 – *Berberis vulgaris*; 19 – *Alnus viridis*; 20 – *Salix cinerea*; 21 – *S. elaeagnos*; 22 – *Rhododendron myrtifolium*; 23 – *Phragmites australis*; 24 – *Carex nigrum*; 25 – *C. chordorrhiza*; 26 – *C. curvula*; 27 – *C. davalliana*; 28 – *C. fusca*; 29 – *Molinia caerulea*; 30 – *Festuca rubra*; 31 – *F. saxatilis*; 32 – *F. airoides*; 33 – *F. picta*; 34 – *Nardus stricta*; 35 – *Luzula lusuloides*; 36 – *Juncus trifidus*; 37 – *Alopecurus pratensis*; 38 – *Carex remota*; 39 – *Agrostis stolonifera*; 40 – *Calamagrostis villosa*; 41 – *Arrhenatherum elatius*; 42 – *Sesleria bielzii*; 43 – *Agrostis tenuis*; 44 – *Myricaria germanica*; 45 – *Symphytum cordatum*; 46 – *Vaccinium myrtillus*; 47 – *V. gautherioides*; 48 – *Adenostylis alliaria*; 49 – *Loiseleuria procumbens*; 50 – *Potentilla aurea*; 51 – *Rhodiola rosea*; 52 – *Polygonum bistorta*; 53 – *Doronicum austriacum*; 54 – *Oxycoccus palustris*; 55 – *Aurinia saxatilis*; 56 – *Dryas octopetala*; 57 – *Salix kitaibeliana*; 58 – *S. herbacea*; 59 – *S. retusa*; 60 – *Caltha palustris*; 61 – *Saxifraga stellaris*; 62 – *Galium verum*; 63 – *Sedum acre*; 64 – *Dryopteris dilatata*; 65 – *Athyrium distantifolium*; 66 – *Sphagnum magellanicum*; 67 – *Poa versicolor*; 68 – *Brachipodium pinnatum*; 69 – *Stipa capillata*; 70 – *Koeleria cristata*; 71 – *Salvia pratensis*; 72 – *Thymus marschalianus*; 73 – *Sesleria heufleriana*; 74 – *Botriochloa ischaemum*.

з *Picea abies* (1200–1600 м н. р. м.) вони підвищуються до 1470–1700 МДж/м² хоча в окремих угрупованнях з розрідженим деревостаном (*Pinio cembrae-Piceetum*) ці показники значно нижчі (1415 МДж/м²). У трав'яно-чагарникових угрупованнях цього поясу (*Vaccinion vitis-idaeae*, *Nardo-Agrostion tenuis*) вони становлять 1474–1543 МДж/м², що з одного боку свідчить про значний вплив лісів на терморезим клімату, а з іншого пояснює, як збільшення тепла сприяє підвищенню верхніх меж лісового поясу.

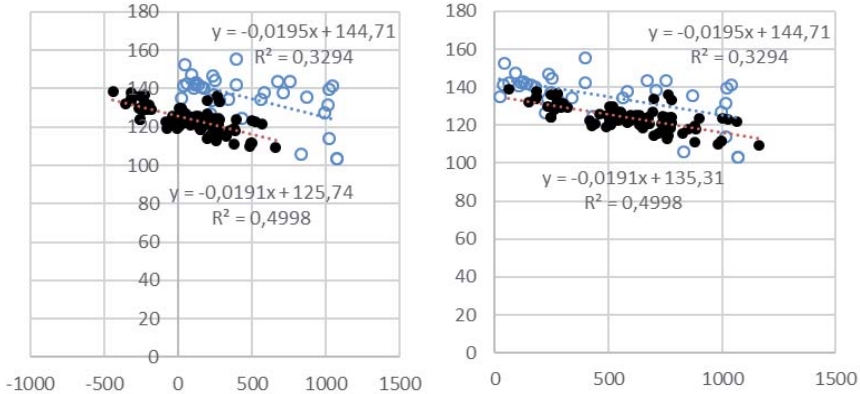


Рис. 5.6. Співвідношення між показниками омброрежиму (x) та континентальності (y) метеостанцій (прозорі позначки) та синтаксонів (чорні позначки) а) розрахункові дані; б) результати коригування омброрежиму на + 500 мм.

У середньому та нижньому поясах листяних лісів ці показники нарастають від 1783 до 1800 (*Luzulo-Fagion*, *Galio rotundifolii-Abietion*), а в типових листяних букових лісах (*Fagion sylvaticae*, *Carpinion betuli*, *Quercetea pubescentis-petraeae*) вони лежать у межах 1800–1910 МДж/м². У трав'яно-чагарникових, лучних ценозах, що виникли на місці лісів (*Genistion germanicae*, *Brachypodium pinnati*, *Arrhenatherion*, *Cynosurion*), ці показники нижчі 1760–1880 ніж у лісах. Разом з тим всі показники радіаційного балансу ценозів дещо нижчі від фонових, які для рівнинних територій становлять 2000–2100 МДж/м².

Отже у всіх висотних поясах ми спостерігаємо картину, що в біотопах радіаційний баланс зменшується на 20 % від фонового. Разом з тим добре видно, що ці показники суттєво залежать від ступеню зволоженості біотопів. У сухих лісах, на степових схилах, що добре прогріваються, вони вищі (1815–1975) (*Festucion valesiacaе*, *Alyso-Sedion albae*), ніж у обводнених (*Calthion*, *Caricio gracilis*, *Molinion*). Слід зауважити, що болота (*Scheuchzerio-Caricetea*) та заболочені ліси (*Vaccinio uliginosi-Pinion sylvestris*) характеризуються дуже низьким радіаційним балансом (1270–1680 МДж/м²).

Отже, чим структурованіші ценози (складніша вертикальна ярусність, більша зімкнутість деревостану та проективне покриття трав'яного ярусу) і чим вологіші умови, тим екосистема більше поглинає енергії і знижує фоновий радіаційний режим. Водночас

болотні біотопи з пониженими показниками радіаційного балансу, що найбільше акумулюють енергії, є найбільш чутливими до кліматогенних змін.

Як відомо з літератури, зростання середньорічних температур у наших широтах відбувається в основному за рахунок підвищення зимових показників, тобто зміни кріорежиму. Проведені нами розрахунки показують, що в цілому хоча і спостерігається значна тенденція підвищення середньозимових температур від альпійського поясу до Закарпатської рівнини, однак ці показники суттєво залежать від структури ценозів і умов біотопу. Найнижчі середньозимові температури ($-12,6\text{ }^{\circ}\text{C}$) характерні для відкритих хіофітних ценозів *Oxitropicho-Elynion*, *Loiseleurio-Vaccinion*, а сніг взимку здувається і вони промерзають. Ці показники значно нижчі, ніж розрахованих фонових для Говерли ($-8,5\text{ }^{\circ}\text{C}$).

Оскільки майже всі угруповання альпійського поясу мають показники в межах $-11,3$ $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ і жодний навіть із субальпійського поясу не досягає фонового показника, то ці дані у подальшому потребують критичного аналізу. Проте зауважимо, що за даними метеостанції Піп-Іван в 1932–1939 рр. середньозимові показники були значно нижчі (-3 $-14\text{ }^{\circ}\text{C}$) ніж тепер і з січня зсувалися на пізніші лютневі терміни (Deil, 1940).

Збільшення середньозимових температур характерно для лісових біотопів (*Fagion sylvaticae*, *Carpinion betuli*) порівняно із трав'яними чи заболоченими ценозами (-6 $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$). Отже, хоча отримані дані потребують уточнення та кореляції відповідно до фонових показників, однак загальна картина свідчить про те, що лісові біотопи характеризуються нижчим промерзанням ґрунтів ніж відкриті трав'яні угруповання.

Одним із найважливіших показників клімату є його континентальність (Kn), що відображає вплив континентів та океанів на розподіл тепла. Ці показники нарастають від океану ($\approx 60\%$) вглиб континенту ($\approx 300\%$). В цілому для Карпат клімат змінюється від геміокеанічного у верхніх поясах до геміконтинентального на рівнині (100–150%). Така тенденція витримується і для біотопів, хоча амплітуда цих показників дещо нижча від 110% (*Caricion curvulae*, *Arabidion caeruleae*), 111% (*Juncion trifidi*, *Rhododendro-Vaccinion*, *Adenostylion alliariae*) до 137–138% (*Poetum versicoloris*, *Festucion valesiacae*). При цьому відмітимо високі показники континентальності оліго-мезотрофних боліт (134–136%) (*Sphagnion*

magellanici, *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*).

Провідним кліматичним фактором, що визначає розподіл угруповань, є гідротермічний режим, якому приділено важливу увагу. У даному випадку ця характеристика знайшла вираження в омброрежимі (Om), бальні показники якого, як відмічалось вище, корелюють із показниками річних опадів та випаровування, показниками Іванова, індексами Де-Мартонна, Висоцького, гідротермічними коефіцієнтами Селянінова. Нами проведена бальна оцінка угруповань, показники яких мають найвищу ступінь кореляції з даними Іванова та індексами Висоцького. В цілому ці показники мають позитивне значення, тобто опадів випадає більше ніж випаровується, а отже періоду засухи у Карпатах немає. Однак градієнт зміни цих показників дуже високий від 38,7–42,7 (Берегово, Кам'янець-Подільський) до 1018–1071мм (Пожижевська, г. Говерла), тобто зростає у 25 разів. При цьому гірські біотопи лежать у зоні з достатнім забезпеченням атмосферної вологи, а при переході на рівнину спостерігається її дефіцит.

Найбільшим дефіцитом (–200–400 мм) характеризуються угруповання кам'янистих відслонень та степів південного берега р. Дністер (*Festucion valesiacaе*, *Artemisio-Elytrigion intermediae*, *Alyso-Sedion*, *Cirsio-Brachypodion*, *Seslerietum heuflianae*). Дефіцит атмосферної вологи характерний і для трав'яних евтрофних боліт (*Phragmition*, *Caricion elataes*) та прибережних вербово-тополевих лісів на піщаних та галькових відкладах (*Populo-Salicetea*), яку вони компенсують за рахунок ґрунтових вод. На основі цих даних можна зробити висновок, що ліси мають велике значення в забезпеченні та регулюванні гідротермічного режиму.

Показники едафічних факторів характеризуються вищим градієнтом змін, ніж кліматичних, що цілком закономірно в гірських умовах. За вологістю ґрунтів (Hd), не враховуючи власне водних біотопів, найвищі показники притаманні для союзів *Phragmition* (17,4) і *Salicion cinereaе* (16,2), однак для більшості болотних угруповань він становить 14–15 балів (гігрофіти), лучних – 12–13 (гігромезофіти). У межах 11–12,2 балів (мезофіти) заходяться показники лісів, хоча для ксерофільних лісів *Quercetea pubescenti-petraeae* він становить 10,8–11,0 балів, високогірних угруповань – 11–12,6, а ксерофітних степових – 8–9 балів (субмезофіти). Мінімальні показники цього значення нами отримані

для скельних ценозів *Aurinio-Allietum podolici* (8,13) та *Poetum versicoloris* (8,33).

Змінність зволоження (fH) коливається від 3,6 до 7,0 балів. Найнижчими показниками характеризуються болота і сосняки (*Pinion tugo*, *Caricion fuscae*, *Sphagnion magellanicum*), які характеризуються постійно високою вологістю (гідроконтрастофобі). Це ще раз підтверджує думку, що вони знаходяться в зоні ризику і при зниженні зволоження можуть деградувати. Відносно низькими показниками відзначаються високогірні угруповання та ліси, що стабілізують водний режим (4,0–5,5 – гемігідроконтрастофобі); менш стабільний він у степових та лучних трав'янистих угрупованнях (5,8–7,0 – гемігідроконтрастофілі), але найвищі показники притаманні прирічковим лісам *Salicion albae* (7,3–7,7), а також угрупованням *Androsacion alpinae* (7,2), які розвиваються вздовж потічків.

Відомо, що аерація ґрунту (Ae) має тісний зворотній зв'язок із його зволоженням. Найгіршою аерацією, тобто найнижчим вмістом кисню (аерофобні умови), характеризуються обводнені, заболочені ценози (*Phragmition* – 11,5, *Salicion cinereae* – 10,2, *Caricion fuscae* 10,1–10,7, *Sphagnion magellanicum* 9,7, *Caricion davallianae* 9,5 бала). Для лісів та луків, за винятком заболочених, цей показник лежить у межах 6–7 балів (геміаерофобні умови), трав'яної рослинності високогір'я – 5,7–6,6 (*Papavero-Thymion* 5,3), а для ксерофітних рівнинних територій 5,0–5,6 (субаерофітні умови). Найнижчі показники (4,99), тобто найвищий ступінь аерації, характерні для сухих наскельних угруповань (*Aurinio-Allietum podolici*).

З охарактеризованими кліматичними факторами та вологістю ґрунту тісно корелюють показники вмісту мінеральних форм азоту – нітрогенів (Nt), що визначають його родючість та енергетичний потенціал. Найвищими показниками характеризуються достатньо зволожені (*Alnion incanae*, *Quercion robori*) >7 балів (нітрофітні умови) та свіжі листяні ліси (*Fagion sylvaticae*) >6 балів. Натомість у хвойних лісах цей показник різко падає (4,5–6 балів – гемінітрофітні умови) і близький до такого лучних угруповань (5–6 балів). У ксерофітних степових ценозах його показники знижуються до 4–5, а у ценозах альпійського типу, де розклад органіки сповільнений через низькі температури, вони опускаються до 3,6–4,4 балів. Найнижчими показниками відзна-

чаються оліготрофні болота (3,1-3,3 – субанітрофітні умови), де органіка накопичується у вигляді торфу. Підвищення температури призводить до інтенсифікації розкладу азотних сполук, що спричиняє підвищення їх трофності та спрямовує розвиток суцесій в напрямку заростання чаганиками болотних ценозів.

Серед едафічних факторів велике значення має кислотність ґрунту (Rc), яка характеризується значним градієнтом (3,6 балів). Найбільш кислими є оліготрофні болота (*Oxycoco-Empetrion hermaphoditi*, *Sphagnion magellanicum*) (3,6-3,9 – перацидофітні умови), а також ценози альпійського та субальпійського типу (*Pinion tugo*, *Vaccinios uliginosi-Pinios sylvaticae*, *Rhododendro-Vaccinios*, *Loiseleurios-Vaccinios*). У міру зниження висоти рН наростає і в поясі хвойних лісів досягає 4,5-6,5 балів (ацидофітні), а в листяних лісах – 6,5-8 балів (субацидофітні умови).

Найвищі показники рН характерні для ксерофітних ценозів південних схилів долини р. Дністер (8,4-8,9 балів, нейтрофітні умови). Базифітних біотопів тут не виявлено.

Хоча Карпати характеризуються умовами занижених показників вмісту солей (Sl), але градієнт їх зміни досить значний (від 3,5 до 7,2, а на рівнинних територіях до 8,2 балів). Найбідніші на солі торф'яники *Sphagnion magellanicum*, *Vaccinios uliginosi-Pinios sylvaticae*, *Oxycoco-Empetrion hermaphoditi* (3,5-3,7 семіоліготрофні умови), дещо багатші альпійські, субальпійські луки та хвойні ліси (4,7-5,9 – мезотрофні умови), листяні ліси (6,2-6,7). При вирубці лісів і формуванні на їх місці луків вміст солей наростає (7,0-7,7 – семіевтрофні умови), у ксерофітних степових угрупованнях ці показники знаходяться в межах 7,5-8,2 балів, а найвищі значення мають евритрофні обводнені ценози (*Filipendulo-Petasition*, *Phragmition australis* – 8,0-8,3 бала).

Одним із важливих компонентів сольового режиму є вміст карбонатів у ґрунті (Ca), яких в Українських Карпатах у цілому недостатньо, оскільки геологічну основу формують кислі кристалічні породи. Однак, є окремі гірські масиви (Свидовець, Чивчино-Гринявські гори), сформовані відкладами карбонатів. Багаті на карбонати леси та вапняки Дністровського каньйону. Це в цілому зумовлює широку амплітуду вмісту карбонатів у ґрунтах від 3,7 балів (карбонатофобні) на торф'яниках *Vaccinios uliginosi-Pinios sylvaticae* до 9,2 (гемікарбонатофільні) на схилах долини р. Дністер, де розвиваються угруповання *Poetum versicoloris*. При цьо-

му в умовах існування альпійських угруповань на кислих породах цей показник дорівнює 4,2–4,8, а на лужних 5,2–5,9. У хвойних ацидофільних лісах показники низькі (4,1–5,4), в листяних грабових, букових – 6,1–7,2, а у скельнодубових до 7,5. У трав'яних ценозах, під якими відбуваються дернові, а не підзолисті процеси, накопичення карбонатів вище, ніж у лісах і досягає максимуму під степовими ценозами (8,0–8,8).

Характер зміни показників екофакторів відносно елементів рельєфу та рослинного покриву зображено на п'яти профілях. З таких графіків добре видно не лише закономірності, а й кореляційні зв'язки між зміною показників. Градієнт їх змін вказує на реакцію ценозів до умов середовища.

З метою кількісної оцінки диференціації рослинних угруповань на рівні основних союзів залежно від сукупної дії 12 провідних екофакторів побудовано дендрограму (рис. 5.7).

Як видно із рис. 5.7, дендрит на рівні LD >9 поділений на два кластери. У свою чергу кластер А на рівні LD >6 ділиться на два кластери, які на рівні LD >4 знову діляться на два кластери. Таким чином, кластер А11 утворюють біотопи термофільних широколистяних лісів *Quercion petraeae* та букових лісів *Fagion sylvatica*, *Carpinion betuli* і *Luzulo-Fagion* та хвойних *Abieti-Piceion*, які ближ-

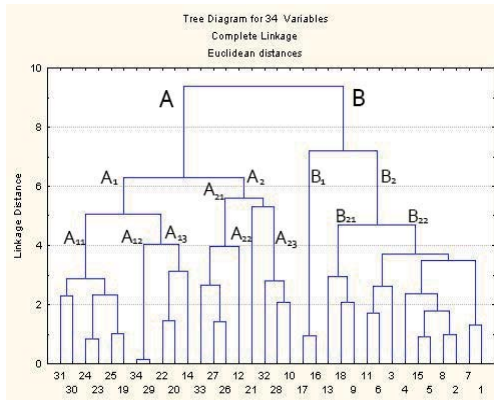


Рис. 5.7. Синтаксономічна диференціація Українських Карпат за показниками провідних екофакторів.

Цифрові позначення індикаторних союзів (x), показники відмінності – LD (y)

Союзи: 1 – *Caricion curvulae*, 2 – *Juncion trifidi*, 3 – *Oxytropido-Elytion*, 4 – *Salicion herbaceae*, 5 – *Festucion pictae*, 6 – *Arabidion caeruleae* (*Salicion retusae*), 7 – *Rhododendro-Vaccinion*, 8 – *Loiseleurio-Vaccinion*, 9 – *Juniperion nanae*, 10 – *Festuco saxatilis-Seslerion bieltzii*, 11 – *Papavero-Thymion pulcherrimi*, 12 – *Androsacion alpinae*, 13 – *Pinion mugo*, 14 – *Adenostyilion alliariae*, 15 – *Calamagrostion villosae*,

16 – *Sphagnion magellanicum*, 17 – *Oxycocco-Empetrium hermaphroditum*, 18 – *Piceion excelsae* (*Piceion abietis*), 19 – *Abieti-Piceion*, 20 – *Nardo-Agrostion tenuis*, 21 – *Genistion pilosae*, 22 – *Vaccinion vitis-idaeae*, 23 – *Fagion sylvaticae* (*Asperulo-Fagion*), 24 – *Carpinion betuli*, 25 – *Luzulo-Fagion*, 26 – *Arrhenatherion elatioris*, 27 – *Cynosurion cristati*, 28 – *Polygano-Trisetion*, 29 – *Calthion*, 30 – *Quercion petraeae*, 31 – *Hypno-Polypodium vulgaris*, 32 – *Cystopteridion*, 33 – *Cratoneurion commutati*, 34 – *Caricion elatae*.

че до неморальних ніж типових бореальних. До цього ж кластеру відносяться біотопи затінених скель *Hypno-Polypodium vulgaris*. Наступний кластер A12 формує дві групи: першу групу складають біотопи низинних боліт (*Caricion elatae*) та мокрих луків (*Calthion*), а другу (A13) – пустищні й високогірні луки (*Vaccinion vitis-ideae*, *Nardo-Agrostion tenuis* і *Adenostylion alliariae*). Кластер A21 представлений лучними угрупованнями *Arrhenatherion elatioris* та *Cynosurion cristatae*, до якого приєднуються угруповання приджерельних вимочок (*Cratoneurion commutati*). До цього ж кластеру належить дещо ізольований високогірний союз *Androsacion alpinae*. Кластер A22 характеризується одним своєрідним союзом *Genistion pilosae*, що зафіксований лише на Закарпатті (долина р. Латориця) на післялісових угрупованнях на місці скельнодубових лісів (*Genisto-Quercion petraeae*) на легких сушіщаних ґрунтах. Наступний кластер A23 формують наскельні угруповання *Festuco saxatilis-Seslerion*, що може розглядатися як аналог гірських степів, *Polygono-Trisetion* - аналог гірських луків та наскельні угруповання *Cystopteridion*.

У кластері В ізольовані місця займають союзи оліготрофних і мезотрофних боліт *Sphagnion magellanici* та *Oxycocco-Empetion hermaphoditi* (B1). Натомість, інший кластер B2 на рівні LD>4 ділиться на два: B21 типових, хвойних лісів бореального типу та їх похідних угруповань (*Piceion excelsioris*, *Pinion mugo*, *Juniperion nanae*). Останній кластер B22 включає високогірні угруповання альпійського поясу: наскельні відслонення (*Papavero-Thymion pulcherimi*, *Oxytropido-Elymion*, *Arabidion caeruleae*), присніжних вербняків (*Salicion herbaceae*), трав'яних злаковників (*Calamagrostion villosae*, *Festucion pictae*), альпійських лучних і наскельних угруповань (*Loiseleurio-Vaccinion*, *Juncion trifidi*) та сланких чагарників (*Rhododendro-Vaccinion*).

Отже, в такому розподілі чітко простежується вплив термальної компоненти, що визначає висотний розподіл угруповань. Тому при оцінці кліматичних змін саме вони є основним лімітуючим фактором.

Детальніший розподіл диференціації простежується при оцінці кореляційних змін, їх показників по відношенню до екофакторів, що представлено на рис. 5.8. Дендрограма розділяється на два нерівні кластери. Аналіз дендрограми свідчить про те, що вологість ґрунтів (Hd) залежить не тільки від режиму підземного

зволоження, а і від клімату, зокрема, омброрежиму (температури, опадів та їх сезонного розподілу). Інша частина дендриту теж ділиться на дві групи: першу умовно можна назвати трофічною (сольовий режим, кислотність, вміст карбонатів, зміна зволоженості та вміст мінеральних форм азоту у ґрунті), а другу - кліматичною (термо- і кріорежим, континентальність, освітленість та аерація ґрунту).

Отже, в Карпатах диференціація біотопів визначається трьома групами чинників: кліматичною, трофічною та гідрологічною. Між показниками окремих факторів цих груп спостерігається різний ступінь кореляції (рис. 5.9).

Всю різноманітність такого розподілу можна звести до чотирьох типів:

- прямолінійна залежність (Hd-Ae, Hd-Kn, Fh-Rc, Fh-Sl, Ae-Kn, Rc-Sl, Rc-Ca, Rc-Nt, Sl-Ca, Sl-Nt, Sl-Tm, Ca-Nt, Ca-Tm, Tm-Cr);
- оберненолінійна залежність (Rc-Om, Nt-Lc, Tm-Lc);
- змінний характер залежності (Hd-fH, Hd-Rc, Hd-Sl, fH-Kn, Ae-Rc, Ae-Sl, Ae-Nt, Ae-Tm, Ae-Cr, Rc-Kn, Sl-Kn, Om-Cr, Kn-Cr);
- відсутня залежність (між рештою пар).

Отримані дані дещо відрізняються від представлених на **рис. 3.5.** стосовно розподілу еконіш рідкісних видів, що обумовлено більшою вибіркою різних типів угруповань. Особливо слід звернути увагу на ситуацію, коли залежність між зміною показників екофакторів різко змінюється. Таку ситуацію ми спостерігали при порівнянні змін екофакторів у гірських системах Татр, Карпат і Криму (Дідух, Четвертних, 2015). Зумовлено це тим, що існує порогове значення фактора, певний бар'єр, поза межами якого така закономірність змінюється. З позицій синергетики це слід розглядати як точку біфуркації, коли система переходить в інший стан (Дідух, 2014б). Це важ-

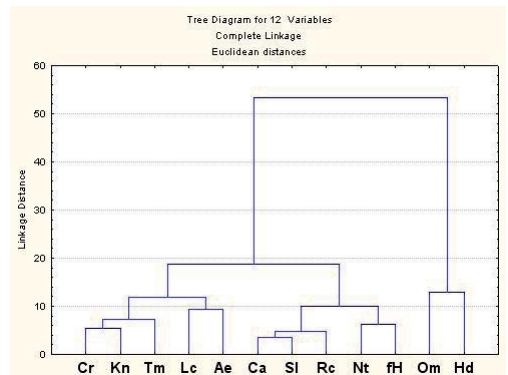


Рис. 5.8. Взаємозалежність між показниками екофакторів модельних синтаксонів Українських Карпат



Рис. 5.9. Корелятивна залежність між показниками провідних екофакторів

ливо враховувати при прогнозуванні розвитку та змін екосистем, хоча ця ситуація дуже ускладнює таке прогнозування.

Проаналізуємо детальніше розподіл угруповань за відношенням до зміни показників деяких екофакторів. Так, між вологістю й аерцією існує пряmolінійна залежність (рис. 5.10a), яка витримується і для показників вмісту нітрогенів у неперезволожених ґрунтах. Це означає, що при умовах збільшеної вологості та нижчої аерації (до певної межі при аерофобних умовах), азотні сполуки мінералізуються швидше, і це зумовлює хід ендеоекогенних сукцесій, зміну деревних порід, підвищення продуктивності угруповань, а на відкритих ділянках закущення та заліснення. Одночасно це супроводжується підвищенням тіневитривалості видів. Саме цей фактор є визначальним у сукцесії ценозів. Із кліматичних факторів на цей процес впливає підвищення омброрежиму. Таким чином можна констатувати, що при даній тенденції змін напрямок сукцесії був би спрямований на формування тінистих

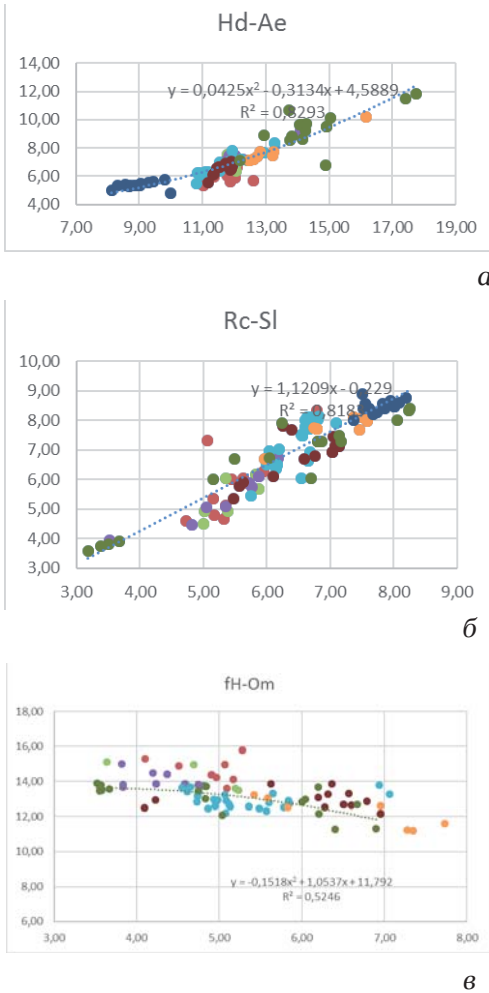


Рис. 5.10 Лінійна залежність між зміною показників провідних екофакторів та закономірності розподілу різних типів фітоценозів. Умовні позначення: світло коричневий – угруповання альпійського поясу, світло зелений – угруповання субальпійського поясу, фіолетовий – хвойні ліси, блакитний – широколистяні ліси, омаранчевий – заплавні дрібнолистяні ліси, синій – ксерофітно-степові, бурий – лучні, темно зелений – прибережноболотні.

листяних лісів у нижньому поясі – *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanum*, *Carpinus betulus*, у середньому – *Fagus sylvatica*, *Abies alba*, у верхньому – *Picea abies*. При цьому вразливими є трав'янисті, ксерофітні а угруповання, дубові ліси, ліси з *Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, а у високогір'ї – біотопи субальпійських і, особливо, альпійських луків.

Друга група факторів, що характеризує залежність між хімічними властивостями ґрунту, також суттєво впливає на характер і швидкість сукцесій. Так, існує пряmolінійна залежність між кислотністю, сольовим режимом (рис. 5.10б) і карбонатністю ґрунтів, і враховуючи те, що більшість регіонів Українських Карпат розташовані на породах кислого типу, це суттєво лімітує розвиток, особливо в умовах зміни клімату. Так, нерівномірність випадання опадів, як і підвищення середньорічних і середньозимових температур, спричиняє підвищення сольового режиму, зниження карбонатності, що є вразливим для хвойних лісів. Слабкіша зворотнolінійна залежність спостерігається між

змінністю зволоження й омброкліматом, оскільки сезонний розподіл опадів суттєво впливає на зволоження ґрунту (рис. 5.10в).

Між зміною показників вологості ґрунтів, їх хімічних характеристик та кліматом існують нелінійні залежності, які мають складніший характер (рис. 5.11). У випадку, коли градієнт кривої виходить на плато, то це можна трактувати, що на початкових стадіях (для певних типів ценозів) існує залежність між зміною екофакторів, а при досягненні певної межі ця залежність втрачається ($Tm - 8$, $Nt - 5$, $Sl - 6$, $Gr - 8,5$, $Rc - <7$, $Om - <14$, $fH - <5,5$, $Ca - <6,3$ балів). Однак бувають випадки, коли максимальні значення знаходяться в середній частині кривої, від якої вони знижуються як у напрямку зменшення так і збільшення показників іншого фактора ($Hd - 13,5$ і $Om - 13,75$; $Sl - 6,0$ і $Nt - 6,5$ тощо). Це означає, що дані показники визначають точку біфуркації, поза межами якої система розвивається у протилежному напрямку. Це свідчить, що можливо кілька варіантів змін (наприклад, у відношеннях $Lc-Tm$ для лісових і трав'янистих угруповань, $Sl-Nt$ груп на різних типах субстратів).

Для розуміння всіх цих процесів, слід чітко вибудувати схему причинно-наслідкових зв'язків. У цьому відношенні причинні фактори, що обумовлюють зміну інших показників, виступають кліматичні, однак, їх дія може обмежуватись іншими лімітуючими факторами.

Важливим є встановлення біфуркаційних точок або меж, що ілюструється на прикладі трьохмірних ординаційних матриць. У випадку розподілу показників $Kn-Sl-Hd$ (рис. 5.12а) на проекції видно, що на межі Sl 7 і 8 балів ізохори спрямовані в різні напрямки. Очевидно, саме це положення можна розглядати як критичну точку біфуркації для вологості ґрунтів. Як видно з наступних графіків (рис. 5.12б-й), для вологості це є показник 10 балів, тобто зона зміни ксерофітних степових угруповань на мезофітні лучні та лісові. Кожна така матриця містить важливу інформацію щодо складних нелінійних залежностей між зміною показників екофакторів і потребує ретельного аналізу відповідно до ситуації.

Отримані дані важливі для подальшого прогнозування змін рослинного покриву в системі зміни екофакторів.

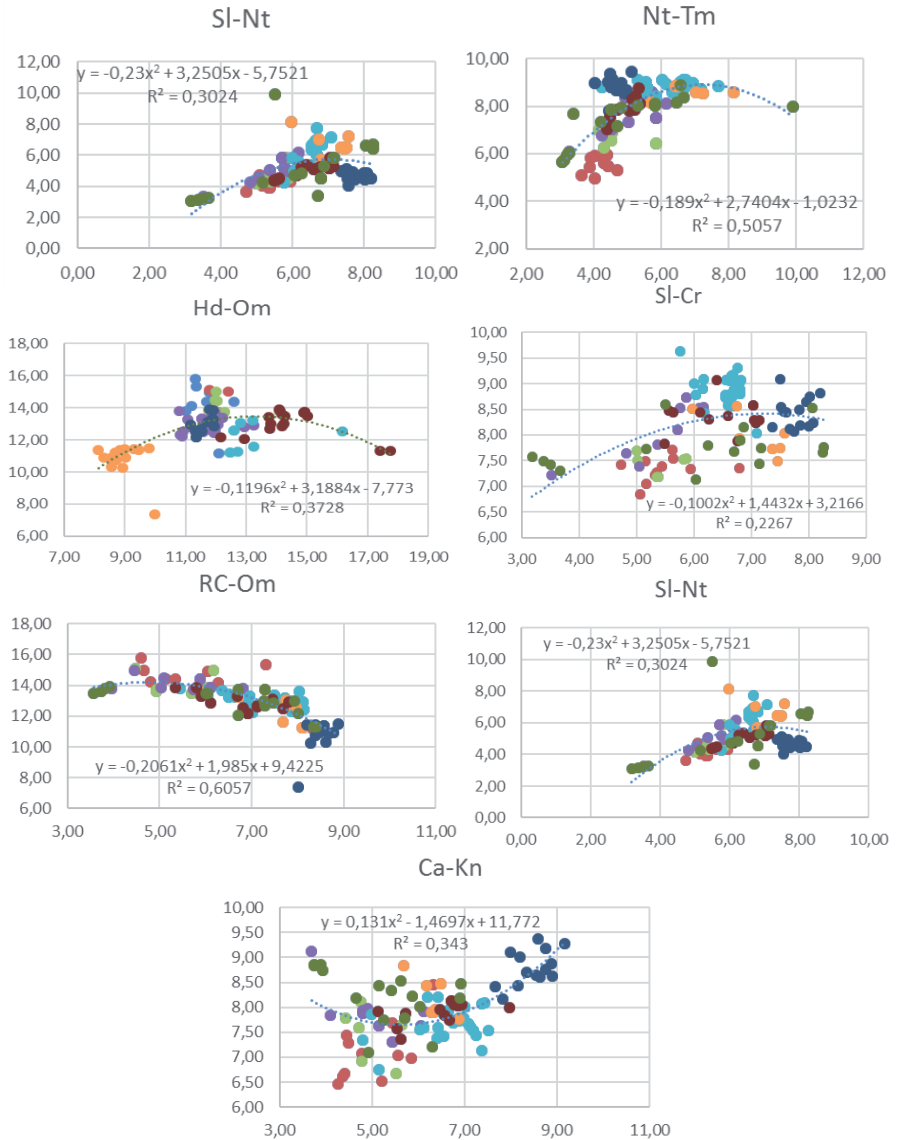


Рис. 5. 11. Залежність між зміною показників провідних екофакторів та закономірності розподілу різних типів фітоценозів (умовні позначення як на рис. 4.10)

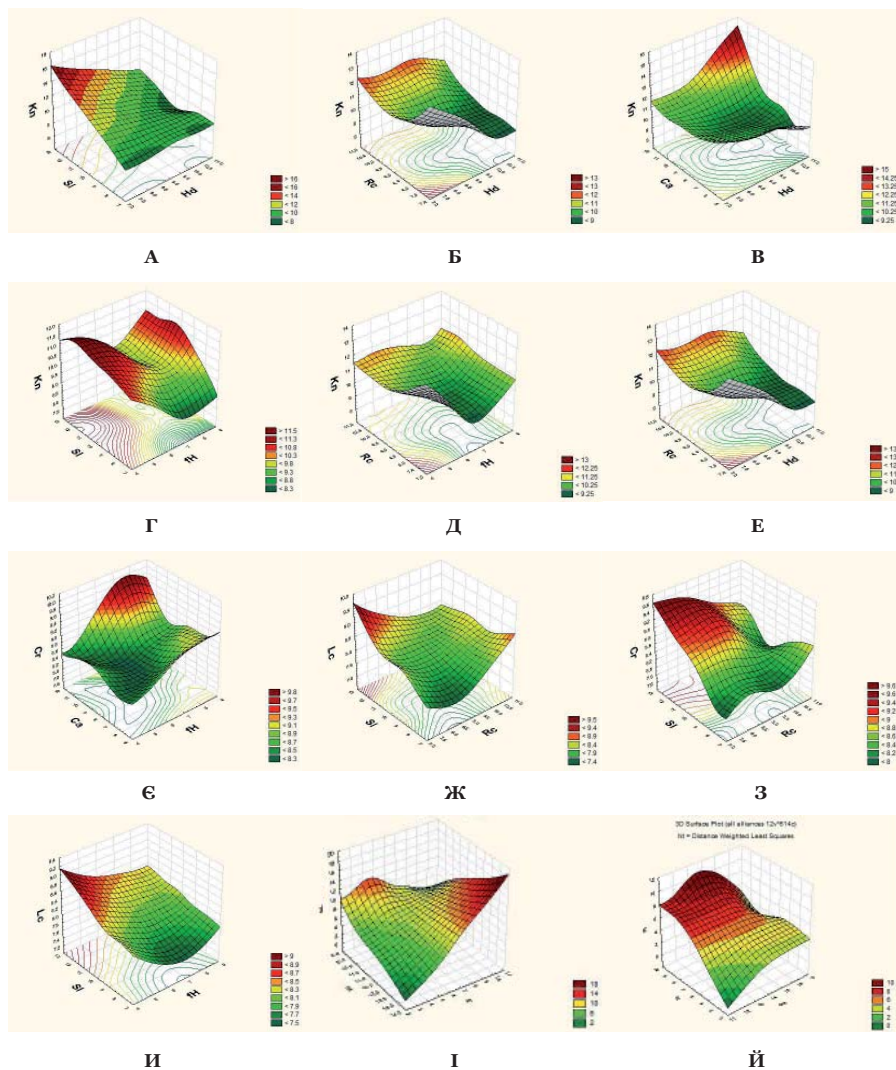


Рис. 5.12. Взаємозалежності між зміною показників екофакторів фітоценозів Карпат у трьохмірних координатах (умовні позначення екофакторів наведені в тексті)

6 БІОТОПИ КАРПАТ, ЇХ СОЗОЛОГІЧНА ЗНАЧИМІСТЬ ТА ОЦІНКА РИЗИКІВ ВТРАТ

6.1. Рідкісні біотопи, їх созоологічна оцінка та ризику втрат

Карпати характеризуються високим біотопним різноманіттям, однак повна класифікація біотопів ще не розроблена. Існуючі для Західної Європи класифікації NATURA-2000 та EUNIS знайшла відображення у відповідній класифікації біотопів Словаччини (Katalog..., 2002). Є підходи щодо розробки біотопів (оселищ) окремих регіонів Українських Карпат, однак виділені одиниці досить нерівноцінні (Кіш та ін., 2006; Каталог ..., 2012; Козак, Дідух, 2015). Виходячи з цього, хоча ми і взяли за основу класифікацію NATURA-2000, проте значною мірою опиралися на класифікацію рослинності, оскільки саме ця класифікація досить добре відображає умови існування біотопів і достатньо повно розроблена для Карпат.

Для подальшого аналізу були обрані в першу чергу рідкісні біотопи та такі, що можуть використовуватися як індикаторні для оцінки кліматогенних змін довкілля.

Трансформація біотопів, що в кінцевому результаті може призвести до їх втрати, ми трактуємо як скорочення біорізноманіття на еколого-ценотичному рівні, якому приділяється велика увага після прийнятої Декларації ООН в Ріо-де-Жанейро (1992 р.). Така трансформація відбувається набагато швидшими темпами, ніж втрата видового біорізноманіття і по суті виступає причиною втрати останнього, що знаходить відображення в оселищній концепції. Тому оцінка ризиків втрати біотопів є дуже важливою і цій проблемі приділяється велика увага. Така оцінка ґрунтується на методологічних підходах оцінки ризиків (Гродзинський, 2014). Ризики, як правило, визначаються на основі негативних наслідків для екосистем та можливості їх настання. Це можна оцінювати як ступінь відхилення від оптимального стійкого стану та швидкість цього відхилення. Але є третя важлива компонента – це розмірність (величина) об'єкта. Чим менша розмірність (площа та кількість), тим вищою є ймовірність втрати біотопу.

У Західній Європі прийнята класифікація ризиків втрат біотопів (габітетів) на основі ряду динамічних критеріїв: втрати площі (ареалу), на яких поширені дані біотопи, вплив на них загроз, якісні зміни (деградації), ступінь рідкості, а також додаткового критерію здатності до регенерації (Кіш та ін., 2012). При цьому виділено сім категорій:

- EX – біотопи повністю зникли (знищені);
- CR – знаходяться під критичною загрозою знищення і потребують спеціальних дієвих охоронних заходів, що відповідає I созологічному класу, виділеному нами;
- EN – біотопи, які знаходяться під високою загрозою знищення, змінені, але відновлюються до типового стану, перебувають у небезпечному стані, що відповідає II созологічному класу;
- VU – біотопи, які знаходяться під загрозою зникнення (вразливі), що відносяться до III і частково до II созологічного класу;
- TC – біотопи, які знаходяться поза загрозою знищення (IV созологічний клас);
- D – недостатньо даних про біотоп для його оцінки, що лежить поза межами біологічної оцінки;
- + – не потребує оцінки (V созологічний клас).

Нами були розроблені підходи (Дідух, 2014а, 2014б, 2016), що використовують дані характеристики, однак аналізуються й інші аспекти ступеню та швидкості відхилення від оптимального стану, що дозволили дати відповідну оцінку в бальній системі. Критично аналізуючи запропоновані підходи ми дійшли висновку, що ризики втрати біотопу доцільно аналізувати на основі двох складових, таких як созологічної їх значущості та впливу загроз. Хоча між цими складовими існує певна кореляція (Дідух, 2016), однак можливі варіанти, коли созологічна значущість біотопу може бути дуже високою, а ризик втрати незначний (важкодоступні скелі) і, навпаки, созологічна значущість низькою, а ризик втрати високий (тип лучних угруповань, що відсутній у Зеленій книзі України). Тому ми пропонуємо «розвести» ці складові й першу оцінювати на основі 10 ознак, оскільки дві перші по суті відображають характер трансформації та вплив загроз, а другу – на основі трьох. Кожна з ознак оцінюється в 4-бальній шкалі (табл. 6.1).

Таблиця 6.1.
Категоризація ознак та характеристик для оцінки ризиків втрати біотопів

Ознаки, характеристики	Категорія, бали			
	4	3	2	1
1	2	3	4	5
РЕЗУЛЬТАТ ВПЛИВУ ЗАГРОЗ				
1. Вплив загроз	(EX) – біотопи повністю зникли (знищені) (CR) – знаходяться під критичною загрозою знищення і потребують спеціальних дієвих охоронних заходів	(EN) знаходяться під високою загрозою знищення, змінні, але відновлюються до типового стану, перебувають у небезпечному стані	VU) – біотопи, що знаходяться під загрозою зникнення (вразливі)	(TC) – біотопи, що знаходяться поза загрозою знищення
2. Дія впливу антропогенних факторів	Дуже потужна (руйнівна), знищується повністю і відновлюється від піонерних стадій	Значна, змінюється структура домінантів	Помірна, змінюється видовий склад	зміни не помітні або біотопи формуються під безпосереднім впливом антропогенного фактору
3. Ступінь та швидкість відновлення (пластична, динамічна стійкість)	дуже слабка (понад 100 років)	слабка (десятьки років)	задовільна (до 15 років)	добра (кілька років)
СОЗОЛОГІЧНА ЗНАЧУЩІСТЬ				
1. Положення в суцесійному ряду	Кінцеві стійкі клімаксові та субклмаксові стадії	Довготривалі (стадії ендоекогенезу, що впливають на зміну мікроклімату та ґрунту)	Середньотривалі середні сингенетичні стадії, що не впливають на зміну характеристик ґрунту та мікроклімату	Піонерні, короткочасові стадії

Продовження таблиці 6.1.

1	2	3	4	5
2. Регіональна репрезентативність	Поширений у межах одного чи кількох округів	Трапляється у межах провінції	Трапляється у межах геоботанічної області чи фізико-географічної зони	Охоплює кілька геоботанічних областей або фізико-географічних зон
3. Характер поширення	Відомі окремі локалітети невеликого розміру	Має диз'юнктивне поширення	На межі суцільного ареалу характеризується спорадичним поширенням	Трапляється звичайно в оптимальних умовах
4. Екологічна амплітуда	Має вузьку (<5%) амплітуду по відношенню до шкал кількох едафічних факторів, або трапляється у межах одного висотного поясу	Має вузьку (<5%) амплітуду по відношенню до шкали одного фактора та <10% - більшості едафічних факторів, або трапляється як правило у межах одного висотного поясу	Має звужену (<10%) амплітуду по відношенню до шкал понад як одного едафічного фактора або трапляється у межах кількох поясів	Амплітуди >10% по відношенню до шкал різних едафічних факторів, або трапляється в різних поясах
5. Екологічні умови поширення	У специфічних, екстремальних екологічних умовах	Вузьке поширення через рідкість біотопу	Спорадичне поширення в оптимальних умовах	Трапляється звичайно в оптимальних умовах
6. Наявність інвазійних видів	Відсутні інвазійні види	Наявні інвазійні види	Наявні інвазійні види як діагностичні з високим ступенем постійності	Інвазійні види відіграють роль домінанта

Продовження таблиці 6.1.

1	2	3	4	5
7	Олігогемеробні (ha < 25)	Мезо- гемеробні (ha = 25-50)	Еугемеробні (ha = 50-75)	Полі-, метагемеробні (ha > 75)
8	Співвідношення між типами стратегії (S-пагієнти чи стрес-телеранти/R-експлеренти чи Рудерали)	> 1,7	0,7-1,2	< 0,7
9.	Созологічна значущість	Домінуючий вид занесено до Червоної книги України (ЧКУ) та інших списків	Наявні види, занесені до ЧКУ	Відсутні рідкісні види
10.	Синфітосозологічний статус	Занесені до міжнародних та державних списків	Занесені до списків EUNIS, CORINE або Natura-2000	Не занесені до жодних списків, оскільки не потребують охорони

На основі критичного аналізу біотопів, що охороняються в Європі (Natura-2000, EUNIS), та вітчизняних публікацій (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006; Каталог., 2012; Кагало та ін., 2013) було виділено 63 біотопи і дана їх созологічна оцінка за 10 ознаками, що відображають вплив антропогенної трансформації, відновлювальність, положення в сукцесійному ряду, регіональну репрезентативність, характер поширення, екологічну амплітуду, наявність інвазійних та рідкісних видів, созологічний статус тощо (Дідух, 2014). Нами проведено таку експертну оцінку. У результаті критичного аналізу кожен біотоп отримав відповідні бальні показники, сума яких свідчить про його созологічну значущість, що в кінцевому підсумку відображено у 5-бальних категоріях. Крім того, на основі аналізу загроз, зміни під впли-

Таблиця 6.2
Характеристики созологічної значущості, стійкості та ризики втрат
рідкісних біотопів Карпат та прилеглих територій

№№	Біотопи або синтаксони	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1																								
1	Оліготрофні та мезотрофні водонямні з утворюваннями <i>Littorelletea uniflorae</i> та /або <i>Isoëto-nanojuncetea</i>		C35 [C1.231]	C35	C3	C3	6	74,8	II	2	2	3	3	2	3	2	2	2	3	24	47	III	88,34	III
2	Оліго- та мезотрофні водоеми з бентосною рослинністю за участю харових водоростей		C125 [C1.21]	C125	C3	C2	8	66,5	III	2	3	3	3	3	4	2	2	3	3	28	09	III	89,57	III
			Natura-2000																					

Продовження таблиці 6.2

25	IV	54,85	IV	23	IV	24	III	81,39	III
23	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
22	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
21	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
20	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
19	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
18	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
17	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
16	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
15	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
14	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
13	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
12	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
11	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
10	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
9	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
8	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
7	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
6	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
5	IV	54,85	IV	23	IV	23	III	81,39	III
4	C133 [C1,13]		C2,6, C2,7		F9,1		C234 C233 C219 C228 [C1,222]		
3	3150		-		3230		3240		
2	Природні ев-трофічні водотоки з угрупованнями <i>Mauroperitium</i> та/ <i>Hydrocharitum</i> або <i>Hydrocharitum</i>		Незалісені правілі береги річок		Гірські річки та їх деревна рослинність з міркарією німецького походження (<i>Mulsaria detmanica</i>)		Гірські річки та їх деревна рослинність з <i>Salix elaeagnos</i>		
1									

Продовження таблиці 6.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
8	Мулисті береги річок з рослинністю <i>Chenopodium rubri</i> та <i>Bidenton</i>	3270	С3,5	2	1	1	4	33,2	V	1	1	3	2	2	2	2	2	1	1	17	23	IV	40:39	V
9	Чорничники та брусничники	4060	F2,22	2	3	3	8	66,5	III	3	3	2	2	1	4	3	3	3	3	27	57	II	87,59	III
10	Зарості родючого східно-карпатського (<i>Rhododendron kotschyi</i>)	4070*	F2,22	2	3	3	8	66,5	III	4	3	3	3	2	4	4	3	4	3	33	77	II	101,74	II
11	Субальпійське гірськоосновне криволісся (жерстяки, <i>Pinion mugo</i>)	4070	F2,42	2	3	3	8	66,5	III	4	3	3	2	2	4	3	3	2	3	29	63	II	91,6	III
12	Чагарники високогір'я	4080	F2,1	3	4	3	10	83,1	II	3	3	3	2	2	4	3	3	3	3	29	63	II	104,28	II
13	Зарості сланких верб у субальпійському та альпійському поясах	4080		3	4	3	10	83,1	II	4	3	3	4	3	4	3	3	3	4	34	80	I	115,35	II
14	Субконтинентальні при-Паннонські (<i>Pter-Рallopiet</i>) чагарники	4040	F2,241	3	3	3	9	74,8	II	3	3	2	2	2	2	2	3	2	2	23	43	III	86,28	III

Продовження таблиці 6.2

15.	2	Зарості ялівцю	5130	4	3	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
16.		Насельні карбонатні або базальні грав'яні утворювання <i>Alisso-Sedion albi</i>	6110	4	3	3	2	2	7	58,1	VI	3	3	3	1	2	3	3	2	3	3	26	53	III	78,64	79,19
17.		Альпійські різногравно-злакові луки на силкатно-му підґрунті	6150	4	3	2	3	3	7	58,1	VI	3	3	2	3	3	4	2	2	2	2	26	53	III	78,64	78,64
18.		Високогірні луки на карбонатних ґрунтах	6170	4	3	4	3	3	10	83,1	II	3	3	4	3	4	4	4	2	4	4	35	88	I	117,45	117,45
19.		Луки лісового та субальпійського поясів на карбонатних ґрунтах	6170	4	3	3	3	3	9	74,8	II	3	3	3	3	4	4	4	3	4	4	35	88	I	111,73	111,73
20.		Лучно-степові утворювання з домінуванням <i>Helictotrichon desertorum</i>	-	4	2	4	4	4	10	83,1	II	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	39	67	I	127,73	127,73

Продовження таблиці 6.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
21.	Лучні степи на карбонатах з домінуванням <i>Trachypodium pinnatum</i> , <i>Carex humilis</i> , <i>Sesleria heuffeliana</i>	6210	E1.2 [E2.11]	3	3	3	3	74,8	II	3	2	2	3	3	3	4	3	2	3	28	09	III	95,89	III
22.	Гірські біловусники на силкатному під-грунті	6230	E1.71	2	2	2	9	49,8	VI	2	2	2	2	3	3	2	2	2	2	22	40	IV	63,87	VI
23.	Субпанонські лучні степи та остепнені луки	6240	E1.2	3	3	3	9	74,8	II	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	34	80	II	109,52	II
24.	Понтично-сарматські степи	62C0*	E1.2 [E2.124 E2.123 E2.125]	3	3	3	6	74,8	II	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	30	67	II	100,42	II
25.	Молінієві луки (<i>Molinia caerulea</i>)	6410	E3.51 [E1.112]	3	2	3	8	66,5	III	3	2	3	2	2	3	2	2	3	2	24	47	III	81,43	II

Продовження таблиці 6.2

26.	Високотравні утруповання вологих лук	6430	E5:41 E5:42 [E1:13]	4	4	2	2	2	8	66,5	III	3	3	2	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
27.	Прибережні утруповання кремени (<i>Petasion</i>)	6430	E5:41 E5:42	4	4	2	2	2	8	66,5	III	3	3	2	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
28.	Заплавні луки річко-вих долин <i>Spidopt venosi</i>	6440	D51 [E1:21]	3	3	3	3	9	74,8	74,8	II	2	2	3	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
29.	Низинні та передгірні викошувані луки (сножаті)	6510	E2:2	2	2	2	2	9	49,8	49,8	VI	3	2	2	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
30.	Гірські викошувані луки (сножаті)	6520	E2:3	2	2	2	2	6	49,8	49,8	VI	3	2	2	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
31.	Активні верхові болота	7110	D1:1 [D2:321]	4	4	4	4	4	99,8	99,8	I	3	3	3	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25

Продовження таблиці 6.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
32.	Деградовані верхові болота (здатні до природного відновлення)	7120	D1.1	2	2	3	7	58,1	IV	3	2	3	4	3	2	2	4	4	4	29	63	II	85,7	III
33.	Перехідні болота	7140	D2.38 [D2.312]	3	4	3	10	89,1	II	4	3	3	3	3	4	2	4	4	4	34	88	II	115,35	II
34.	Холодні жорстководні джерела на туфах та гравелінах	7220	C2.1	3	3	3	9	74,8	II	4	3	4	4	4	4	3	2	2	3	33	77	II	107,35	II
35.	Болота на лузжних субстрахах (карбонатні болота)	7230	D4.1 [D2.2]	4	3	3	10	89,1	II	3	3	3	3	3	4	4	2	3	3	31	70	II	108,65	II
36.	Осипища силікатних порід у монтанному та альпійському поясах	8110	H2.1 H2.31	3	2	3	8	66,5	III	2	2	1	2	2	3	2	2	3	2	21	37	VI	76,1	VI
37.	Осипища карбонатних порід у монтанному та альпійському поясах	8120	H2.4	3	2	3	8	66,5	III	2	3	3	4	4	4	3	2	4	3	32	73	II	98,75	III
38.	Середньоевропейські силікатні кам'яні осипища на височинах	8150	H2.5	3	2	4	9	74,8	II	4	2	4	4	3	3	2	2	2	2	28	60	III	95,89	III

Продовження таблиці 6.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
45.	Середньоевропейськi субальпійськi букові ліси з <i>Aceri Rumex arifolius</i>	9140	G1.73	3	3	3	3	66,5	III	4	3	2	3	2	4	3	3	2	2	28	60	III	89,6	III
46.	Букові ліси <i>Spiralanthero-Fagion</i> на карбонатному підґрунті	9150	G166 [G1.223]	2	3	3	8	66,5	III	4	3	3	3	3	4	3	3	4	4	34	80	II	104,03	II
47.	Сухі анцидофільні дубові ліси	?	G1.7A	3	4	4	11	91,5	I	4	3	4	4	4	4	4	4	2	3	36	87	126,26	126,26	I
48.	Ксерофітні перстачеві дубові ліси	?	G1.7A	3	4	4	11	91,5	I	4	3	3	3	4	3	4	4	4	4	36	87	126,26	126,26	I
49.	Паннонські ксеротермні дубові ліси	91H0	G1.73	3	4	4	11	91,5	I	4	4	3	3	4	4	4	4	4	3	37	90	128,34	128,34	I
50.	Дакійські дубово-грабові ліси	91Y0	G1 A42 [G1.215]	2	3	3	8	66,5	III	3	3	3	3	2	2	3	3	2	2	26	53	85,04	85,04	III

Продовження таблиці б. 2.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
51.	Ліси <i>Tilio-Acerion</i> на схилах, кам'янистих осипищах і в ущелинах	9180	G1.85 [G1.232]	2	3	3	8	66,5	III	3	3	4	3	3	3	4	4	3	3	33	77	II	101.74	II
52.	Вологі ацидофільні осиково-березово-дубові ліси (моліневі дуброви)	9190	G1.8 [G1.211]	4	4	3	11	91,5	I	3	3	4	3	4	4	3	3	3	3	33	77	II	119.59	II
53.	Гірські сірвільхові ліси-галереї (<i>Alnion incanae</i>)		G1.11 G1.12	2	3	3	8	66,5	III	3	2	3	2	2	3	2	2	2	3	24	47	III	81.43	III
54.	Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (<i>Salicetion albae</i>)	91E0 *	G1.11 G1.12 [G1.111]	2	2	3	7	58,1	IV	3	1	1	2	1	3	2	2	2	2	19	30	IV	65.39	IV
55.	Субальпійські дубово-грабові ліси	91G0	G1. A1 [G1.212]	4	2	3	9	74,8	II	3	3	3	3		3	2	2	3	4	29	63	II	97.8	III

Продовження таблиці 6. 2.

56.	Заплавні ліси з <i>Alnus glutinosa</i> та <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion, Alnion insanae, Salicton albae</i>)	91B0 *	G1.12 [G1.133]	4	3	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
57.	Прибережні мішані ліси з <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> та <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> або <i>Fraxinus angustifolia</i> вздовж великих рік (<i>Ulmion minoris</i>)	91B0	G124		3	3	3	3	6	74,8	II	3	3	3	3	3	2	3	3	2	2	27	57	III	94.04	III
58.	Термофільні паннонсько-балканські скельно-дубові ліси	91M0	G176		3	4	4	4	11	91,5	I	4	4	4	4	4	3	4	4	3	4	38	63	I	130,47	I
59.	Високотріні смерекові ліси на верхній межі поширення	9410	G31 B1		4	4	3	3	11	91,5	I	4	2	2	3	2	4	2	2	3	2	26	53	III	105,74	II
60.	Вологі монганні смерекові ліси <i>Vaccinio-Piceetea</i>	9410	G31 B1		3	4	3	3	10	83,1	II	4	1	2	3	2	4	2	2	3	2	23	43	III	93,57	III
61.	Альпійські ліси з <i>Larix decidua</i> та/або <i>Pinus cembra</i>	9420	G325		2	3	3	3	8	66,5	III	4	4	4	4	3	4	4	4	2	4	34	80	II	104,0	II

Продовження таблиці 6. 2.

62.	Реліктові березово-ялиново-соснові ліси на гребетах	G3.4C	4	3
			4	3
63.	Заболочені рівнинні вільхові ліси	G1.4 G1.5	4	3
			4	3
			12	9
			99,8	74,8
			I	II
			4	4
			4	1
			4	2
			4	4
			3	4
			4	3
			4	3
			4	3
			4	4
			4	4
			3	4
			2	2
			3	4
			36	30
			87	67
			I	II
			132,4	100,57
			I	II

вом антропогенних факторів та швидкості відновлення проведена бальна оцінка резистентної та пластичної стійкості біотопів і дана їх 5-бальна категоризація. На основі аналізу цих двох показників дана оцінка можливих втрат біотопів і виділені їх категорії (табл. 6.2).

Як видно з таблиці 6.2, досить рідкісними (I клас), що мають високу соціологічну значимість, «вузьке» поширення, погане відтворення і найвищий ризик втрати відносяться 7 біотопів (лучно-степові угруповання з домінуванням *Helictotrichon desertorum*; активні верхові болота; сухі ацидофільні дубові ліси; ксерофітні перстачеві дубові ліси; паннонські ксеротермні дубові ліси; термофільні паннонсько-балканські скельнодубові ліси; реліктові березово-ялиново-соснові ліси на гребетах).

До рідкісних (II клас), що мають обмежене поширення, слабе відтворення, чутливі до впливу антропогенного фактора і потребують певних цільових заходів охорони відноситься 18 біотопів. До спорадично поширених (III клас), що мають тенденції до скорочення, характеризуються недостатнім, повільним відновленням і потребують часткової охорони відносяться 28 біотопів. До IV класу відносяться 8 а до V – 2 біотопи. Розглянемо лише приклади щодо конкретних модельних біотопів не лише рідкісних, а і звичайних, які мають важливе індикаційне значення в аспекті кліматогенних змін.

6.2. Характеристика індикаторних біотопів Українських Карпат та прилеглих територій

6.2.1. Водні, приджерельні та прибережно-водні біотопи (С)

Оліготрофні та мезотрофні водойми з рослинністю *Littorelletea uniflorae* та/або *Isoëto Nanojuncetea*

NATURA-2000: 3130 *Oligotrophic to mesotrophic standing with vegetation of the Littorelletea uniflorae and/or Isoëto Nanojuncetea*

EUNIS: C1.1 *Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools*; C1.2 *Permanent mesotrophic lakes, ponds and pools*; C3.41 *Euro-Siberian perennial amphibious communities*; C3.51 *Euro-Siberian dwarf annual amphibious swards*;

Біотопи формуються у природних або штучних водоймах (старицях, ставках, озерах, мілководних річкових рукавах та затонах, калюжах у заплавах, землезабірних ямах, депресіях) зі стоячою чи слабопроточною водою та намулистим або піщаним дном. Вони відносяться до класів *Littorelletea uniflorae* союз *Littorellion uniflorae* (угруповання зі *Sparganium angustifolium*, *Eleochariton acicularis-Marsileetum quadrifoliae*) та *Isoëto-Nanojuncetea* союзи *Eleochariton soloniensis* (*Cyperetum micheliani*, *Eleochariton acicularis-Limoselletum aquatica*, *Cyperetum flavescens*) та *Nanocyperion flavescens* (*Cypero-Juncetum bufonii*).

Осередки біотопів, як правило, невеликі за площею, спорадично трапляються переважно в рівнинній частині Закарпаття – на Закарпатській низовині та у Верхнетисенській улоговині (Марамороській котловині), головним чином у заплавах у пониззі річок Латориця, Тиса, а також річок Іршавка, Хустець. По долинах річок Уж, Латориця, Боржава біотопи можуть бути зафіксовані в передгір'ї південного мегасхилу (макросхилу).

Рослинність складають переважно низькорослі напівводні піонерні угруповання дрібних, переважно однорічних видів рослин-ефемерофітів з коротким вегетаційним циклом, адаптованих як до короткочасних пересихань, так і до повних заливань, які швидко розвиваються на мокрому субстраті вивільнених з-під води обмілин. Ці угруповання часто мають тимчасовий характер і можуть з'являтися не кожного року. Видове насичення, зазвичай, невисоке, іноді угруповання монодомінантні. Видовий склад угруповань: *Alopecurus aequalis*, *Carex bohemica**, *Centaureum pulchellum*,

* - тут і далі, види занесені до Червоної книги України (2009)

Crypsis alopecuroides, *Cyperus fuscus*, *Dichostylis micheliana*, *Elatine alsinastrum*, *E. triandra*, *Eleocharis acicularis*, *E. carniolica**, *E. ovata*, *Juncus bulbosus**, *J. bufonius*, *Gnaphalium uliginosum*, *Limosella aquatica*, *Lindernia procumbens*, *Lythrum hissopifolia*, *Marsilea quadrifolia**, *Peplis portula*, *Potentilla supina*, *Pycreus flavescens*, *Radiola linoides*, *R. sceleratus*, *Sparganium angustifolium**.

Важливою ознакою цих угруповань є періодичне чергування лімозної та літоральної екофаз, оскільки багато видів здатні до утворення зануреної та терестричної екоморф, емерсних і субмерсних листків. При тривалому пересиханні такі угруповання зникають чи трансформуються в піонерно-рудеральну рослинність. Враховуючи високий флуктуативний характер ценозів, кліматичні зміни не несуть загрози. Проте, в межах цих біотопів на Закарпатті відмічені рідкісні відміни з участю *Marsilea quadrifolia* (вид включено до Червоної книги України, а формація *Marsileeta quadrifoliae* занесена до Зеленої книги України), що трапляються у водоймах-депресіях (часто штучного походження) заплави р. Латориця та зв'язаної з нею системи каналів (вклейка рис. 1). Характерним для них є тривалий розвиток мілководної літоралі, яка у випадку пересихання (як правило, в період літніх межень) спричинює утворення в цієї рослини наземних столоновидних пагонів та формування тимчасових угруповань з *Eleocharis acicularis* (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006). У складі цього біотопу наводяться особливо рідкісні у Центральній Європі угруповання літоралей високогірних оліго-мезотрофних водойм з наявністю рідкісного виду *Sparganium angustifolium* (занесений до Червоної книги України). В Українських Карпатах він був виявлений К. Домінім у 30-их рр. ХХ ст. в озерці Герешаска на Свидівці. Втім, сучасні пошуки виду та угруповань поки не принесли результатів (Каталог ..., 2012).

Припинення періодичного затоплювання або повне затоплення, зарегулювання заплави, освоєння територій, зокрема, при земляних роботах, знищення алювіальних заводей, мертвих рамен і стариць, видобування піску та гравію в заплавах, заростання обмілин при тривалому зневодненні піонерно-рудеральною рослинністю, надмірна евтрофізація водойм, тобто зміна гідрологічного режиму, спричинена різними факторами, серед яких велике значення мають і кліматогенні, призводить до суттєвих трансформацій цих угруповань і окремі ланки, що включають рідкісні компоненти, можуть бути втрачені. У складі угруповань є чимало видів, які в силу специфічної біології розвитку та еко-

логічних умов сьогодні в Європі швидко зникають, через що занесені у природоохоронні реєстри різного рангу (в т. ч. і до національної Червоної книги та регіональних природоохоронних переліків). Тому такі місцезнаходження з наявністю раритетних видів потребують охорони.

Холодні жорстководні джерела на туфах і травертинах

NATURA-2000: 7220 Petrifying springs with tufaformation (Cratounerion)

EUNIS: C2.121 Petrifying springs with tufaor travertine formations

В Українських Карпатах представлені угрупованнями союзів *Cratoneurion commutati*, *Caricion davallianae*, *Calthion*.

Біотопи відкритих чи слабозатінених мохово-трав'янистих угруповань, що формуються в неглибокій швидко проточній насиченій киснем холодній воді гірських джерел водних потоків гірських масивів переважно в південно-східній частини Українських Карпат – хребти Свидовець, Черногора, Чивчини, Мараморощьські Альпи, а також на Боржавських полонинах.

Їх розвиток пов'язаний з виходами вапнякових субстратів, які вимиваються із глибших геологічних пластів й у випадку високої концентрації осаджуються на оточуючих джерело субстратах, утворюючи травертини, тому реакція води лужна або нейтральна (вклейка рис. 2). Це рідкісний тип біотопів, трапляється як у місцях виходу на поверхню карбонатомісних порід, так і у флішовій зоні завдяки вимиванню кальцію з глибших пластів. Біотопи займають, як правило, невелику площу (10–20 (50) м²). Вертикальна структура ценозів характеризується ярусністю. Перший (зазвичай розріджений) і другий яруси формують судинні рослини, часто вселяючись у мохові подушки, які місцями можуть утворювати суцільний покрив (Каталог ..., 2012). Видовий склад: *Allium shoenoprasum* subsp. *alpinum*, *Caltha laeta*, *Carex flacca*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Cortusa matthioli**, *Crepis paludosa*, *Deschampsia caespitosa*, *Doronicum carpaticum*, *Heliosperma carpaticum*, *Ligusticum muttelina*, *Linum catharticum*, *Parnasia palustris*, *Pinguicula alpina**, *P. vulgaris**, *Swertia perennis**, *Tozzia carpathica*, *Tussilago farfara*, *Viola biflora*. Мохи: *Bryum pseudotriquetrum*, *Campylium stellatum*, *Cratoneuron filicinum*, *Palustriella commutata*, *P. decipiens*, *Philonotis fontana*, *Ph. seriata*, *Scapania* sp., *Thuidium philibertii*.

Горизонтальна структура неоднорідна і залежить від рівня вологості, глибини залягання вод, характеру акумуляції ґрунту,

хімізму, зокрема, мінералізації та насиченості карбонатами, ступеня затінення, мікрорельєфу тощо.

Характерною рисою цих біотопів є наявність двох зон – ядрової і периферійної, що відрізняються за екологічними умовами і характером рослинності (Кобів, 2000). Ядрова зона охоплює одне або декілька сусідніх джерел, а також мережу дрібних потічків, розташованих між розсипищами гравію біля витоків струмка. Така зона утворює 2–10 м завширшки і до 50 м завдовжки. Це дуже волога, незатінена ділянка, що зумовлює наявність тут гігро- і геліофільних видів, багато з яких є раритетними.

Переважно у складі цього типу біотопів ростуть такі раритетні види, як *Cortusa matthioli*, *Cystopteris montana*, *Pinguicula alpina*, *P. vulgaris*, *Swertia perennis*, *Dactylorhiza cordigera*, *Listera cordata*, ендемічні і субендемічні види – *Tozzia carpathica*, *Cardamine marholdii*, *Chrysosplenium alpinum*, *Festuca carpathica*.

Довкола ядра можна виділити периферійну зону яка є перехідною по відношенню до навколишньої території лісу. Зменшення обводненості ділянок де розташовані ці біотопи, яке спостерігається в останні роки, призводить до зміни гідрологічного режиму і зменшення ядрової зони. Відбувається їх мезофітизація з масовим проникненням типових лучних видів і заростанням деревночагарниковою рослинністю, що супроводжується витісненням зазначених раритетних видів.

Приджерельні угруповання відіграють важливу водозахисну і водоочисну функцію та є особливо чутливими природними індикаторами стану, рівня та складу підземних вод гірського поясу. Зміна гідрологічного режиму, забруднення, еутрофікація джерел та прилеглих ділянок, нерегульований пішохідний, вело-, мото- і автотуризм, освоєння високогір'я для туристичної індустрії, централізований водозабір трубами та використання джерел для водопостачання становлять серйозну загрозу існуванню цих біотопів.

Незаліснені гравієві береги річок

NATURA-2000: –

EUNIS: C2.6 Beds of rivers streams; C2.7 Riverine islets

Синтаксономічні одиниці не виділені.

Цей тип біотопу приурочений до гірських річок, що формують гравієві відмілини. Ближче до берегів та на відкладах гравієво-піскових відмілин розвиваються невеликі дуже фрагментовані

угруповання одно- і дворічників (*Polygonum amphibium*), які при стабілізації субстрату заростають багаторічними кореневищними *Agrostis stolonifera*, *Calamagrostis pseudophragmites*, *Phalaroides arundinacea*, *Tussilago farfara*, а потім *Salix purpurea*. Трапляються досить часто, інколи займають, великі площі на узбережжях річок у гірській частині і фрагментарно формуються в передгір'ї. Під час повеней, кількість і потужність яких в останні роки у зв'язку з потеплінням посилилися, ці фрагменти рослинності або знищуються, або формуються в інших місцях при перевідкладанні гравію (вклейка рис. 3).

У зв'язку з постійним антропогенним порушенням прибережних смуг – відбір гравію, зарегулювання русел, засмічення, а також відсутністю ценотичної конкуренції, ці біотопи слугують міграційними шляхами поширення таких адвентивних та рудеральних видів як *Erigeron canadensis* s. l., *Bidens frondosa*, *Amorpha fruticosa*, *Ambrosia artemisifolia*, *Impatiens glandulifera*.

6.2.2. Болота (D)

Активні верхові болота

NATURA-2000: 7110 Active raised bogs

EUNIS: D1.11 Active, relative lyundamage draised bogs; D1.111 Raised bog hummocks, ridges andl awns; D1.112 Raised bog hollows (schlenken)

В Українських Карпатах представлені угрупованнями союзів *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi*, *Sphagnion medii*, *Sphagnion cuspidati*.

Біотопи цього типу являють собою оліготрофні або мезотрофні болота, які утворилися в післяльодовикових карах, на днищах льодовикових улоговин з високим рівнем ґрунтових вод, високогірних і середньогірних озерах, що заростають або в улоговинах річкових терас. За характером їх розміщення виділяють висячі, котловинні. Площі їх незначні, лише деякі з них у лісовому поясі займають до кількох гектарів з, переважно, чітко вираженими межами, які детерміновані потужністю торфового покриву та ступенем обводненості (Зелена ..., 2009; Каталог ..., 2012).

Вертикальна структура біотопів характеризується наявністю двох-трьох ярусів: перший розріджений (до 0,3) формують невисокі, пригнічені дерева та куці (*Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula pubescens*, *Pinus mugo*), негустий (до 0,4) трав'яно-

чагарничковий (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Oxycoccus palustris*, і густий, потужний моховий (*Sphagnum fuscum*) (вклейка рис. 4). Тільки в межах цього типу біотопу трапляються такі з раритетних видів як *Carex pauciflora**, *Menyanthes trifoliata*, *Oxycoccus palustris*, *O. microcarpus**, *Andromeda polifolia*, *Calla palustris*, *Drosera rotundifolia*.

Зміна гідрологічного режиму в Карпатах у комплексі з кліматичними змінами спричинюють суттєву трансформацію таких біотопів, зокрема на нижній межі поширення в лісовому поясі. Ця трансформація полягає в пересиханні верхніх шарів торфу та їх мінералізації.

Угруповання цього типу занесені до Зеленої книги України (2009).

Болота на лужних субстратах (карбонатні болота)

NATURA-2000: 7230 Alkaline fens

EUNIS: D4.1 Rich fens, includin geotrophic tall herb fens and calcareous flushes and soaks

В Українських Карпатах представлені угрупованнями союзів *Caricion davallianae* і *Magnocaricion elatae* (асоціації: *Caricetum paniculatae* і *Caricetum buxbaumii*). Угруповання цього типу трапляються фрагментарно на схилах хребтів вздовж водотоків, у місцях виходів на поверхню ґрунтових вод (джерел). Вони формуються як на мінеральних, так і на органогенних болотних ґрунтах. Вирізняються високою карбонатністю всього профілю або його верхніх горизонтів, постійним підживленням ґрунтовими жорсткими водами. В окремих випадках у товщі ґрунту утворюються карбонатні прошарки – результат хомогенного й біогенного осадження карбонатів кальцію. Це переважно мезо- або евмезотрофні болота зі значним ґрунтовим живленням, високим рівнем ґрунтових вод, частим витоком джерел (Каталог..., 2012).

Домінуючими на болотах є осоки *C. paniculata*, *C. buxbaumii**, *C. davalliana** та мохи (вклейка рис. 5). У складі цих угруповань є ряд раритетних видів, таких як *Saussurea porcii**, *Carex buxbaumii**, *Swertia perennis**, *Listera ovata**, *Epipactis palustris**, *Iris sibirica**, *Dactylorhiza incarnata**. Враховуючи їх маленькі площі, вони можуть бути втрачені в результаті зміни умов існування. Угруповання з домінуванням *Carex davalliana* і *C. paniculata* занесені до Зеленої книги України (2009) зі статусом «перебувають під загрозою зникнення», що спричинено зміною гідрологічного режиму. Цей

процес може набути загрозливіших масштабів у зв'язку із клімато-генними змінами, як це спостерігається на рівнині. У таких угрупованнях домінуючим стає *Molinia arundinacea*, що в подальшому заростає чагарниками *Frangula alnus*, *Salix cinerea* й іншими.

6.2.3. Луки, степи, пустища (Е)

Трав'яно-чагарничкові біотопи альпійського та субальпійського поясів.

NATURA-2000: 4060 Alpine and boreal heaths

EUNIS: F2.2 : Evergreen alpine and subalpine heath and scrub;

F2.21 : Alpine dwarf ericoid wind heaths

Високогірні чагарнички в Карпатах представлені союзом *Loiseleurio-Vaccinion*, що включає асоціації: *Vaccinietum myrtilli*, *Empetro-Vaccinietum gaultherioides*, *Cetrario-Vaccinietum gaultherioides* та *Loiseleurio-Cetrarietum* (Малиновський, Кріч-фалушій, 2002), які можна розглядати як два біотопи. Перший представлений асоціацією *Vaccinietum myrtilli*, угруповання якої досить поширені у високогір'ї (верхньолісовий і субальпійський пояси), займають значні площі. Домінантом у них є *Vaccinium myrtillus*, що іноді досягає висоти до 50 см і діагностує цю асоціацію. Хоча кліматичні зміни серйозно не позначаються на площі цих ценозів, проте відповідно до трансформації бореальних ялинових лісів їхні межі теж можуть зміщуватися вище на 200 м, тобто підніматися в сучасний альпійський пояс і слугувати індикатором кліматогенних змін. Разом з тим спостерігається їхня трансформація внаслідок господарської діяльності людини (випас та випалювання) і вони замінюються злаковниками (щучниками, біловусниками та іншими типами високогірних злаковників).

Асоціація *Loiseleurio-Cetrarietum* являє собою незімкнуті хіонофобні ценози, сформовані низенькими плагіотропними, сланкими розгалуженими кущиками *Loiseleuria procumbens** та *Vaccinium gaultherioides* з участю лишайників, що покривають кам'яністі субстрати. Діагностичними видами, крім двох названих, є *Carex curvula*, *Juncus trifidus*, *Doronicum clusii**, *Homogyne alpina*, *Soldanella hungarica*, *Primula minima**, *Pulsatilla schleicherii**, *Campanula alpina*, *Hieracium alpinum*, лишайники. *Cetraria islandica*, *Cladonia rangiferina*, *C. macroceras*, *Alectoria ochroleuca*, *Thamnonia verniculosa*, мохи *Racomitrium*

lanuginosum, *Dicranum scorarium*, *Polytrichum piliferum*. У Карпатах поширені на найвищих хребтах Чорногірського та Свидовецького масивів у субальпійському та альпійському поясах на висоті понад 1500 м н. р. м. Як правило, займають північні та північно-східні, рідко західні та південні схили. Формуються на кам'янистих і щебенистих плато, випуклих ділянках, що піднімаються над поверхнею. Взимку сніговий покрив з них здувається, а влітку ці ділянки краще прогріваються, добре дреноються, після дощу висихають, тому вони характеризуються високими показниками континентальності. Хоча вони стійкі до впливу зміни кліматичних факторів, але цілком прогнозовано, що підвищення температури сприятиме зміщенню цих угруповань вгору, однак відсутність ґрунту на кам'янистих субстратах стримуватиме їх заселення іншими видами. Але, враховуючи невеликі за розміром кам'янисті локалітети, що оточені лучними угрупованнями, де можлива експансія *Pinus mugo*, площа біотопів *Loiseleurio-Cetrarietum* може скоротитися (Малиновський, Крічфалушій, 2002; Boratynski, Didukh, 2002).

Високогірні луки на карбонатних ґрунтах

NATURA-2000: 6170 Alpine and subalpine calcareous grasslands

EUNIS: E4.4 Calcareous alpine and subalpine grasslands

В Українських Карпатах представлені угрупованнями союзу *Festuco saxatilis-Seslerion bielsii* (асоціації *Caricetum sempervirentis* та *Senecio carpaticus-Seslerietum bielsii*).

Це хіонофітні високогірні трав'яні угруповання СІ. *Elyno-Seslerietea*, які формуються на сонячних відносно сухих щебенистих місцях і добре аерованих ґрунтах серед відслонень карбонатомісних порід, у депресіях, розщелинах, в місцях акумуляції дрібноуламкового матеріалу (вклейка рис. 6). Поширені в комплексі з дерновими карбонатними сильно щебенистими ґрунтами. Включення уламків та дрібнозему вапняку забезпечує цим ґрунтам добрі фільтраційні властивості, нейтральну реакцію ґрунтового середовища та насиченість вбирного комплексу. Біотопи невеликі за площею, приурочені переважно до південних і східних схилів, які експоновані до вітрів і взимку вкриті тонким шаром снігу або без снігу. Фізіономічність угруповань визначають домінанти – *Carex sempervirens* (до 70 % проективного покриття) та *Sesleria bieltzii* (до 50 % проективного покриття), а також субдомінанти – *Festuca*

supina, *Vaccinium myrtillus*, *Hieracium alpinum*, *Juncus trifidus* (Малиновський, 1980; Малиновський, Крічфалушій, 2000).

Флористичний склад досить багатий, багато видів належать до аркто-альпійських та альпійських елементів флори, які знаходяться в екстремальних екологічних умовах. У видовому складі представлена низка видів, уключених до Червоної книги України (2009) – *Anemone narcissiflora*, *Aster alpinus*, *Campanula kladniana*, *Gymnadenia conopsea*, *Hypersia selago*, *Jovibarba hirta*, *Primula minima*, *Pulsatilla scherfelii*, *Salix herbacea*, *Senecio carpathicus* та інші. Ці біотопи хоча і досить стійкі до впливу зовнішніх чинників, проте при кліматогенних змінах можуть зазнати трансформації, тому як досить рідкісні, ендемічні потребують охорони та моніторингу.

Луки лісового та субальпійського поясів на карбонатних ґрунтах

NATURA-2000: 6170 Alpine and subalpine calcareous grasslands

EUNIS: E4.4 Calcareous alpine and subalpine grasslands

В Українських Карпатах представлені угрупованнями союзу *Festuco saxatilis-Seslerion bielsii* (асоціації: *Festucetum saxatilis*, *Saxifrago-Festucetum versicoloris*, *Thymo-Festucetum amethystinae*). Це біотопи теплих місцезростань з багатими карбонатними ґрунтами (рендзинами), які формуються серед відслонень вапнякових порід, на сухих схилах південно-східної, південної та південно-західної експозицій. Вони межують з біотопами карбонатних скельних стінок та схилів і займають невеликі ділянки площею від 20 до 300 м². Травостій нерівномірний, розміщений групами у проміжках скель, нагромадженнях щебеню. Структура його складна, дво- триярусна, проективне покриття 50–80 %.

Оптимальними для їх розвитку є дернові карбонатні, рідше дерново-карбонатні слаборозвинені добре дреновані ґрунти-рендзини, для яких характерний значний вміст гумусу у верхньому горизонті, нейтральна або слаболужна реакція ґрунтового середовища та висока насиченість вбирного комплексу основами. Основу травостою складають дернини домінантів – *Festuca saxatilis*, *F. inarmatae*, *F. versicolor*, проміжки між дернинами заповнені різнотрав'ям або уламками гірських порід. Більшість видів належать до різнотрав'я, а за життєвими формами – до гемікриптофітів та хамефітів, багато серед них і типових хазмофітів властивих для скельних угруповань (Каталог..., 2012).

Флористичний склад багатий, мінливий, залежить від едафічних факторів, передусім щербенистості ґрунту, висоти над рівнем моря. У його складі росте низка раритетних видів, зокрема уключені до Червоної книги України (2009) *Aconitum jacquinii*, *Anemone narcissiflora*, *Aquilegia nigricans*, *Aster alpinus*, *Astragalus krajinae*, *Dianthus speciosus*, *Epipactis atrorubens*, *Festuca saxatilis*, *Gymnadenia conopsea*, *Jovibarba hirta*, *Nigritella carpatica*, *Orchis signifera*, *Poa rehmannii*, *Saussurea discolor*, *Selaginella selaginoides*, *Silenanthe zawadskii*, ендемічні та субендемічні види – *Acinos baumgartenii*, *Centaurea kotschyana*, *Carduus kernerii*, *Erysimum transsilvanicum*, *Galium suberectum*, *Linum extraaxillare*, *Scabiosa lucida*, *Silene dubia*, *Thymus pulcherrimus*, *Trisetum alpestre*. Формації *Festuceta saxatilis*, *F. inarmatae* занесені до Зеленої книги України (2009) зі статусом «рідкісні».

Гірські біловусники на силікатному підґрунті

NATURA-2000: 6230 Species-rich Nardus grasslands, on siliceous substrates in mountain areas (and submountain areas in Continental Europe)*

EUNIS: E1.71 [Nardus stricta] swards; E4.31 Alpic [Nardus stricta] swards and related communities

Високогірні субальпійські природні та гірські похідні, переважно низькорослі щільнодернинні біловусові пустища як зі збідненим, так і багатим видовим складом на силікатних субстратах. Формуються на помірно глибоких кислих та дуже кислих збіднених з різним зволоженням ґрунтах здебільшого на підстилаючих флішових породах. Домінуючим, ценозо- та, часто, аспектоформу-ючим видом угруповань виступає *Nardus stricta* (вклейка рис. 7).

Первинні природні ділянки біловусників (союзу *Nardion strictae*) трапляються переважно в субальпійському поясі високогір'я найвищих хребтів у східній частині Українських Карпат на висотах 1500–1800 м н. р. м., де приурочені до пологих схилів, головним чином, південних експозицій, днищ гляціальних котлів, складок рельєфу та депресій із тривалим заляганням снігу, окраїн верхньої межі лісу, а також прогалин у верхів'ї криволісся, де розвиваються на гірсько-лучних малопотужних буроземах з вираженням дерновим горизонтом. Фрагментарно природні біловусники збереглися смугами по виположених найвищих гребнях окремих полонин на заході Полонинського хребта

(полонини Боржави-Красної). Угрупування вирізняються досить розрідженим травостоєм, посереднім та високим видовим різноманіттям з переважанням альпійсько-монтанних видів. Особливою відмінністю є флористично збіднені перезволожені сфагнумові біловусники, що вузькими смугами поширені по берегах струмків, високогірних озерець, біля виходів джерел, а також в депресіях у нижній частині субальпійського поясу (Каталог..., 2012).

Втім, в Українських Карпатах найбільшого поширення набули вторинні біловусники, які сформувалися внаслідок багатовікової пасквальної дигресії на місці первинних високогірних лучних (у т. ч. і біловусових), чагарникових та лісових (смерекових, букових) угруповань. Саме ці біловусники сьогодні займають майже половину площ високогірних полонин. Склад і структура похідних біловусників залежить від висоти гір, експозиції, крутизни схилів, пасквального навантаження. Вони формуються в широкому спектрі ґрунтових умов – від буроземів і дерново-буроземних, часто оглеєних субальпійського та лісового поясів до підзолисто-буроземних ґрунтів низькогір'я. Видова насиченість та флористичний склад пов'язані з аборигенним складом первісного угруповання-попередника та стадією дигресії. Видовий склад: *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum alpinum*, *Avenella flexuosa*, *Campanula serrata*, *Carex bigelowii*, *C. pilulifera*, *C. sempervirens*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca picta*, *F. rubra*, *F. supina*, *Gentiana asclepiadea*, *G. lutea**, *G. punctata**, *Hieracium alpinum*, *Homogyne alpine*, *Hypericum maculatum*, *Ligusticum mutellina*, *Luzula sudetica*, *Nardus stricta*, *Poa chixii*, *Potentilla aurea*, *P. erecta*, *Soldanella hungarica*, *Thymus pulcherrimus*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Veronica officinalis*, *Viola declinata* та мох *Polytrichum strictum*.

На кінцевих етапах сукцесій формуються біловусникові пустоші з дуже низьким видовим різноманіттям (15-20 видів). Видове насичення збільшується біля верхньої межі лісу за рахунок проникнення видів з контактних лісових та лучних ценозів. Зокрема, в низькогір'ї лісового поясу набувають поширення багаті на види біловусникові луки союзу *Violion caninae* зі значною участю у складі угруповань типово лучних видів союзу *Arrhenatherion*. Збереженню видового різноманіття сприяють практиковані на цих луках спорадичне нерегулярне косіння та помірне випасання.

Молінієві луки (*Molinion caeruleae*)

NATURA-2000: 6410 *Molinia meadows on calcareous, peaty or clayey-silt-laden soils (Molinion caeruleae)*

EUNIS: E3.51 [*Molinia caerulea*] meadows and related communities

Цей видовий комплекс у Центральній Європі, в тому числі й на заході України, представлений двома видами – *Molinia caerulea* і *M. arundinacea*. Перший з них росте переважно у вологих і заболочених біотопах, а другий – у ксерофітних і мезоксерофітних. Для угруповань з домінуванням цих видів в останні десятиліття властива різновекторна динаміка розвитку. Зокрема, виявлено тенденцію скорочення площі угруповань з *Molinia caerulea* s. str., натомість площа фітоценозів з *M. arundinacea* збільшується. Причиною цього є низка обставин. Щодо ценозів з домінуванням *M. caerulea* в Карпатах та прилеглих регіонах, то це господарське освоєння долин річок, яке супроводжується меліорацією, забудовою земель чи використанням їх як сільськогосподарських угідь. Крім того, внаслідок кліматичних змін, які супроводжуються підвищенням температури та зменшенням кількості опадів, відбувається зневоднення гігрофільних біотопів і, відповідно, скорочення площі цих угруповань.

Що ж стосується *M. arundinacea*, то скорочення кількості опадів і підвищення температури сприяє поширенню угруповань за участю цього виду, які формуються у ксеромезофітних умовах: на карстових елементах рельєфу, степових схилах, підсушених луках та болотах. Цьому сприяє припинення (повне або часткове) викошування. Такі процеси відбуваються як у Придністров'ї, так і в Передкарпатті (вклейка рис. 8). Така тенденція становить загрозу для багатовидових лучних угруповань, які сформувалися на карбонатних ґрунтах в умовах тривалого екстенсивного використання як сіножатей. Тут виявлено унікальні для території Європи за кількістю видів на одиницю площі лучні фітоценози (90 видів судинних рослин на 9 м²) (Roleček et al., 2014). У складі цих угруповань росте низка раритетних видів. Це занесені до Червоної книги України (2009) *Pedicularis exaltata*, *Gladiolus imbricatus*, *Lilium martagon*, *Colchicum autumnale*, зокрема і 14 видів орхідей (*Cypripedium calceolus*, *Neotinea ustulata*, *Orchis militaris*, *Dactylorhiza sambucina*, *Epipactis palustris*, *Gymnadenia conopsea*, *G. densiflora* та ін.), а також диз'юнктивно- і погранично-реальні, рідкісні та зникаючі *Veratrum nigrum*, *Adenophora liliifolia*, *Crepis sibirica*, *Ferulago sylvatica*, *Laserpitium latifolium* та інші.

**Угруповання *Helictotrichon desertorum*
на гіпсових відслоненнях**

*NATURA-2000: 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland
facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia) (*im-
portant orchid sites)*

*EUNIS: E1.23 Meso-xerophile subcontinental meadow-steppes ([Cir-
sio-Brachypodion])*

Угруповання, що належать до ас. *Ranunculo zapalowiczii-Helictotrichonetum desertorii* і відносяться до союзу *Galio campanulatae-Poion versicoloris*, є рідкісними і трапляються на правобережжі Дністра (Покуття). Вони займають незначні площі (до кількох сотень м²) на північних крутих (до 60°) часто обривистих гіпсових відслоненнях та малопотужних рендзинах, тому досить мозаїчні за структурою (вклейка рис. 9). Діагностичними видами є домінуючий *Helictotrichon desertorum* та *Stipa pulcherrima**, *Asperula cynanchica*, *Bupleurum falcatum*, *Galium campanulatum*, *Linum flavum*, *Allium senescens*, *Inula ensifolia*, *Vincetoxicum hirundinaria*, багато з яких є облігатними кальцефілами, що приурочені до відслонень гіпсу. У складі цих ценозів низка рідкісних та ендемічних видів *Viola jooi**, *Thalictrum uncinatum*, *Ranunculus zapalowiczii*. У силу екологічної специфіки (важкодоступні місця, літогенна основа), угрупованням не загрожує знищення чи витіснення іншими ценозами, проте, як досить рідкісні та унікальні, їх площа може скоротитися під впливом різних видів руйнації геологічних порід, їх добування. Таке явище зафіксоване в ур. Городище, де організовано вигін для диких тварин, які руйнують структуру скель.

**Біотопи з домінуванням *Brachypodium pinnatum*,
Sesleria heufleriana, *Carex humilis***

*NATURA-2000: 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland
facies on calcareous substrates (Festuco-Brometalia)
(*important orchid sites)*

*EUNIS: E1.23 : Meso-xerophile subcontinental meadow-steppes
([Cirsio-Brachypodion])*

Густі (75–100 %), високотравні (до 60 см) з двома під'ярусами угруповання, де основу, при наявності потужних рендзин, формують злаки *Brachypodium pinnatum*, *Sesleria heufleriana* та низькотравні з домінуванням *Carex humilis* відносяться до союзу *Cirsio-*

Brachypodium (вклейка рис. 10). У структурі ценозів беруть участь кущі (*Lembotropis nigricans*, *Chamaecytisus ruthenicus*, *Ch. albus*), ксеромезофітне та мезоксерофітне різнотрав'я. На ділянках нараховується від 20 до 60 видів судинних рослин з яких діагностичними є *Anthericum ramosum*, *Campanula glomerata*, *Carlina cirsioides*, *Cirsium pannonicum*, *Inula hirta*, *I. ensifolia*, *I. salicina*, *Linum flavum*, *Primula elatior*, *Salvia pratensis*, та занесені до Червоної книги України (2009) *Adonis vernalis*, *Pulsatilla pratense*, *P. patens*. Хоча структура біотопу є досить стійка по відношенню до впливу зовнішніх факторів, проте в разі накопичення підстилки, підвищення температури та кількості опадів можливе посилення домінуючої ролі видів (кл. *Trifolio-Geranietea*), кущів (кл. *Rhamno-Prunetea*) і випадання типових лучно-степових видів.

Понтично-сарматські степи

NATURA-2000: 62Co* Ponto-Sarmatic steppes

EUNIS: E1.2D : Ponto-Sarmatic steppes

Степові угруповання з домінуванням дернинних злаків *Stipa capillata**, *S. pennata**, *Festuca valesiaca* відносяться до союзу *Festucion valesiacaе*. Діагностичними видами цих угруповань, крім перелічених домінантів, є ксерофітні *Achillea millefolium*, *Botriochloa ischaetum*, *Campanula sibirica*, *Echium vulgare*, *Eryngium campestre*, *Euphorbia cyparissias*, *Galium verum*, *Koeleria cristata*, *Medicago falcata*, *Onobrychis arenaria*, *Plantago urvillei*, *Veronica incana*, *Thymus marschallianus*. Вони формуються в межах висот до 350 м н. р. м. на вершинах схилів – «лобах» в умовах недостатнього зволоження через інсоляцію на добре розвинутих або змитих чорноземних ґрунтах, що залягають на лесах (вклейка рис. 11). У районі досліджень поширені по берегах Дністра та його приток, а також на нерозораних степових ділянках. Угруповання стійкі до впливу зовнішніх факторів, зокрема, випасу, який сприяє їх збереженню, однак в останні десятиліття спостерігається інтенсивне заростання кущами та деревами як правило родини *Rosaceae* (*Rosa* sp., *Crataegus* sp., *Pyrus pyraister*, *Malus praecox*, *Cerasus avium*) та видами адвентивного характеру (*Fraxinus pennsylvanica*, *Acer negundo*). Такі угруповання розглядаються як стадія, що передують формуванню лісів. Це явище є досить характерним, що спричинено не лише зниженням випасу, але і кліматогенними змінами, зумовленими збільшенням кіль-

кості опадів в останні десятиліття. У результаті цього типові степові ділянки скорочують свою площу і тому як загрожуваний тип біотопів потребують розробки спеціальних заходів їх охорони, зокрема, знищення кущів та дерев, особливо адвентивної природи.

Субпаннонські лучні степи

NATURA-2000: 6240 Sub-pannonic steppic grasslands*

EUNIS: E1.2 Perennial calcareous grassland and basic steppes; E1.29 [Festuca pallens] grassland

Це лучні степи та остепнені луки паннонського типу з домінуванням у трав'яному покриві дернинних вузьколистих злаків, що відносяться до союзу *Festucion valesiacae*.

Вони розвиваються на найбільш сухих та прогрітих, часто кам'янистих або скелястих схилах південних експозицій пагорбів і передгір'я Закарпаття. В Україні перебувають на крайній північно-східній межі поширення, де збереглися у вигляді острівних фрагментів на південних часто стрімких, кам'янистих схилах окремих куполів вулканічного горбогір'я (найкраще представлені на Чорній горі). Розвиваються на дернових слаборозвинених, часто змитих короткопрофільних, добре дренажованих кам'янистих (щербенистих) скелетних ґрунтах з високим вмістом гумусу і дрібнозему та зі значною домішкою рухляку або на змитих скелетних скельних субстратах на підстилаючих нейтрально-слабокислих ефузивних породах (вклейка рис. 12) (Каталог..., 2012).

Рослинний покрив з високим видовим різноманіттям, утворений майже виключно ксеротермофільними видами. Основу травостою складають передусім дернини *Festuca pseudodalmatica*, *F. valesiaca* за участі *Phleum phleoides*, *Melica transsilvanica* та з домішкою інших дернинних вузьколистих злаків, зокрема, ендемічної *Stipa transcarpatica**. Разом зі злаками у формуванні трав'яного покриву беруть участь розеткові і довгокореневищні багаторічники, цибулинні геофіти та терофіти *Anchusa barellieri*, *Botriochloa ischaemum*, *Carduus collinus**, *Dianthus carthusianorum*, *Ferulago sylvatica*, *Galium glaucum*, *Phleum ambiguum*, *Potentilla recta*, *Scabiosa ochroleuca*, *Seseli osseum*, *Teucrium chamaedrys*, *Trifolium alpestre*, *Veronica spicata*, *Valerianella dentata*. Трав'яний покрив протягом весни – початку літа утворює кілька аспектів, але вже в червні, зазвичай, вигорає (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006; Каталог..., 2012). Структура угру-

повань, видове насичення мають значне різнорічне коливання, пов'язане з багаторічним циклом різночасових флуктуацій внаслідок комплексного впливу абіотичних та біотичних чинників. Тому в умовах кліматогенних змін можливе випадання окремих видів і трансформація ценозів, зокрема, заростання їх чагарниками.

Ксеротермні узлісся

EUNIS: E5.21 Xerothermophile fringes: UkrBio-E4.12)

Густі високотравні угруповання класу *Trifolio-Geranietea* відносяться до союзу *Geranion sanguinei*, серед яких уразливими є ценози асоціації *Geranio sanguinei-Dictamnion albi*. Формуються на узліссях ксеротермних дубових лісів, окраїнах чагарникових заростей, лучних степів та остепнених лук, у карстових воронках «вертебів» у вигляді невеликих локалітетів чи смуг на більш-менш розвинутих збагачених ґрунтах, включаючи рендзини та ранкери (вклейка рис. 13). Поширені в рівнинному, передгірському та нижньогірському (до 700 м н. р. м.) поясах Карпат, Закарпаття (вулканічне горбогір'я Закарпатської низовини, південні схили передгір'я Вігорлат-Гутинської гряди), Прикарпаття (Опілля, Покуття, Буковина) як правило в умовах пересіченого рельєфу. Характерними видами є узлісні, лучно-степові та лісові *Anthericum ramosum*, *Betonica officinalis*, *Brachypodium pinnatum*, *Clematis recta*, *Dictamnus albus**, *Euphorbia volhynica*, *Galium campanulatum*, *Geranium sanguineum*, *Inula hirta*, *I. salicina*, *Iris hungarica*, *Laserpitium latifolium*, *Origanum vulgare*, *Pyrethrum corymbosum*, *Rosa gallica*, *Symphytum tuberosum*, *Trifolium alpestre*, *T. montanum*, *Veronica austriaca*, *V. longifolia*, *V. teucrium*, *Vincetoxicum hirsutinaria*. Хоча ці екотонні угруповання є зв'язуючою ланкою в сукцесіях з одного боку між чагарниковою, лісовою, а з іншого – лучною, степовою рослинністю, але вони відрізняються специфічною структурою та видовим складом і є оселищем цілої низки рідкісних видів уключених до Червоної книги України (2009) (*Aconitum pseudoanthora*, *Colchicum autumnale*, *Gladiolus imbricatus*, *Fritillaria meleagris*, *Iris sibirica*, *Ligularia glauca*, *Lilium martagon*, *Platanthera bifolia*). Біотоп вразливий до кліматогенних змін та господарської діяльності людини, що впливають на гідротермічний режим та трофічні властивості ґрунту.

Деякі угруповання цього союзу (ас. *Campanulo-Vicetum tenuifoliae*, *Geranio-Peucedanetum*) є вторинними і прогресую-

чими. Спостерігається їх експансія в умовах припинення випа-су чи косіння на місці лучних степів, що спричинює заростання чагарниками *Chamaecytisus sp.*, *Prunus spinosa*, *Rosa sp.*, *Malus praecox*, *Pyrus piraster* та ін.) Вони формуються на місці суцільних рубок лісів, по краях ярів, урвищ, вздовж доріг, на закинутих полях, перелогах, сіножатях, пасовищах, виноградниках. Характер ведення лісового та сільського господарства у сучасних умовах сприятиме розширенню площ цих угруповань.

6. 2. 4. Чагарники (F)

Чагарникові угруповання високогір'я

Біотопи чагарникового типу в Карпатах досить різноманітні. Більшість із них представлена угрупованнями, що розглядаються як сукцесійні ланки між піонерними чи трав'янистими та лісовими ценозами, які характеризуються екотонним положенням між ними, тому мають велике функціональне значення в аспекті розвитку екосистем, їхнього формування. Однак, цілий ряд угруповань, що знаходяться в екстремальних умовах (альпійському, субальпійському поясах) є кінцевими стадіями сукцесій (*Pinion tugi*, *Salicion silesiacaе*, *Salicetea herbaceae*). Інші – лімітуються впливом таких зовнішніх факторів, як лавини (*Alnion viridis*), алювіальними процесами (*Salicion elaeagno-daphnoidis*, *Salicion triandrae*) тощо. Цілий ряд є власне тими сукцесійними ланками, що передують формуванню лісів. Враховуючи тренд кліматичних змін, та їхні наслідки, можливі суттєві зміни в їхньому розподілі та структурі. Зокрема, на місці *Pinion tugi* можливе формування лісів *Picea abies*, а інші, високогірні (*Salicetea herbaceae*), можуть зникнути. Інші типи біотопів можуть скоротити свої площі, або їх розширити, а також змінити свою структуру.

Зарості рододендрону східнокарпатського (*Rhododendrum myrtifolium*)

NATURA-2000: 4070 * *Bushes with Pinus mugo and Rhododendron hirsutum (Mugo-Rhododendretum hirsuti)*

EUNIS: F2.224 *Carpathian Rhododendron kotschyi heaths*

Біотоп представлений ендемічною асоціацією *Rhododendretum myrtifolii*, що заміщується в Західних Карпатах *Rhododendretum ferruginei*. Ці асоціації належать до союзу *Rhododendro-Vaccinion*,

порядку *Rhododendro-Vaccinietalia*, місце якого в системі класів дискутується. К. А. Малиновський та В. В. Крічфалушій (2002) традиційно розглядають їх у складі кл. *Loiseleurio-Vaccinietea*, В. Матушкевич (Matuszkiewicz, 2002) відніс до кл. *Vaccinio-Piceetea*. Діагностичним видом є домінуючий *Rhododendrum myrtifolium*, який має висоту до 50 см і утворює суцільний (70–100 %) килим із блискучих шкірястих листків, а під час квітання стає багряним (вклейка рис. 14). У складі угруповань наявні *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum* subsp. *microphyllum*, *Juncus trifidus*, *Calamagrostis villosa*, *Festuca airoides*, *F. picta*, *Carex curvula*, *C. sempervirens*, *Hieracium alpinum*, *Campanula alpina*, *Homogyne alpina*, мохи *Dicranum scoparium*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberii*, лишайник *Cetraria islandica* тощо. Інвазійні види відсутні. Угрупування трапляються на висоті понад 1700 м н.р.м. У Карпатах вони приурочені до вододільного хребта (Полонина Боржава, Горгани, Свидовець, Чорногора, Мармароські та Чивчинські масиви). Як правило, вони займають найхолодніші північні, рідше північно-східні та північно-західні схили і уникають східних, що свідчить про чутливість до зміни терморезиму. Приурочені до кислих (рН=3,9–4,9) силікатних порід (пісковиків, порфіритів). (Малиновський, Крічфалушій, 2002). В. Матушкевич (Matuszkiewicz, 2002) трактує ці угруповання як стадію деградації високогірних лісів *Picea alba* або *Pinus mugo*, що можливо лише на нижній межі поширення рододендрона, тому при підвищенні температури і відсутності випасу їх площі можуть скоротитися.

Субальпійські чагарники з душекією зеленою (*Duschekia viridis*, зеленівільшняки)

EUNIS: F2.3112 Carpathian green alder scrub.

Згідно останніх даних () угруповання відносяться до Cl. *Betulo carpaticae-Alnetea viridis* All. *Salicion silesiacaе*, і представлені двома асоціаціями – *Pulmonario-Alnetum viridis*, *Salici-Alnetum viridis*.

Угрупування поширені досить фрагментарно в субальпійському поясі від 1750 до 1200 м н. р. м. на крутих схилах, стінках льодовикових котлів. Приурочені до схилів різних експозицій, на добре дренованих, багатих гумусом суглинистих і щербенистих буроземних ґрунтах. Характерні види: *Duschekia viridis*, *Adenostylis alliaria*, *Alchemilla* spp., *Calamagrostis villosa*, *Festuca rubra*, *Luzula luzuloides*, *Melampyrum herbichii*, *Polypodium vulgare*,

Rhodococcum vitis-idaea, *Scorzonera rosea*, *Sorbus aucuparia*, *Vaccinium myrtillus*. Рослинні угруповання з домінуванням *Duschekia viridis* відзначаються значною участю східнокарпатських видів, що формуються біля верхньої межі лісу в місцях сходження лавин (вклейка рис. 15).

В умовах кліматогенних змін окремі локалітети можуть витіснитися лісами і зникнути.

Чагарникові угруповання лісового поясу

Зарості з домінуванням *Cytisus scoparius*

EUNIS: F3.14 Temperate Cytisus scoparius fields

Ценози відносяться до союзу *Ulici-Sarothamnion* і представлені розрідженими, а часом щільними заростями *Sarotamnus scoparius*, що сформувалися на місці зведених скельнодубових лісів (*Genisto-Quercion petraeae*) (вклейка рис. 16). Постійно трапляються *Genista germanica*, *Rosa canina*, *Rubus plicatus*. Серед трав'янистих переважають види союзу *Agrostion vinealis*: *Achillea submillefolium*, *Anthoxanthum odoratum*, *Elytrigia repens*, *Galium verum*, *Poa pratensis*, *Stenactis annua*, *Thymus pulegioides*, *Veronica officinalis*, *Viola canina*, *V. tricolor* та інші. Угруповання розвиваються на місці покинутих сільськогосподарських угідь на бідних піщаних ґрунтах. Трапляються на Закарпатті у вигляді кількох окремих масивів в околицях с. Чинадієво, Кольчино, Вільховиця, Обава, Кленовець у передгірському поясі басейну р. Латориця. Є місцем локалізації адвентивного виду *Sisyrinchium septentrionale*. Можливо, підвищення температури, що призводить до швидкого висихання легких, піщаних ґрунтів, сприятиме розширенню цих ценозів, що досить стійкі до палів і спричинені дією останніх.

Чагарникові зарості з домінуванням

Juniperus communis

NATURA-2000: 5130 Juniperus communis formations on heaths or calcareous Grasslands;

EUNIS: F3.16 Juniperus communis scrub

Біотоп представлений союзом *Genisto pilosae-Vaccinion*. Характерними видами є домінуючий *Juniperus communis*, а також *Salix caprea*, *Populus tremula*, *Prunus spinosa*, *Rosa sp.*, *Betula pendula*, *Picea abies*, *Agrostis tenuis*, *Festuca rubra*, *Luzula*

luzuloides, *Nardus stricta*, *Swida sanguinea*. Угрупування з домінуванням ялівцю розріджені (0,2–0,6), висота кущів до 2 м. У трав'яному ярусі переважають ацидофільні види *Agrostis tenuis*, *Festuca rubra*, *Luzula luzuloides*, *Nardus stricta*. Трапляються фрагментарно в основному в гірському поясі на деградованих луках і пасовищах (вклейка рис. 17). У сучасний період спостерігається збільшення їх площ, очевидно через припинення випасу, і така тенденція буде зберігатися.

Чагарникові угруповання берегів річок

Вербові чагарникові зарості берегів річок мають важливе водорегулююче, ценозоформує, ландшафтотвірне значення і є досить динамічними системами. Вони відносяться до класу *Salicetea purpureae* (порядок *Salicetalia purpureae*, союзи *Salicion elaeagno-daphnoidis*, *Salicion triandrae*) та класу *Alnetea glutinosae* (союз *Salicion cinereae*).

У гірській частині по берегах стрімких річок в умовах кам'янистих берегів та відкладів гальки, гравію формуються угруповання союзу *Salicion elaeagno-daphnoidis*, що поширені вузькими смугами і в умовах стабілізації прируслових процесів змінюються угрупованнями *Alnion incanae* з домінуванням *Alnus incana*.

Характерними видами цих угруповань є *Salix elaeagnos*, *S. purpurea*, *Myricaria germanica*, *Petasites hybridus*, *Alnus incana*, *Calamagrostis pseudophragmites*, *Ranunculus repens*, *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Myosotis scorpioides* agg., *Roegneria canina* (Jarolimek, Sibik, 2008). На алювіальних наносах розвиваються угруповання *Myricaria germanica* з участю *Salix elaeagnos*, *S. purpurea* (Natura-2000: 3230 Alpine rivers and their ligneous vegetation with *Myricaria germanica*; EUNIS: C3.55 Sparsely vegetated river gravel banks;), що відносяться до цього ж союзу.

Біотоп об'єднує високорослі чагарникові гігрофільні рослинні угруповання, які поширені переважно в гірській частині вздовж водотоків та, рідше, в передгір'ї (вклейка рис. 18). Ценози зі збідненим видовим складом через домінування *Calamagrostis pseudophragmites* і *Phalaroides arundinacea*. Формуються острівними фрагментами у вигляді вузьких смуг на зволоженому проточними водами узбережжях річок та потоків, що періодично підтоплюються під час щорічних паводків, на замулених частинах алювіальних відкладів гравію та піску.

При виході на рівнину, куди зноситься з гір значна маса алювію (гравію, гальки), що відкладаються і перешаровуються разом з піском, глиною, при умові різко змінної але підвищеної вологості формуються угруповання союзу *Salicion triandrae*, в яких на перших піонерних стадіях домінує *Salix purpurea*, а потім розвиваються більш високі зарості *Salix triandra*, *S. viminea*, *S. alba*. Діагностичними видами цих ценозів є *Agrostis stolonifera*, *Calystegia sepium*, *Humulus lupulus*, *Elytrigia repens*, *Glechoma hederacea*, *Galium aparine*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Myosoton aquaticum*, *Persicaria hydropiper*, *Poa trivialis*, *Rubus caesius*, *Solanum dulcamara*, *Symphytum officinale*. Ці угруповання розміщені по берегах річок Тиса, її приток Латориці, Ужа та Дністер, Стрий, Прут, Черемош й інших. В умовах стабілізації режиму формуються вербові ліси кл. *Alno-Populetea* з домінуванням *Populus nigra*, *Salix alba*, *S. fragilis*.

На заболочених ділянках по знижених берегах ставків, озер, річок формуються угруповання (EUNIS:F.92: [*Salix*] carr and fen scrub,) з домінуванням *Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. pentandra*, *Frangula alnus*, *Rhamnus cathartica*, *Alnus glutinosa*, які мають вигляд кущів висотою до 3 м, часто зі сферичною кроною, а проміжки між ними зайняті лучно-болотною рослинністю.

Кліматичні зміни не мають прямого впливу на ці типи угруповань, однак опосередкований вплив досить суттєвий. У першу чергу мова йде про катастрофічні паводки, які почастишали в останні десятиліття, які з одного боку порушують і руйнують прируслові екосистеми, змінюють течії і структуру русел, а з іншого – формують потужні алювіальні наноси, які слугують ареною для заселення видів відповідних угруповань. Саме такі умови, стрічкові екотонні ділянки вздовж русел річок і потоків при відсутності зімкнутого рослинного покриву, де формуються угруповання класу *Salicetea purpureae*, є міграційними екокоридорами для багатьох адвентивних видів рослин, зокрема *Salix fragilis*, *Aster noli-belgii*, *Echinocystis lobata*, *Solidago canadensis* s. l. та інші.

6.2.5. Ліси (G.)

Вільхові заболочені ліси

EUNIS: G1.4 Broadleaved swamp woodland not on acid peat;
G1.5 Broadleaved swamp woodland on acid peat

Ліси з *Alnus glutinosa* відносяться до союзу *Alnion glutinosae* і представлені асоціаціями *Carici elongatae-Alnetum*, *Carici acutiformis-*

Alnetum, Fraxinio pannonicae-Alnetum. Вони поширені переважно в депресіях із тривалим (кількамісячним) чи постійним підтопленням ґрунтовими, або, зрідка, поверхневими водами (вклейка рис. 19). Ці ліси невеликими за площею острівцями (що є типовим для азональної рослинності) спорадично трапляються в дібровах окремих лісових урочищ рівнини, на ділянках, де відбувається застій води. Тут поширені важкі лучно-болотні та болотні мінеральні (рідко, дерново-буроземні (мочаристі) глейові ґрунти з сильним оглеєнням (Каталог..., 2012).

Характерною рисою лісів є формування у дерев вільхи пристовбурних куполоподібних п'єдесталів до одного метра заввишки з розрослих над землею коренів. Чагарниковий ярус розріджений, причому кущі та підріст зазвичай зростають на підвищеннях або частіше безпосередньо на п'єдесталах (*Frangula alnus, Fraxinus angustifolia, Salix cinerea*). Трав'яний покрив добре розвинутий, з високим відсотком проективного покриття, але його видовий склад змінюється в залежності від особливостей мікрорельєфу. На понижених ділянках із тривалим застоєм води чи підмоканням розвивається густий, часто з суцільним покриттям, травостій з вологолюбних рослин-гігрофітів, у якому домінують лише кілька видів, насамперед високорослі осоки (*Carex acuta, C. elongata, C. riparia*) та *Glyceria maxima*. Місцями їх заміщують мікролокуси вегетативного походження інших видів (*Thelypteris palustris, Urtica galeopsifolia, U. kioviensis*). У пониженнях звичайними є *Caltha palustris, Galium palustre, Hottonia palustris, Iris pseudacorus, Solanum dulcamara*. Менш вологолюбні види – мезофіти *Dryopteris carthusiana, Lycopus europaeus, Rubus caesius* вселяються у пристовбурні п'єдестали вільхи та на незатоплювані підвищення навколо них (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006; Каталог..., 2012).

Зміна гідрологічного режиму, що спричинена тотальним осушенням низовинного Закарпаття, вирубування вільхи, призвели до трансформації цих біотопів, що існують як останні осередки місцеперебування багатьох реліктових північно-бореальних видів рослин і тварин. Тенденція кліматогенних змін може спричинити до повної їх деградації і заміну вербовими лісами.

Заплавні вербово-тополеві ліси-галереї (*Salicion albae*)

NATURA-2000: 91E0 Alluvial forests with Alnus glutinosa and Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)

EUNIS: G1.111 Middle European (Salix alba) forests

Прибережні природні періодично затоплювані вербово-тополеві ліси-галереї, що відносяться до союзу *Salicion albae* і

представлені асоціаціями *Salicetum albae*, *Salicetum fragilis*.

Вони формуються на рівнині в нижніх течіях більших річок вздовж русел, стариць, сліпих рукавів та в їхніх заплавах (вклейка рис. 20). Внаслідок зарегулювання заправ на значних відтинках русел ці ліси трапляються лише у вигляді вузької, часто фрагментованої, бережної смуги біля самого урізу води. Характерними особливостями біотопу є часте затоплювання поверхневими водами, тривалий застій води, регулярне осадження по узбережжю при розливах річок глинисто-намулових наносів. Ґрунти алювіального відкладу переважно оглеєні, зазвичай, добре дреновані, поживні, з високим вмістом гумусу (Каталог..., 2012). Деревний ярус утворюють *Populus alba*, *P. nigra*, *Salix alba*, *S. fragilis*, які фізіономічно діагностують біотоп. Зрідка може домішуватися *Alnus glutinosa* та, переважно в заплавах, *Fraxinus angustifolia*. Підлісок на прируслових ділянках зі збідненим видовим складом за участі *Frangula alnus*, *Salix purpurea*, *Sambucus nigra* та молодого підросту дерев. Важливою ознакою є добре розвинутий трав'янистий покрив з високорослих трав-багаторічників і ліан (*Humulus lupulus*). Провідна роль у формуванні рослинного покриву належить гідрофільним *Iris pseudacorus*, *Galium palustre*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *L. nummularia*, *Lythrum salicaria*, *Mentha longifolia*, *Matteuccia struthiopteris*, *Poa palustris*, *Rubus caesius*, *Solanum dulcamara* та нітрофільним видам *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine* та *Urtica galeopsifolia*. Місцями, у вимитих депресіях можуть формуватися заболочені ділянки та тимчасові водойми з водно-болотною рослинністю *Carex riparia*, *Glyceria maxima* (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006). Галерейні ліси вздовж річок є важливішими, а в умовах освоєної рівнини сьогодні залишаються функціонуючими екокоридорами рівнинних територій. Ці ліси-галереї виконують важливу берегозакріплюючу функцію, мають ґрунтозахисне значення, особливо в умовах паводків, та є ефективними екокоридорами в умовах освоєних рівнинних територій (Каталог..., 2012). Сьогодні спостерігається зміна гідрологічного режиму (меліорація, будівництво дамб, зарегулювання русел, зниження ґрунтових вод), переведення лісів на тополеві монокультури, інтенсивне біологічне забруднення (експансія інвазійних таких видів як *Salix fragilis*, *Impatiens glandulifera*, *Echinocystis lobata*). На жаль, тенденції кліматогенних змін сприяють інтенсивному розселен-

ню цих інвазивних видів і втрати первинної структури. З метою протидії частим та інтенсивним руйнівним паводкам доцільно розширювати площі цих біотопів і сприяти їх збереженню.

Вологі ацидофільні осиково-березово-дубові ліси (молінієві діброви)

NATURA-2000: 9190 Old acidophilous oak woods with Quercus robur on sandy plains

EUNIS: G1.8 Acidophilous [Quercus] – dominated woodland; G1.9 Non-riverine woodland with [Betula], [Populus tremula], [Sorbus aucuparia] or [Corylus avellana]

Вологі ацидофільні діброви з *Quercus robur* за участю *Populus tremula*, *Betula pubescens*. *B. verrucosa* належать до союзу *Quercion roboris* і представлені асоціацією *Molinio arundinacae-Quercetum* (вклейка рис. 21). Вони займають підмочені депресії рівнин та котловин передгір'їв. Розвиваються на важких сильно кислих добре гумусованих дерново-буроземних (мочаристих) псевдоглейових та глейових ґрунтах з активним процесом опідзолення. Ґрунти в період опадів підмочені дощовими водами, але влітку та під осінь можуть сильно пересихати. Чагарниковий ярус добре розвинутий, з домінуванням *Frangula alnus* та участі *Sorbus aucuparia* і підросту деревних порід. Густий трав'яний покрив формує, головним чином, *Carex brizoides*, *Molinia caerulea* s.l., *Pteridium aquilinum* з участю *Covallaria majalis*, *Deschampsia caespitosa*, *Galium boreale* agg., *Lysimachia vulgaris*, *Melampyrum pratense*, *Potentilla erecta*, *Scutellaria galericulata*, *Selinum carvifolia*, *Succisella inflexa** тощо (Каталог..., 2012). Добре розвинутим є моховий покрив (*Pleurozium schreberi*, *Polytrichum formosum*), місцями трапляються ділянки мохів (*Polytrichum commune*, *Clemacium dendroides*, *Sphagnum compactum*).

У зв'язку із приуроченістю цих лісів до освоєного густонаселеного району (Верхнетисенська улоговина в Марамороській котловині) з розвинутим віковим веденням сільського господарства, вони збереглися лише як невеликі острівні залишки, в тій чи іншій мірі змінені людською діяльністю. Порушення гідрологічного режиму, зокрема, відведення води внаслідок меліорації, господарське освоєння ділянок, еутрофікація, кліматогенні зміни є серйозною загрозою існування цього типу оселищ. В окремих місцях через культивування інтродукованого *Spiraea*

douglasii спостерігається інтенсивна експансія цього виду, і в таких густих заростях видовий склад травостою стає біднішим.

Сухі ацидофільні дубові ліси

EUNIS: G1.57 Medio-European acidophilous oak forests; G1.71 Western white oak woods and related communities;

CORINE: 41.57 Medio-European acidophilous oak forests; 41.712 Sub-Mediterranean Quercus petraea-Q. robur woods.

Світлі ацидофільні дубові ліси відносяться до союзу *Quercion roboris* і представлені асоціаціями *Viscario vulgaris-Quercetum petraeae*, *Vaccinio vitis-idaeae-Quercetum*, *Luzolo luzuloides-Quercetum petraeae*.

У Карпатах і на Прикарпатті поширені на схилах різної крутизни переважно південних експозицій на висотах 150–700 (1000) м н. р. м., а на вищих гіпсометричних відмітках, у поясі букових лісів – лише у вигляді реліктових острівних залишків на дуже крутих кам'янистих схилах силікатних порід. Формуються на щербенистих, зазвичай, неглибоких або короткопрофільних, часто еродованих буроземах кислих на елювії-делювії карпатського флішу та ефузивних порід. Для цих ґрунтів характерні незначна потужність ґрунтового профілю, суглинковий гранулометричний склад та невисокий вміст гумусу (Каталог..., 2012). У долині Дністра приурочені до виходів пісковиків.

Деревний ярус формує *Quercus petraea*, зрідка з домішкою *Q. robur*. Окрім головних лісоформуючих порід у Карпатах може доміщуватися *Fagus sylvatica*, дуже рідко – *Abies alba* (ур. Кузій) та, в унікальних випадках, *Pinus sylvestris* (г. Високий Камінь) (вклейка рис. 22). Підлісок відсутній або утворений неморальними мезофільними та оліготрофними видами *Sorbus torminalis**, *Swida sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Genista germanica*, *G. tinctoria*. Його розвиток залежить від умов місцезростання та трофності ґрунтів. Трав'яний ярус з високим проєктивним покриттям, багатовидовий, з переважанням у складі мезотрофів *Poa nemoralis*, а місцями і оліготрофів *Calamagrostis arundinacea* та за участю теплолюбних видів: *Anthericum ramosum*, *Campanula persicifolia*, *Festuca heterophylla**, *Galium schultesii*, *Hieracium murorum*, *H. sabaudum*, *Hylotelephium maximum*, *Lathyrus niger*, *L. vernus*, *Luzula luzuloides*, *Melampyrum pratense*, *Melica uniflora*, *Melittis melissophyllum*, *Rumex acetosella*, *Silene nutans*,

Solidago virgaurea, *Steris viscaria*, *Vaccinium myrtillus*, *Veronica chamaedrys*, *V. officinalis*, *Vincetoxicum hirundinaria*, які на нижчих висотах складають відчутну або й домінуючу частку покриву. У цих лісах часто наявний мохово-лишайниковий ярус із *Cladonia rangiformis*, *C. foliacea*, *Parmelia conspersa*, *Politrichum piliferum*. Сухі ацидофільні дубові ліси острівними осередками або невеликими масивами поширені на Закарпатті переважно на південних схилах Вигорлат-Гутинської гряди та по вулканічному горбогір'ю рівнини, спорадично – на прогрітих ділянках у передгір'ї. Дуже рідко, ізольованими реліктовими локусами, трапляються в нижньому гірському поясі південного мегасхилу Полонинського хребта (до висоти 1000 м над р.м.) (Каталог..., 2012). Кілька масивів таких лісів трапляється у долині р. Дністер. Кліматогенні зміни сприятимуть тому, що в горах ці ліси можуть змінитися буковими та грабовими. У нижчих поясах спостерігається їхня трансформація через культивування інтродукованих *Quercus borealis* та *Castanea sativa*. У долині р. Дністер вони краще зберігають свою структуру та протидіють зовнішньому впливу. Однак у цілому необхідно вжити спеціальних заходів для їх охорони.

Перстачеві дубові ліси

NATURA-2000: 91I0 Euro-Siberian steppic woods with *Quercus* spp.
EUNIS: G1.7A1 Euro-Siberian steppe *Quercus* woods

Світлі розріджені теплолюбні діброви рівнинних ділянок та пологих схилів на важких глибоких поживних ґрунтах лесових та лесоподібних порід представлені асоціацією *Potentillo albae-Quercetum*.

В Закарпатті невеликі фрагменти цих лісів трапляються лише в рівнинній частині та перед гір'ї, де виявлені біля підніжжя вулканічних пагорбів Закарпатської низовини та в Мараморошській котловині, а в північній частині Прикарпаття – на високих берегах Дністра, що добре прогрівається (вклейка рис. 23). Угрупування приурочені до багатих наносних, підзолисто-буроземних та глинистих ґрунтів, що сформувалися на делювіальних суглинках карпатського флішу, неогенових (ефузивних) седиментів та лесоподібних породах (Каталог..., 2012).

Деревний ярус, головним чином, з *Quercus robur*, до якого може домішується *Q. petraea*, а також *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Cerasus avium*. У розрідженому (до 0,2) чагарниковому ярусі наявні *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Frangula alnus*, *Populus*

tremula, *Prunus spinosa*. У підліску переважають мезофільні види, його розвиток залежить від особливостей господарювання. Трав'яний покрив добре розвинутий, багатий на види за значної часті елементів теплолюбних світлих дібров, узлісь – *Ajuga reptans*, *Anemone nemorosa*, *Betonica officinalis*, *Brachypodium pinnatum*, *Campanula persicifolia*, *Carex montana*, *Clematis recta*, *Cruciata glabra*, *Festuca heterophylla**, *Fragaria vesca*, *Galium boreale* agg., *Geum urbanum*, *Lathyrus niger*, *Luzula luzuloides*, *Lysimachia nummularia*, *Potentilla alba*, *Pulmonaria mollis*, *Ranunculus polyanthemos*, *Serratula tinctoria*, *Tanacetum corymbosum*, *Trifolium montanum*, *Veronica chamaedrys*, *Vicia cassubica*, *Viola reichenbachiana* та інші (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006).

Ділянки, які займають термофільні діброви під впливом кліматогенних змін та інших факторів інтенсивно мезофітизуються, заселяються неморальними (*Carpinus betulus*, *Tilia cordata*) та нітрофільними видами, зокрема, *Robinia pseudoacacia* і втрачають свій термофільний вигляд, тому потребують спеціальних заходів охорони.

Паннонські ксеротермні дубові ліси

NATURA-2000: 91H0* Pannonian woods with *Quercus pubescens*

EUNIS: G1.732 Pannonian (*Quercus pubescens*) woods

Низькорослі (6-10 м заввишки) ксеротермні, розріджені світлі дубові ліси союзу *Quercion pubescenti-petraeae*, які представлені асоціацією *Corno-Quercetum*, поширені у вигляді невеликих, острівних масивів на екстремально сухих (найсухіших) та найбільш прогрітих, переважно, стрімких кам'янистих схилах та помірно крутих привершинних ділянках південних експозицій пагорбів вулканічних куполів горбогір'я Закарпатської рівнини (г. Чорна гора, Юлівські гори, г. Ловачка в окол. м. Мукачево та г. Ардов на пн. околиці м. Берегово) та Прикарпаття (південні схили берегів р. Дністер) (вклейка рис. 24).

Біотопи формуються на змитих короткопрофільних, сильнонощених, добре дренажованих бурих лісових ґрунтах (буроземах) ранкерного типу, на елювії-делювії ефузивних (вулканічних) порід або рендзинах. Ґрунти вирізняються насиченим червонувато-бурим кольором та глинистим гранулометричним складом. Основу деревного ярусу складають види комплексу *Q. petraea* s. l. (incl. *Quercus dalechampii*, *Q. polycarpa*) з куртин-

ним характером зростання, часом з домішкою *Fraxinus ornus**, *Sorbus torminalis**, *Tilia argentea*, *T. platyphyllos*, *Acer campestre*. Чагарниковий ярус добре розвинутий, часто з високим проєктивним покриттям, багатий, за значної участі термофільних елементів – *Cornus mas*, *Staphyllea pinnata*, *Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Rhamnus cathartica*, *Swida sanguinea*. Чагарники місцями можуть утворювати густі мало-прохідні зарості та інколи досягати висоти деревного ярусу (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006; Каталог..., 2012).

Густий трав'яний покрив з високим видовим різноманіттям, домінуванням ксеротермофільних *Brachypodium pinnatum*, *Festuca valesiaca*, *Aegonichon purpureo-caeruleum*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis* та за значної участі видів лісостепових та лучностепових угруповань (*Campanula persicifolia*, *C. rapunculoides*, *Carex michelii*, *Clinopodium vulgare*, *Dactylis polygama*, *Euphorbia polychroma*, *Galium abaujense*, *G. campanulatum*, *Geranium sanguineum*, *Hylotelephium maximum*, *Lactuca quercina* subsp. *chaixii*, *Lathyrus niger*, *Melittis melissophyllum*, *Polygonatum odoratum*, *Silene nemoralis*, *Stachys recta*, *Vincetoxicum hirundinaria* й інші). Ценози формують мозаїчний комплекс з ділянками ксеротермних трав'яних (*Trifolio-Geranieta*) та чагарникових (*Rhamno-Prunetea*) угруповань (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006). Знаходячись на північній межі поширення, ці угруповання досить чутливі до впливу зовнішніх факторів, зокрема і кліматогенних змін. Спостерігаються інвазії термофільних видів (*Robinia pseudoacacia*), формування густих заростей чагарників *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Rhamnus cathartica*, *Swida sanguinea*, що перешкоджає відновленню дуба та багатьох трав'янистих видів.

Субпаннонські дубово-грабові ліси

NATURA-2000: 91G0 * Pannonic woods with *Quercus petraea* and *Carpinus betulus*

EUNIS: G1.A16 Sub-continental *Quercus-Carpinus betulus* forests;

Субпаннонські діброви належать до союзу *Carpinion* і представлені асоціацією *Circaeo-Carpinetum*. Поширені на вищих річкових терасах і підвищеннях на пагорбах вулканічного горбогір'я та на пологих південних схилах рівнинного Закарпаття та Прикарпаття (вклейка рис. 25). Ґрунти буроземні або сірі лісові різ-



Рис. 1.
Оліготрофні та мезотрофні
водойми з рослинністю
Littorelletea uniflorae та/або
Isoëto-Nanojuncetea.
Ділянка оселища
з угрупованням
марсилії чотирилистої
та ситнягу голчастого
в заплаві р. Латориця
(Закарпатська низовина)
(фото Р. Кіша).



Рис. 2.
Біотоп холодних
жорстководних джерел
на туфах та травертинах
на північно-західному схилі
г. Великий Верх
(Боржавські полонини)
(фото Р. Кіша).



Рис. 3.
Незаліснені гравієві
береги річок
(р. Прут у Буковинському
Передкарпатті)
(фото А. Токарюк).



Рис. 4.
Активні верхові болота
(Ур. Дике Поле
в Чивчино-Гринявських горах)
(фото А. Токарюк).



Рис. 5.
Болота на лужних субстратах
(карбонатні болота)
(Полонина Глистувата
в Чивчино-Гринявських горах)
(фото А. Токарюк).



Рис. 6.
Високогірні луки
на карбонатних ґрунтах
(г. Василькова
в Чивчино-Гринявських горах)
(фото А. Токарюк).



Рис. 7
Гірські біловусники
на силікатному підґрунті
(Боржавські полонини)
(фото Р. Кіша).



Рис. 8.
Молінієві луки
(*Molinion caeruleae*)
(хребет Верхня Плоска
(Ворохто-Путильське
низькогір'я)
в околицях с. Селятин
Путильського району
Чернівецької області)
(фото В. Буджака).



Рис. 9.
Біотопи з домінуванням
Helictotrichon desertorum
(околиці с. Чортівець
Городенківського району
Івано-Франківської області)
(фото Я. Дідуха).



Рис. 10.
Біотопи з домінуванням
Brachypodium pinnatum,
Sesleria heufleriana,
Carex humilis
(фото Я. Дідуха).



Рис. 11.
Лучно-степові біотопи
з домінуванням видів
родів *Stipa* і *Festuca*
(фото Я. Дідуха).



Рис. 12.
Субпаннонські лучні степи
(фрагмент лучно-степової
ділянки з кам'яними
відслоненнями
на південному схилі
г. Чорна гора,
вулканічне горбогір'я
Закарпатської низовини)
(фото Р. Кіша).



Рис. 13.
Ксеротермні угруповання узлісь
на південному схилі
Мужіївських пагорбів
в околицях с. Бене,
вулканічне горбогір'я
Закарпатської низовини
(фото Р. Кіша).

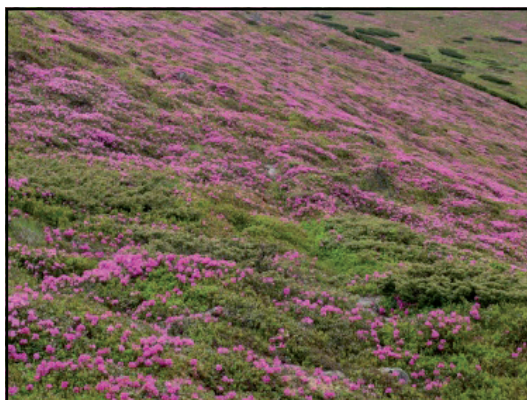


Рис. 14.
Зарості рододендрону
східнокарпаського
(*Rhododendron kotschyi*)
(Чорногора).



Рис. 15.
Субальпійські чагарники
з душекією зеленою
(*Duschekia viridis*,
зеленовільшняки)
(полонина Драгобрат,
Свидовецький масив)
(фото Р. Кіша).



Рис. 16.
Зарості з домінуванням
Cytisus scorpius
(фото Я. Дідуха).

Рис. 17.
Чагарникові зарості
з домінуванням
Jupiperus communis
(г. Кичера в околицях
с. Банилів-Підгірний
Сторожинецького району
Чернівецької області)
(фото В. Буджака).



Рис. 18.
Чагарникові угруповання
берегів річок
(зарості *Muricaria germanica*
на березі р. Сучава,
Буковинські Карпати)
(фото В. Буджака).



Рис. 19.
Вільхові заболочені ліси
(вільхове болото в ур. Острош
на південній
околиці м. Мукачево,
Закарпатська низовина)
(фото Р. Кіша).

Рис. 20.
Заплавні вербово-тополеві
ліси-галереї (*Salicion albae*)
в пониззі р. Латориця
(Закарпатська низовина)
(фото Р. Кіша).



Рис. 21.
Вологі ацидофільні діброви
(молінієві діброви)
(ділянка вологої ацидофільної
осиково-березової діброви
в урочищі Дуброви
на південній
околиці с. Новобарово,
Верхньотисенська улоговина)
(фото Р. Кіша).



Рис. 22.
Сухі ацидофільні дубові ліси
(реліктовий ацидофільний
дубовий ліс з чорницею
на стрімкому кам'янистому
південному схилі
г. Високий Камінь,
Полонина Буковець)
(фото Р. Кіша).

Рис. 23.
Рівнинні дубові ліси
з перстачем білим
(*Potentilla alba*)
(ділянка перстачевих
дібров у підніжжі Юлівських гір
на південно-східній околиці
с. Оклі Гедь,
вулканічне горбогір'я
Закарпатської низовини)
(фото Р. Кіша).



Рис. 24.
Паннонські ксеротермні
дубові ліси
(ділянка паннонського
розрідженого ксеротермного
дубового лісу на схилі
г. Ардов на північній околиці
м. Берегово,
вулканічне горбогір'я
Закарпатської низовини)
(фото Р. Кіша).



Рис. 25.
 Субпаннонські
 дубово-грабові ліси
 (рівнина субпаннонська
 грабова діброва
 в урочищі Острош
 на південній околиці
 м. Мукачеве,
 Закарпатська низовина)
 (фото Р. Кіша).

Рис. 26.
 Термофільні паннонсько-
 балканські скельнодубові ліси
 (ділянка паннонсько-
 балканської низькорослої
 термоксерофільної діброви
 на південно-східному схилі
 г. Косоньська гора,
 вулканічне горбогір'я
 Закарпатської низовини)
 (фото Р. Кіша).



Рис. 27.
 Липово-яворові
 ліси осипищ, скелястих схилів
 та урвищ (*Tilio-Acerion*)
 (ділянка грабово-яворово-
 липового лісу за участі
 дуба скельного,
 ясеня звичайного
 та клена гостролистого
 на стрімкому грубоуламково-
 скелястому південному схилі
 г. Високий Камінь,
 полонина Буковець)
 (фото Р. Кіша).



Рис. 28.
Реліктові
березово-ялиново-соснові
ліси на греботах
(урочище Джурджі,
регіон Центральні Горгани)
(фото Р. Кіша).



Рис. 29.
Карбонатні скелясті схили
з хазмофітною рослинністю
(г. Великий Камінь,
Чивчинські гори)
(фото А. Токарюк).



Рис. 30.
Осипища карбонатних
порід у монтанному та
альпійському поясах
(осипища карбонатних порід
на схилі г. Драгобрат,
Свидовецький масив)
(фото Р. Кіша).



Drosera rotundifolia
(фото В. Буджака)



Saussurea porcii
(фото В. Буджака)



Ligularia bucovinensis
(фото В. Буджака)



Oxycoccus microcarpus
(фото В. Буджака)



Swertia regelii
(фото В. Буджака)



Pinguicula alpina
(фото В. Буджака)



Crepis jacquinii
(фото В. Буржакка)



Aster alpinus
(фото Р. Кириа)



Silenanthus zaabadskii
(фото Р. Кириа)



Rhododendron myrtifolium
(фото В. Буржакка)



Nigritella caprata
(фото В. Буржакка)



Dactylorhiza incarnata
(фото В. Буржакка)



Coeloglossum viride
(фото В. Буджака)



Orchis militaris
(фото В. Буджака)



Orchis ustulata
(фото В. Буджака)



Gymnadenia densiflora
(фото А. Токаряк)



Orchis coriophora
(фото А. Токаряк)



Iris sibirica
(фото А. Токаряк)



Gentiana utriculosa
(фото В. Буджака)



Centaurea kotschyana
(фото Я. Дідуха)



Corallorhiza trifida
(фото В. Буджака)



Delphinium elatum
(фото А. Токарюк)



Dianthus speciosus
(фото А. Токарюк)



Pedicularis exaltata
(фото В. Буджака)



Gentiana laciniata
(фото Р. Кіма)



Listera cordata
(фото В. Буджак)



Botrychium multifidum
(фото В. Буджак)



Hedysarum hedysaroides
(фото Р. Кіма)



Aconitum jacquinii
(фото В. Буджак)



Urtica kioviensis
(фото Р. Кіма)



Heracleum mantegazzianus
(р. Прут у Буковинському
Передкарпатті)
(фото А. Токарюк)



Rudbeckia laciniata
в долині р. Сірет
(Буковинське Передкарпаття)
(фото В. Буджака)



Elaeagnus angustifolia
в Новоселицькому Припрутті
(околиці с. Стальнівці)
(фото В. Буджака)

ного ступеню оглеєння на надзаплавних терасах або опідзолення на вищих формах рельєфу (Кіш, Андрик, Мірутенко, 2006; Каталог..., 2012). Це біотоп зонального типу, що є найхарактернішим для рівнинних та низькогірних лісів. Деревостани високі (до 35 м), густі. У першому ярусі деревостану домінує *Quercus petraea* або *Q. robur*, а у другому *Carpinus betulus*. Зрідка домішуються *Acer campestre*, *A. tataricum*, *Cerasus avium*, *Fraxinus angustifolia* (Закарпаття), *F. excelsior*, *Tilia cordata*, *Sorbus torminalis*, *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*.

Чагарниковий ярус добре розвинутий, часто зі значною участю *Corylus avellana*, *Euonymus europaea*, *Ulmus minor*, *Swida sanguinea*. Трав'яний покрив з високим видовим різноманіттям. Домінують *Aegorodium podagraria*, *Carex pilosa*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Stellaria holostea*, а також наземні ліани *Hedera helix* і *Vinca minor*. Діагностичними є *Convallaria majalis*, *Crocus heuffelianus*, *Euphorbia amygdaloides*, *Galium schultesii*, *Glechoma hederacea*, *Lathyrus vernus*, *Melica uniflora*, *Polygonatum multiflorum*, *Primula veris*, *Pulmonaria mollis*, *Symphytum tuberosum*, *Viola reichenbachiana*, тощо та чимала частка геофітів (*Anemone nemorosa*, *Dentaria bulbifera*, *Corydalis cava*, *Corydalis solida*, *Crocus heuffelianus*, *Gagea spathacea*), які напровесні утворюють барвистий аспект. Хоча ці біотопи є стійкими до кліматогенних змін, однак у їх структурі спостерігається збільшення учасні нітрофільних, умброфітних видів, що перешкоджає поновленню основних домінантів. Зокрема на Закарпатській рівнині, в підрості густий намет формують *Carpinus betulus* на сухіших та *Fraxinus angustifolia* на вогіших ділянках, у той час як підріст дуба звичайного відсутній, що визначатиме хід подальших сукцесій.

Термофільні паннонсько-балканські скельнодубові ліси

NATURA-2000: 91Mo Pannonian-Balkan turkey oak-sessile oak forests

EUNIS: G1.76 Balkano-Anatolian thermophilous oak forests

Ценози цього біотопу утворюють світлі, зазвичай низькорослі, термоксерофільні дубові ліси (*Quercus petraea* agg.), що відносяться до союзу *Quercion petraeae* і представлені асоціацією *Sorbo torminalis-Quercetum* та, можливо, *Quercetum petraeae-cerris*, однак у межах української частини Карпат без участі характерного

Quercus cerris. Ці ліси трапляються лише у вигляді невеликих ізольованих фрагментів на г. Косонська, Холмецька і деяких інших вулканічного горбогір'я, на г. Вар-Гедь у Верхньотисенській улоговині (Мараморощській котловині) біля підніжжя Авашських гір та на пд. схилі г. Іросла над каменоломнею (масив Тупий, Вигорат-Гутинська гряда) (вклейка рис. 26). Ймовірно, біотоп розповсюджений більш широко і може бути виявлений на інших пагорбах закарпатського вулканічного горбогір'я, Верхньотисенської улоговини та по південному передгір'ю Вигорат-Гутинської гряди. Біотоп формується на сухих прогір'ях, переважно привершинних, ділянках як пологих так і стрімких кам'янистих схилів поодиноких вулканічних куполів Закарпаття, займаючи румби добре інсольованих південних, зрідка західних експозицій. Ліси зростають на змитих короткопрофільних та малопотужних (часто еродованих), сильноощебенистих, середньо- і важкосуглинкових, добре дренованих буроземах ранкерного типу на елювії-делювії вулканічних порід (переважно, ліпаритів, туфів) (Каталог..., 2012). Деревостани невисокі, до 12–15 (20) м заввишки, у значній мірі розріджені, зі слабо вираженою ярусністю. Їх основу складає *Quercus petraea* комплекс, до якого зрідка домішується *Sorbus torminalis*, а у другому ярусі – *Acer campestre*. Чагарниковий ярус добре розвинутий зі значною участю теплолюбних видів – *Cornus mas*, *Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Swida sanguinea*. Трав'яний ярус внаслідок розрідженості деревостанів має високе проективне покриття (до 60 %). Домінують теплолюбні, мезоксерофітні види з відчутною домішкою узлісних та лучностепових видів *Aegonychon purpureo-caeruleum*, *Anthericum ramosum*, *Campanula persicifolia*, *Clinopodium vulgare*, *Digitalis grandiflora*, *Galium schultesii*, *Hieracium murorum*, *H. sabaudum*, *Hylotelephium maximum*, *Lathyrus niger*, *L. vernus*, *Luzula luzuloides*, *Melica uniflora*, *Melittis melissophyllum*, *Polygonatum multiflorum*, *P. odoratum*, *Poa nemoralis*, *Pyrethrum corymbosum*, *Silene nemoralis*, *Veronica chamaedrys*, *Vicia cassubica*, *Vincetoxicum hircynicum*. До оселища приурочені місцезростання низки рідкісних у регіоні та зникаючих видів рослин (наприклад, *Waldsteinia geoides**). Хоча цей біотоп не зазнає великого антропогенного впливу, але на окремих ділянках (до прикладу, на вулканічному куполі г. Холмецька гора на Закарпатській низовині) під впливом зміни клімату спостерігається інвазія та тотальне

заростання трав'яного і чагарникового ярусів угруповання ліаною *Fallopia dumetorum*, що веде до поступової трансформації біотопу.

**Липово-яворові ліси осипищ, скелястих схилів
та урвищ (*Tilio-Acerion*)**

NATURA-2000: 9180 Tilio-Acerion forests of slopes, screes and ravines*

EUNIS: G1.B5 Thermophilous Alpine and peri-Alpine mixed Tilia forests

Мішані липово-яворові ліси союзу *Tilio-Acerion*, що поширені на стрімких скелястих схилах, грубоуламкових осипах, ущелинах, урвищах, лощинах, щербенистих підніжжях скель та великих кам'яних брил від передгір'я до верхньої межі поясу (1000–1200 м. н. р. м.) листяних букових та, місцями, мішаних смереково-букових лісів (вклейка рис. 27). Трапляються на різноманітних підстилаючих породах (як на вапняках, так і на силікатному елювії-делювії карпатського флішу чи ефузивних порід). Загалом, для лісів характерними є добре зволожені багаті, порівняно глибокі ґрунти переважно буроземного типу, добре дреновані – аеровані через високу присутність рухляку скелетних порід. У деревному ярусі визначальною рисою є високе видове різноманіття та переважання *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *Fraxinus excelsior*, *Ulmus glabra*, *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, до яких майже завжди домішуються деревні види з прилеглих лісових угруповань (*Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Quercus petraea*). Чагарниковий ярус добре розвинутий із *Corylus avellana*, *Grossularia uva-crispa*, *Sambucus nigra*, поодинокі трапляються *Taxus baccata**. Трав'яний покрив мінливий, малоспецифічний, головним чином із видів контактних лісових ценозів, однак, важливою особливістю є присутність та домінування нітрофільних *Lunaria rediviva*, *Geranium robertianum*, *Impatiens noli-tangere*, *Allium ursinum**, *Alliaria petiolata*, *Dentarium glandulosum*, *Galium odoratum*, *Urtica dioica*, *Scopolia carniolica**, а також *Actea spicata*, *Aruncus vulgaris*, *Galeobdolon luteum*, *Hepatica nobilis*, *Mercurialis perennis*, *Phyllitis scolopendrium*, *Polystichum aculeatum*, *Pulmonaria officinalis* та інших (Каталог..., 2012). Хоча деградації біотопів не спостерігається, однак в умовах специфічного рельєфу, підвищення зволоженості та омброрежи-

му відбувається збільшення частки нітрофілів, сціофітів, що може зумовити погіршення відновлення типових та рідкісних видів.

Реліктові березово-ялиново-соснові ліси на греготах

EUNIS: G3.4C9 East Carpathian bilberry Scots pine forests

Світлі розріджені, зазвичай низькорослі, березово-ялиново-соснові ліси, що відносяться до союзу *Dicrano-Pinion*, поширені у вигляді фрагментів у екстремальних оліготрофних умовах гірських силікатних кам'яних розсипищ – греготів, очевидно, лише в гірському масиві Горгани. Виявлені острівними осередками площею від 1 до 50 га, на висотах від 1200 м н. р. м. Формуються на стрімких та дуже стрімких схилах переважно південних експозицій вкритих розсипами брил, грубого щебеню та великих уламків ямненських і вигодських дрібнозернистих кварцових пісковиків карпатського флішу (вклейка рис. 28). На суцільних рухомих осипищах, де лише починається формування ґрунту, рослинність розвивається на уламковому матеріалі гірських порід з незначною кількістю дрібнозему та суглинкового наповнювача, накопиченого між брилами та і тріщинах уламків. У місцях акумуляції органічного матеріалу формуються слабкорозвинені короткопрофільні (до 50 см), грубо щебенисті дерново-торф'яністі кислі ґрунти, поверхню яких вкриває досить потужний шар слабо розкладених органічних решток типу мор/модер з домішками дрібнозему. Подібні «підвісні» ґрунти особливо збіднені, характеризуються періодичною фізіологічною сухістю (Каталог..., 2012).

Деревостани невисокі, 10–12 (до 15) м заввишки, однак з вираженою ярусністю, сформовані *Pinus sylvestris* з домішкою *Betula pendula*, *Picea abies*, *Pinus cembra*. На уламково-щебенистих розсипищах і на підвісних ґрунтах збільшується участь *Picea abies* як у деревостані, так і в підрості. Місцями підріст ялини складає відчутну частку ярусу, особливо в зоні контакту зі смугою ялиників. Проте у типових умовах лісовідновні процеси на греготах пригальмовані, тому природне поновлення лісоутворювальних порід та піонерне заселення прогалин незадовільне. Чагарниковий ярус не виражений, але поодинокі трапляються *Sorbus aucuparia*, а на прогалинах і по периферії незаліснених греготів *Pinus mugo*.

Трав'яно-чагарничковий ярус низький, нерівномірний, з мозаїчним чергуванням оголених кам'яних розсіпів та плям майже виключно оліготрофних чагарничків, серед яких домінує *Vaccinium myrtillus* з домішкою *V. vitis-idaea*. Рідше, окремими куртинами трапляються *Empetrum hermaphroditum*, *Huperzia selago*, *Ledum palustre*, *Lycopodium annotinum*, *Oxycoccus microcarpus**. Міцями уламки пісковика вкриті сфагновими мохами *Sphagnum capillifolium* і *S. rubellum*, з участю *Dicranum polysetum*, *D. scoparium*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum formosum*, *P. strictum* що утворюють суцільні подушки товщиною до 20-30 см (Каталог..., 2012). У зв'язку із підвищенням середньорічної температури, зниженням опадів у літній період до певної критичної межі можливе скорочення площ цих біотопів. Цьому можуть сприяти і певні стихійні явища (вітроломи, сніголоми, пожежі), сукцесійне заростання грегот мохово-трав'янистою рослинністю з наступною колонізацією розсіпів ялиною.

6.2.6. Біотопи скельних відслонень та осипів (Н)

Карбонатні скелясті схили з хазмофітною рослинністю
NATURA-2000: 8210 Calcareous rocky slopes with chasmophytic vegetation
EUNIS: H3.25 Alpine and sub-Mediterranean calcareous cliffs, H3.4 Wetinland cliffs

В Українських Карпатах представлені угрупованнями союзів *Cystopteridion* (с. *Cystopteridetum fragilis*, *Asplenio viridis-Cystopteridetum fragilis*, *Saxifragetum luteo-viridis*) та *Potentillion caulescentis* (*Asplenietum rutae-murariae-trichomanis*).

Це інтразональні хазмофітні біотопи, які об'єднують піонерні угруповання, що приурочені до слабовивітрених вапнякових скель, де в щілинах і на карнизах акумулюється органодрібноземний матеріал. Вони займають невеликі за площею ділянки на вертикальних скельних поверхнях різної експозиції як затінених, так і відкритих, у щілинах, на полицях (вклейка рис. 29). Характерна особливість – значна роль папоротеподібних у його формуванні. Проективне покриття рослин сягає 10–30 %, видовий склад залежить від освітленості та зволоженості екотопів. На теплих скелях південної й південно-західної екс-

позицій переважають ксеромезофіти, на затінених і зволжених формується добре розвинений моховий покрив, покриття якого сягає 90 % (Каталог..., 2012).

Компонентами цих угруповань є низка раритетних видів – *Aster alpinus**, *Campanula carpatica**, *Carduus glaucus*, *Crepis jacquini**, *Epipactis atrorubens**, *Erigeron alpinus**, *Erysimum transsilvanicum*, *Festuca saxatilis**, *Jovibarba hirta**, *Leontopodium alpinum**, *Minuartia oxypetala**, *Ptarmica tenuifolia**, *Saxifraga luteo-viridis**, *Silenanthe zawadskii**.

Хоча такі біотопи є стійкими по відношенню до кліматогенних змін, оскільки лімітуючим фактором є наявність скельних виходів, проте, враховуючи невеликі площі локалітетів, незначну їх чисельність, загальні тенденції сукцесійних змін оточуючої рослинності, можливе їх скорочення і навіть втрата.

Осипища карбонатних порід у монтанному та альпійському поясах

NATURA-2000: 8120 Calcareous and calcshist screes of the montane to alpine levels (Thlaspietaia rotundifolii)

EUNIS: H2.44 Carpathian calcareous screes

Біотоп формують кам'янисто-щебенисті рухливі або слабо закріплені осипища карбонатних порід монтанного та альпійського поясів з піонерною рослинністю кальцефільних багаторічників-гляреофітів, що відносяться до союзу *Papavero-Thymion pulcherrimi* і представлені ендемічною асоціацією *Rumici scutati-Rhodioletum roseae*. В Українських Карпатах біотоп достовірно представлений лише на г. Драгобрат (хр. Свидовець) на висотах 1700–1750 м н. р. м., де приурочений до виходів юрських мергелистих сланців. Рослинний покрив осипищ переважно несформований, у вигляді розрідженого травостою з невисоким проєктивним покриттям, чималі ділянки осипищ позбавлені рослинності. Серед рослин переважають розеткові гемікриптофіти й хамефіти з характерними для екстремальних умов сильнорозвиненими стриженевими кореневими системами або повзучими кореневищами (*Rumex scutatus*, *Acinos alpinus* subsp. *baumgartenii*, *Aconitum bucovinense*, *Arabis alpina*, *Carduus kernerii*, *Campanula kladniana*, *Cardaminopsis neglecta*, *Carex sempervirens*, *Cerastium lanatum*, *Euphrasia salisburgensis*, *E. tatrae*, *Festuca carpatica*, *F. versicolor*, *Galium anisophyllum*).

Gentianella lutescens, *Leucanthemum subalpinum*, *Rhodiola rosea**, *Saxifraga paniculata*, *Taraxacum panalpinum*, *Thymus pulcherrimus*) (Каталог..., 2012).

Для цих угруповань властиве переважно незначне видове різноманіття, проте, на закріплених ділянках осипищ, у місцях акумуляції уламкового матеріалу та дрібнозему (зокрема, під скелями) видова насиченість збільшується за рахунок проникнення кальцефільних видів із прилеглих скельних та альпійських угруповань (Каталог..., 2012). У складі угруповань чимало ендемічних, рідкісних та зникаючих гірських і високогірних видів (зокрема, єдине в Українських Карпатах місцезростання діагностичного *Rumex scutatus* приурочене майже виключно до ділянок біотопу) (вклейка рис. 26).

Ценози з розрідженим рослинним покривом, у формуванні яких міжвидова конкуренція відіграє незначну роль. Угруповання зазначених вище біотопів, є чутливими і вразливими до кліматогенних змін. Вони розташовані на кам'янистих осипищах чи скельних відслоненнях, тобто на ділянках активних первинних сукцесій. Понижена ценотична конкуренція сприяє тому, що ці ділянки заселяють нові види. Внаслідок потепління на таких ділянках спостерігається поступове збільшення видового багатства.

6.3. Синфітоіндикаційна оцінка біотопів басейну р. Латориця, закономірності їх диференціації

Басейн р. Латориця слугував модельним регіоном, на якому відпрацьовувалася методика синфітоіндикаційної оцінки екофакторів та закономірностей диференціації біотопів.

Латориця – річка України і Словаччини, яка бере свій початок недалеко від с. Латірка Воловецького району Закарпатської області України. На своєму шляху Латориця перетинає Верховинське низькогір'я, Полонинський хребет, Міжгірську поздовжню долину, Вулканічний хребет і виходить на Закарпатську низовину (Геренчук, 1981). Басейн займає п'ять районів Закарпатської області: Воловецький, Свалявський, Мукачівський, Ужгородський та частково Берегівський. Площа водозбору басейну складає 4900 км² в межах України (загальна площа водозбору 7860 км²) (Геренчук, 1981). Найвищою вершиною на території басейну є г. Стий (1681 м н. р. м.), яка розташована на масиві Полонина Бор-

жава. Рослинний покрив басейну досить багатий та різноманітний, що зумовлено специфікою кліматичних та орографічних чинників. За загальними ботаніко-географічними рисами рослинного покриву територія басейну належить до Карпатської підпровінції Середньоєвропейської провінції Європейської широколистяної області (Геренчук, 1981).

Цей басейн з одного боку є типовим для Карпатського регіону, який включає майже всі висотні гірські пояси: субальпійський, буково-темнохвойних, букових, буково-дубових та низинних дубових лісів. З іншого боку, він має певну регіональну специфіку.

Висотний розподіл основних типів екосистем басейну р. Латориця показано на рис. 6.1. Висотні пояси тут формують в основному лісові типи біотопів, за винятком субальпійського поясу (1200–1600 м н. р. м.), для якого характерні субальпійські високогірні та високогірні угруповання (Е5.51, Е5.52)**, карпатські субальпійські чорничники (F2.2122) та карпатські субальпійські ялинові ліси (G3.1B), а також фрагментарно субальпійські угруповання *Rumiclon alpini* (Е5.58) та луки з домінуванням *Nardus stricta* (Е1.71). Гірсько-лісовий пояс (600–1200 м н. р. м.) утворений в основному середньоєвропейськими ацидофільними та нейтрофільними буковими лісами (G1.61; G1.63), спорадично ацидофільними скельнодубовими лісами (G1.8A), лісовими біотопами з *Betula* і *Populus tremula* (G1.9, G1.91, G1.92, G1.95), гірськими осипами та силікатними скелями (H2.32, H3.11), середньоєвропейськими заростями на багатих ґрунтах (F3.11), чагарниковими заростями з домінуванням *Cytisus scoparius* (F3.14), ліщиновими заростями (F3.17) та більшістю лучних угруповань, представлених в басейні (9 типів). Закарпатська низовина утворена ацидофільними дубовими (G1.8), грабовими (G1.A3), прирічковими вербовими лісами (G1.11), чагарниковими заростями на багатих ґрунтах (F3.11), мезотрофними й евтрофними водоймами з вкоріненою (C1.24, C1.34) та вільно плаваючою рослинністю (C1.22, C1.32), заростями високорослих гелофітів (C3.21, C3.22, C3.23), а також великою кількістю лучних угруповань (7 типів).

Найширшу амплітуду по відношенню до висотного розподілу мають луки з домінуванням *Nardus stricta* (Е1.71), зокрема даний тип екосистем поширений від 300 до 1500 м н. р. м., що свідчить про значний ступінь трансформації та виснаження природних екосистем внаслідок надмірного випасання та випалювання. Най-

** Примітка: коди біотопів подані згідно класифікації EUNIS

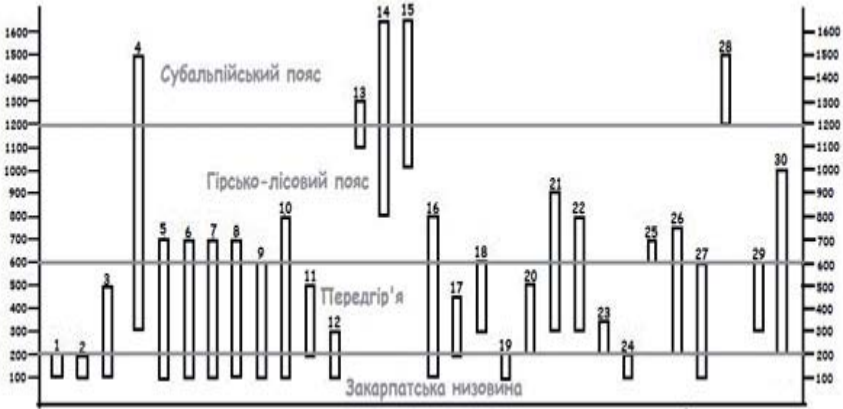


Рис. 6.1. Висотний розподіл основних типів біотопів басейну р. Латориця:

1 – С1.24, С1.34; 2 – С1.22, С1.32; 3 – С3.21, С3.22, С3.23; 4 – Е1.71; 5 – Е1.72; 6 – Е2.11; 7 – Е2.13; 8 – Е2.23, Е2.25, Е2.31; 9 – Е3.41, Е3.43; 10 – Е5.21, Е5.22; 11 – Е5.3; 12 – Е5.41, Е5.42; 13 – Е5.58; 14 – Е5.51, Е5.52; 15 – F2.2122; 16 – F3.11; 17 – F3.14; 18 – F3.17; 19 – G1.11; 20 – G1.12, G1.21; 21 – G1.61; 22 – G1.63; 23 – G1.7; 24 – G1.8; 25 – G1.8A; 26 – G1.9, G1.91, G1.92, G1.95; 27 – G1.A3; 28 – G3.1B; 29 – H2.32; 30 – H3.11 (пояснення див. у тексті).

вужчою амплітудою по відношенню до висоти характеризуються мезотрофні й евтрофні водойми з вкоріненою та вільно плаваючою рослинністю (С1.24, С1.34, С1.22, С1.32), прирічкові вербові ліси (G1.11), ацидофільні дубові ліси (G1.8), які поширені лише на Закарпатській низовині на висоті 100–200 м н. р. м. Вузька амплітуда властива також для ацидофільних скельнодубових лісів (G1.8A), що фрагментарно трапляються в межах 600–700 м н. р. м., а тому є надзвичайно вразливими. Термофільні дубові ліси (G1.7) поширені лише у вигляді фрагментів у межах 200–350 м н. р. м.

Екологічну оцінку екосистем виконано за допомогою методики синфітоіндикації (Didukh, 2011). Амплітуда екологічних факторів та диференціація екосистем басейну р. Латориця представлені на рис. 6.2. За показниками вологості ґрунту (Hd) водні біотопи (С) басейну характеризуються субгідрофітами, гідрофітами, пергідрофітними та гідрофітними (14,2–21 бал), а всі інші типи екосистем (Е, F, G, H) – субмезофітними, мезофітними та гідромезофітними угрупованнями (9,6–14,6 балів). Найнижчі показники вологості ґрунту характерні для узлісних екосистем (Е5.21, Е5.22), а найвищі – для мезотрофних та евтрофних водойм із вкоріненою

рослинністю (С1.24, С1.34). Таким чином, у даному регіоні відсутні біотопи ксерофітного і навіть субксерофітного типу.

Щодо показників змінності зволоження (fH), то вони коливаються від 2,9 до 7,3 балів у водних екосистемах (С), від 4,5 до 7,7 – у лучних і чагарникових типах екосистем (Е, F), від 3,7 до 8,0 – у лісах (G) та від 6,5 до 8,6 – на осипах (H). Тобто, в цілому басейн р. Латориця характеризується від гідроконтрастобних до гемігідроконтрастобних ценозів. При цьому в середньому найнижчі показники змінності зволоження спостерігаються для гідروفільних мезотрофних та евтрофних водойм із вкоріненою рослинністю (С1.24, С1.34), а найвищі характерні для постійних мезотрофних пасовищних лук (Е2.11), що формуються в різних умовах зволоження.

Враховуючи те, що в гірському поясі басейну основу ґрунтового покриву формують гірські бурі ґрунти, а на рівнині поширені ґрунти на глинистій основі, то чіткої диференціації між різними типами біотопів відносно показників аерації (Ae) не спостерігається (5,2–10,4 для Е, F, G, H), за виключенням водних типів екосистем (9,5–13,8).

Показники кислотності ґрунту (Rc) характеризуються найнижчою амплітудою у водних екосистемах (С) та скельних осипах (H) і коливаються від 6,5 до 8,9 балів, що відповідає $pH=5,0-6,5$, тобто для них характерні субацидофільні угруповання. У лучних, чагарникових та лісових екосистемах (Е, F, G) показники кислотності ґрунту мають значно ширшу амплітуду і коливаються від 3,9 до 8,6 балів, що відповідає $pH=3,7-6,5$, але характеризуються більш кислими умовами. При цьому найнижчі показники (<6) відмічено для субальпійських високотравних та високозлакових угруповань (Е5.51, Е5.52), для субальпійських чорничників (F2.2122) та субальпійських ялинових лісів (G3.1B). Деяко схожі закономірності диференціації екосистем встановлено і за показниками загального сольового режиму (Sl): найнижча амплітуда характерна для водних екосистем (С) та скельних осипів (H), що коливається в межах 6,1–8,6 балів (150–200 мг/л), і відповідає семіевтрофним угрупованням. Показники сольового режиму ґрунту в лучних, чагарникових і лісових екосистемах (Е, F, G) коливаються від 4,3 до 8,7 балів (75–200 мг/л), що відповідає семіоліготрофним, мезотрофним та семіевтрофним ценозам. Подібні тенденції спостерігаються також щодо розподілу екосистем за

показниками вмісту карбонатів у ґрунті (Ca), зокрема найвужча амплітуда спостерігається у водних екосистемах (С), від 5,0 до 6,4 балів, що відповідає гемікарбонатофобним угрупованням. Тоді як у лучних, чагарникових та лісових екосистемах (Е, F, G) даний показник коливається від 4,0 до 8,2 балів, тобто умовам зі зниженим вмістом карбонатів, а на скельних осипах (Н) – від 7,5 до 9,4 бала, що відповідає акарбонатофітним та гемікарбонатофітним умовам. Тобто для басейну р. Латориця характерні біотопи, які розвиваються при підвищеній кислотності ґрунтів та за низького вмісту солей, зокрема карбонатів. За показниками вмісту азоту у ґрунті (Nt) водні екосистеми (С) мають дещо ширшу амплітуду від 5,8 до 8,2 балів, що відповідає гемінітрофільним та нітрофільним ценозам. Екологічна амплітуда за цим показником у лучних, чагарникових та лісових екосистемах (Е, F, G) коливається від 3,9 до 8,0 балів. А найвужча амплітуда характерна для скельних осипів – від 5,1 до 6,4 бала. При цьому середні показники лісових та чагарникових типів біотопів вищі, ніж лучних, що свідчить про стабілізуючу роль лісів.

Показники терморезиму (Tm) в цілому відображають закономірності висотних змін, але при цьому у водних екосистемах становлять 7,1–11,1 бала ($1465\text{--}2303 \text{ МДж/м}^2\text{рік}^{-1}$), тобто вищі, ніж в інших, що не типово. У лучних, чагарникових, лісових екосистемах та скельних осипах (Е, F, G, Н) 5,7–9,9 балів ($1047\text{--}1884 \text{ МДж/м}^2\text{рік}^{-1}$). При цьому найнижчі показники терморезиму, як і слід було очікувати, спостерігаються для субальпійських типів біотопів (Е5.51, Е5.52, F2.2122, G3.1В). Щодо показників омброрезиму (Om), то тут найвужчу амплітуду мають знову ж таки водні екосистеми, що відповідає значенням 10,1–11,7 балів. Всі інші біотопи поширені в межах 11,0–14,9 балів, що відповідає субаридофітним та субомброфітним ценозам. З підвищенням висоти над рівнем моря показники омброрезиму закономірно зростають. Показники кріоклімату (Cr) не сильно відрізняються в різних типах біотопів і коливаються у межах від 6,7 до 10,1 балів, тобто від -14°C для субальпійських угруповань (Е5.51, Е5.52; F2.2122; G3.1В) до $+2^\circ\text{C}$ для рівнинних дубових та грабових лісів (G1.8А, G1.А3).

Що стосується освітленості в ценозах (Lc), то тут ліси різко відрізняються від інших типів екосистем (див. рис. 6 2).

З метою встановлення взаємозалежності між екологічними

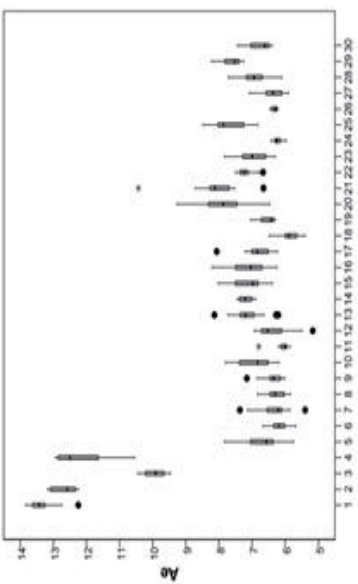
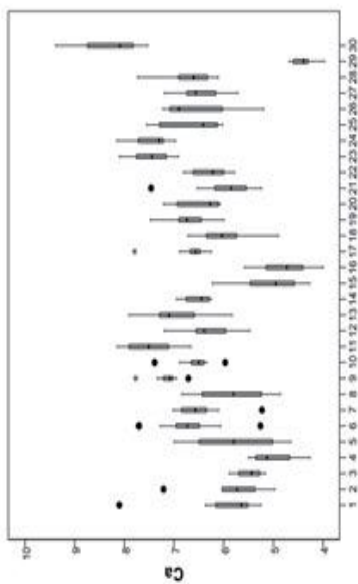
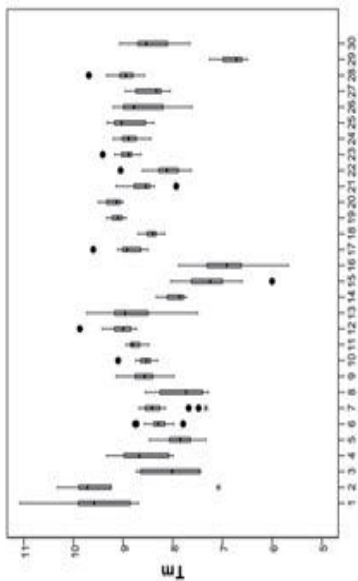
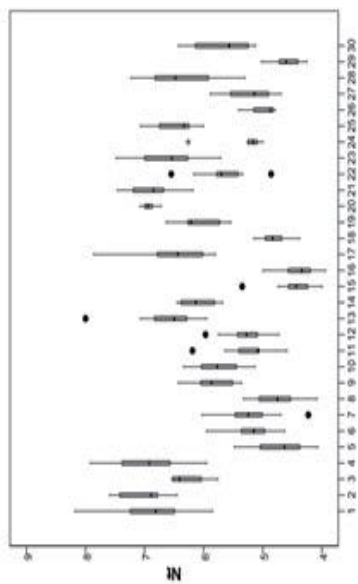
факторами та розподілом біотопів було використано кореляційний аналіз (табл. 6.3). Виявлено, що при підвищенні гіпсометричної висоти закономірно знижуються показники кислотності ґрунту (Rc), загального сольового режиму ґрунту (Sl) та терморезимув (Tm), з дещо нижчою кореляцією (0,5–0,7) також знижуються показники вмісту карбонатів у ґрунті (Ca), нітрогенних сполук (Nt) та кріорежиму (Cr), тоді як показники омброрежиму (Om) підвищуються. При цьому для високогірних субальпійських типів екосистем (E5.58, E5.51, E5.52, F2.2122, G3.1B) характерні нижчі значення кислотності ґрунту, загального сольового режиму, карбонатів та нітрогенів, ніж для рівнинних (див. рис. 6.2). Оберненолінійна залежність встановлена також між показниками хімічних сполук у ґрунті (Sl, Rc, Ca) й омброрежиму (Om). Це свідчить про те, що зміна кліматичних факторів (терморезимув та омброрежиму) не лише пря-

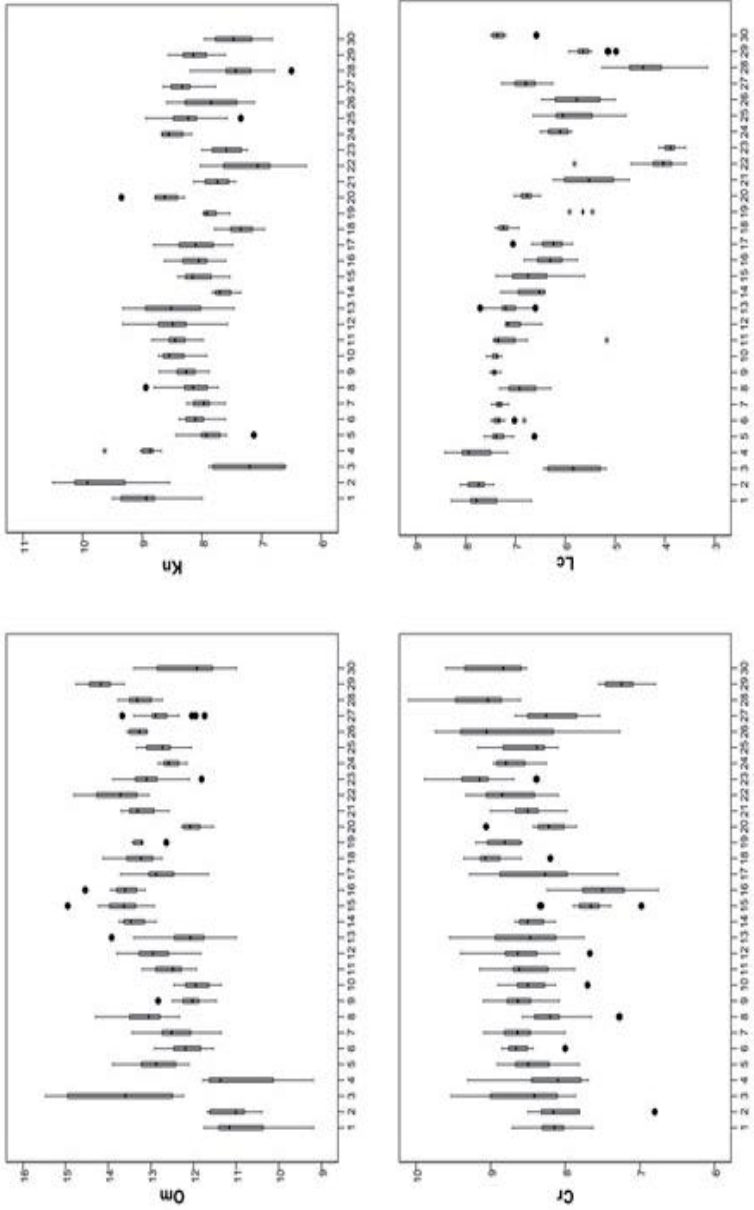
Таблиця 6.3.

Коефіцієнти кореляції Пірсона між екологічними факторами в басейні р. Латориця

(* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; сірим кольором позначено високі значення коефіцієнту кореляції)

	Hd	fH	Rc	Sl	Ca	Nt	Ae	Tm	Om	Kn	Cr	Lc
Фактори												
Hd	-0,050	-0,354**	-0,759**	-0,796**	-0,648**	-0,551**	0,044	-0,771**	0,554**	-0,112*	-0,570**	-0,163**
fH	1	-0,334**	0,121*	0,174**	-0,212**	0,394**	0,953**	0,190**	-0,202**	0,318**	-0,191**	0,038
Rc		1	0,191**	0,382**	0,234**	-0,135**	-0,427**	0,144**	-0,425**	0,159**	0,143**	0,732**
Sl			1	0,841**	0,850**	0,762**	0,093	0,825**	-0,592**	0,061	0,608**	-0,013
Ca				1	0,698**	0,639**	0,130*	0,756**	-0,765**	0,275**	0,456**	0,326**
Nt					1	0,536**	-0,235**	0,704**	-0,526**	-0,120*	0,682**	-0,046
Ae						1	0,400**	0,694**	-0,378**	0,056	0,379**	-0,263**
Tm							1	0,124*	-0,141**	0,303**	-0,239**	-0,034
Om								1	-0,547**	0,042	0,684**	-0,024
Kn									1	-0,429**	-0,214**	-0,478**
Cr										1	-0,530**	0,487**
											1	-0,220**





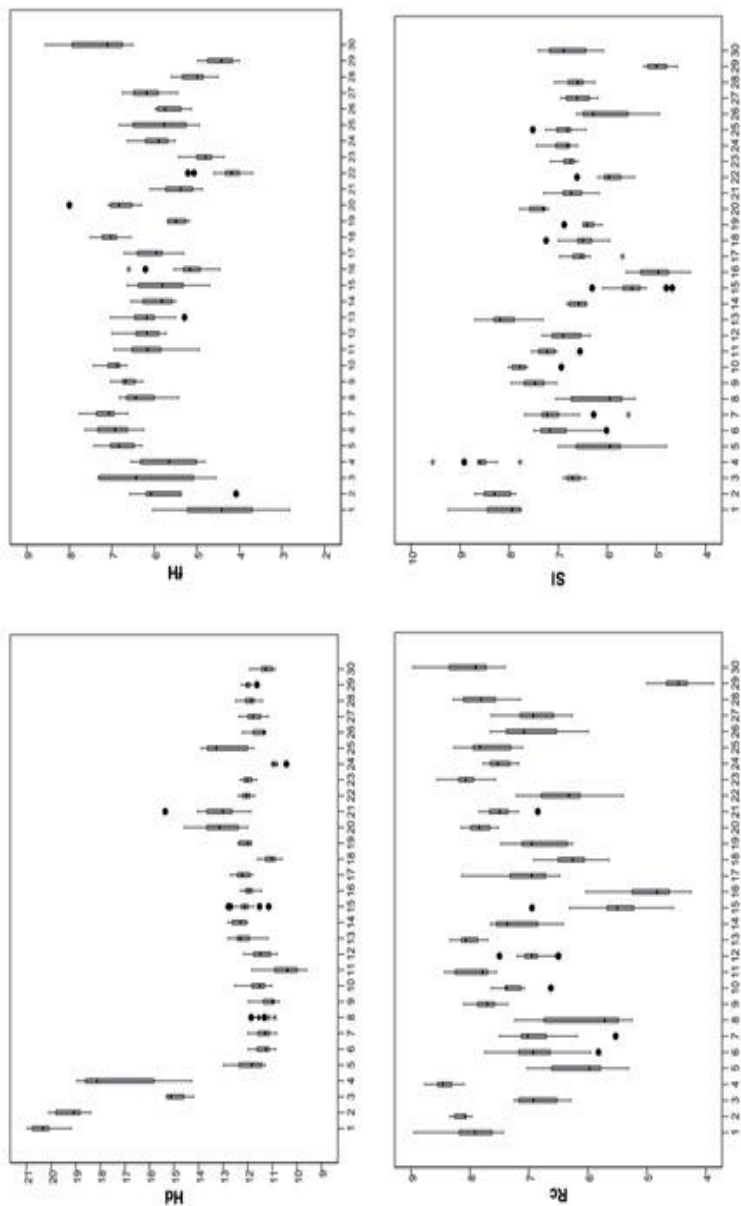


Рис. 6.2. Розподіл біотопів за показниками 12 екологічних чинників (класифікація біотопів та позначення факторів наведені в тексті).

1 – C1.24, C1.34; 2 – C1.22, C1.32; 3 – C2.1; 4 – C3.21, C3.22, C3.23; 5 – E1.71; 6 – E1.72; 7 – E2.11; 8 – E2.13; 9 – E2.23, E2.25, E2.31; 10 – E3.41, E3.43; 11 – E5.21, E5.22; 12 – E5.3; 13 – E5.41, E5.42; 14 – E5.58; 15 – E5.51, E5.52; 16 – F2.2122; 17 – F3.1; 18 – F3.14; 19 – F3.17; 20 – G1.11; 21 – G1.12, G1.21; 22 – G1.61; 23 – G1.63; 24 – G1.7; 25 – G1.8; 26 – G1.8A; 27 – G1.9, G1.91, G1.92, G1.95; 28 – G1.A3; 29 – G3.1B; 30 – H2.32.

мо, а й опосередковано впливає на зміну рослинного покриву. У координатах даних екологічних факторів спостерігається слабка диференціація між високогірними та рівнинними, а також між лучними та лісовими типами екосистем.

Висока прямолінійна залежність була встановлена між вологістю (Hd) й аерацією (Ae) ґрунту, між змінністю зволоження ґрунту (fH) та освітленістю в ценозі (Lc), між кислотністю (Rc) і сольовим режимом (Sl), вмістом карбонатів (Ca) та мінеральних форм азоту (Nt) ґрунту, які також корелюють із показниками термоклімату (Tm) (див. табл. 6.3). За відношенням до вологості (Hd) та аерації (Ae) ґрунту чітка диференціація спостерігається лише між водними та іншими типами екосистем, а також слабка – між лучними та лісовими. У співвідношенні між показниками змінності зволоження ґрунту (fH) та освітленості в ценозі (Lc) спостерігаються такі тенденції: для водних типів екосистем характерні низькі показники змінності зволоження при високій освітленості; для лісових типів екосистем – низькі значення змінності зволоження при низьких показниках освітленості; а в лучних – при підвищенні освітленості випаровуваність зростає, а відтак і змінність зволоження підвищується. У координатах кислотності та сольового режиму ґрунту (Rc/Sl) чіткої висотної диференціації та різниці між різними типами екосистем не спостерігається, однак чітко виокремлюються субальпійські ялинові ліси (G3.1B) та чорничники (F2.2122), для яких характерні низький вміст солей у ґрунті при кислій реакції ґрунтового розчину. Для всіх інших типів біотопів при нейтральній або злегка лужній реакції ґрунтового розчину засоленість ґрунту зростає.

Дендрограма (рис. 6.3) побудована на основі кластерного аналізу, показує, що всі біотопи басейну р. Латориця на рівні 40 евклідових відстаней розділяються на два основних кластери. Першу окрему групу (А) складають майже всі водні екосистеми (С1.22, С1.32, С1.24, С1.34, С3.21, С3.22, С3.23), за виключенням джерел та струмків (С2.1). У другій групі (В) окремий кластер (В2) утворений субальпійськими типами біотопів (Е5.51, Е5.52, F2.2122; G3.1B). Кластер В11 поділяється на дві групи, перша з яких (В111) утворена вологими екосистемами, такими як джерела та струмки (С2.1), багаторічні вологі високотравні угруповання (Е5.41, Е5.42), прирічкові вербові ліси (G1.11), галерейні вільхово-ясеневі ліси (G1.12, G1.21) та ацидофільні дубові ліси (G1.8), а

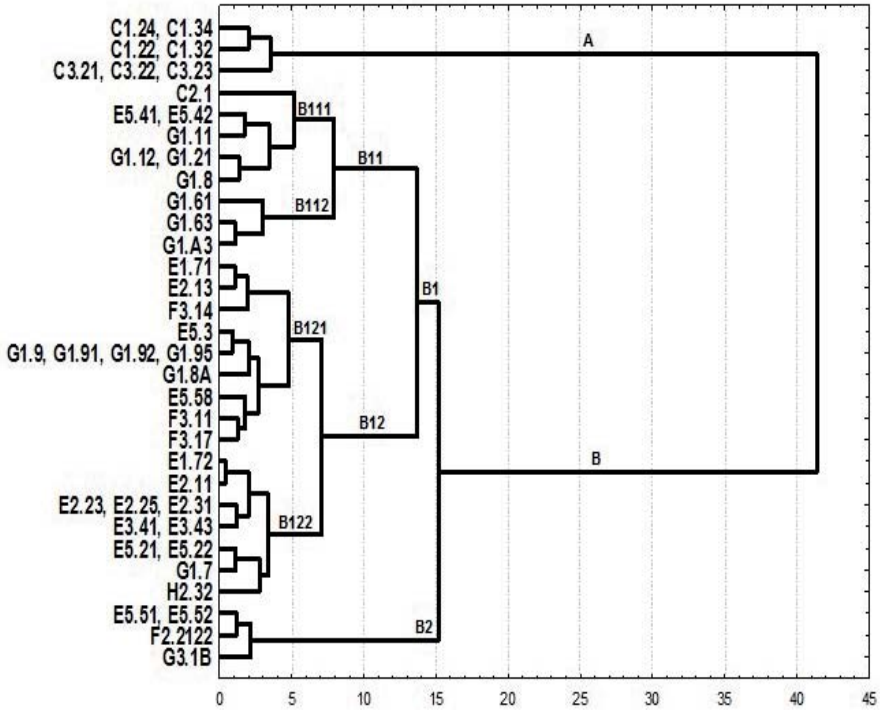


Рис. 6 3. Дендродрама подібності біотопів басейну р. Латориця на основі показників екологічних чинників

друга (B112) – типовими буковими та грабовими лісами регіону (G1.61; G1.63, G1.A3). Кластер 121 утворений двома групами. До першої групи увійшли луки з домінуванням *Nardus stricta* (E1.71), занедбані пасовищні та сіножатні луки (E2.13) та чагарникові зарості з домінуванням *Cytisus scorpius* (F3.14). Другу групу кластера 121 формують біотопи з домінуванням *Pteridium aquilinum* (E5.3), лісові біотопи з *Betula* і *Populus tremula* (G1.9, G1.91, G1.92, G1.95), ацидофільні скельнодубові ліси (G1.8A), субальпійські угруповання *Rumicion alpini* (E5.58), середньоєвропейські чагарникові зарості на багатих ґрунтах (F3.11) та ліщинові зарості (F3.17). Останній кластер B122 включає дві групи: одна з яких – це луки з домінуванням видів з родів *Agrostis* та *Festuca* (E1.72), неморальні пасовищні луки (E2.11), сіножатні луки (E2.23, E2.25, E2.31) та вологі евтрофні та мезотрофні луки (E3.41, E3.43), а

остання – узлісні біотопи (E5.21, E5.22), термофільні дубові ліси (G1.7) та скельні осипи (H2.32). Такий розподіл свідчить про те, що диференціація біотопів не має якогось одного визначального чинника, а зумовлена складною їх взаємодією.

Отже, на основі досліджень було встановлено взаємозалежність між екологічними чинниками та розподіл різних типів біотопів по відношенню до них. Зокрема, вздовж висотного градієнта знижуються показники кислотності (Rc), загального сольового режиму (Sl) ґрунту, терморезимув (Tm), показники вмісту карбонатів (Ca), нітрогенів (Nt) у ґрунті та кріорезимув (Cr), тоді як показники омброрезимув (Om) підвищуються. Оберненолінійна залежність встановлена також між показниками хімічних сполук у ґрунті (Sl, Rc, Ca) та омброрезимув (Om). Висока прямолінійна залежність була встановлена між вологістю (Hd) та аерацією (Ae) ґрунту, між змінністю зволоження ґрунту (fH) та освітленістю в ценозі (Lc), між кислотністю (Rc) та сольовим режимом (Sl), вмістом карбонатів (Ca) і мінеральних форм азоту (Nt) ґрунту, які також корелюють із показниками термоклімату (Tm). Це свідчить про те, що зміна кліматичних чинників (терморезимув та омброрезимув) не лише прямо, але й опосередковано впливає на зміну рослинного покриву і такий вплив ми повинні розглядати як кліматогенний.

6.4. Стан та трансформація ялинових лісів Українських Карпат у зв'язку із змінами клімату

Проблемі всихання ялиників, яке набуло з 80-х рр. ХХ ст. в Європі загрозливих масштабів і свідчить про катастрофічну деградацію екосистем цього лісового типу, присвячено багато робіт. З початку ХХІ ст. це явище спостерігається і в Українських Карпатах і швидкі темпи його зростання набувають таких рис, що оцінюється на рівні загальнодержавної катастрофи. Хоча конкретні показники площ всихання ялиників дещо різняться, що, можливо пов'язано з показниками різних років, але в цілому вони коливаються в межах від 35,6 до 92 тис. га і становить 4–8 % від площі ялинових лісів (661 тис. га), з яких 105–122,2 тис. га (28 %) є похідними, штучними насадженнями. При цьому найбільше ялиників всихає в Івано-Франківській (42,1-66,0 тис. га) та Закарпатській (14,6–33,1 тис. га), а найменше в Чернівецькій (2,0 тис. га)

областях (Генсірук, 2006; Слободян, 2012; Парпан, 2014).

У зв'язку з цим проводяться різноманітні наукові дослідження екологами, геоботаніками, зоологами, кліматологами, ґрунтознавцями й іншими фахівцями, що знайшло відображення в численних публікаціях, виступах у мас-медіа, на семінарах, конференціях, у доповідних записках і т.д. (Фурдичко, 2002; Голубець та ін., 2005; Слободян, 2005; Генсірук, 2006; Козловський, 2006; Криницький, Крамарець, 2009; Парпан та ін., 2014).

Проведені нами дослідження ялинових лісів та їх похідних угруповань у басейні р. Латориця (Закарпаття) на основі застосування методики синфітоіндикації (Козак, Дідух, 2013) суттєво доповнили ці дані.

Ялинові ценози найбільше залежать від вологості ґрунтів та омброрежиму, що визначається температурними показниками та кількістю опадів. У результаті зведення таких лісів спостерігається значне зниження вологості від 12,1 бала (природні ліси) до 11,8 (напівприродні) і 11,1–11,5 (пасовища), тобто на один бал, що становить близько 30 мм запасів води у метровому шарі ґрунту. При цьому різко порушується і змінність зволоження від рівномірного стійкого зволоження кореневмісного шару в лісах (3,7 бала), помірно-нерівномірного (4,9) в напівприродних лісах до нерівномірного (6,5–7,1) на сіножатах та пасовищах цього поясу, тобто зростає у два рази. З цих даних можна зробити і зворотний висновок: якщо відбудеться зниження показника вологості ґрунтів і порушиться рівномірність його розподілу по сезонах, то це негативно відобразиться на ялинниках і може спричинити їх деградацію. Ґрунти під ялиновими лісами кисліші (6,0 балів), ніж у похідних ценозах (6,2–7,3), що сприяє формуванню в таких місцях букових лісів (6,5–7,7 балів). Аналогічна картина спостерігається і по вмісту солей від 5,6–5,8 балів до 6,7 балів, а для букових лісів – 6,8 балів.

Зі зміною водного режиму пов'язані показники аерації ґрунтів та вміст азотних сполук (нітрогену). Зниження показника з 7,4 в ялинових лісах до 6,1 на луках свідчить про зростання аерації ґрунтів, що при наростанні сухості спричинює посилення розкладу підстилки хвої та мінералізації органічних форм гумусу і втрати мінеральних форм, що відображається в отриманих показниках: під ялиновими лісами цей показник становить 5,3 бала, а на луках – 5,0 (відносно бідні на мінеральний азот ґрунти, гемінітрофітні умови). Спонтанний розвиток рослинного

покриву йде в напрямку протидії порушень, тому при підвищенні температури формування в цих місцях букових лісів спричинює збільшення показників нітрогену до 5,9–6,5 бала, що сприяє появі нітрофільних неморальних елементів флори.

Показники терморезиму у вегетаційний період на відкритих місцях вищі (7,9–8,4 бала), ніж під наметом ялини (7,6), а показники омброрезиму підвищуються від 12,0 до 14,3 бала. Відповідно, зміна цих кліматичних показників також певним чином впливає на стан ялинових лісів та сукцесійні процеси в них.

Порівняльний аналіз показав, що ялинові ценози, сформовані під сильною дією едифікатора, що спричинює низьку видову різноманітність рослин і свідчить про «неповночленність екопростору». При знищенні цих лісів різноманітність збільшується за рахунок експлерентів та злаків. Число синантропних видів від 3 (природні ліси)-10 (порушені ліси) збільшується до 18-30 на луках. Водночас число епігейних мохів та лишайників знижується. Як показує аналіз розповсюдження адвентивних видів, вони на сьогодні ще не здатні освоїти ці еконіші (існує певний екологічний бар'єр через специфіку гірських умов), але потенційно така загроза існує (Козак, Дідух, 2013).

Узагальнюючи результати цих досліджень та спираючись на літературні дані, можна зробити певні висновки про причини і наслідки цього явища.

Для їх з'ясування необхідно отримані дані «організувати» в систему, вибудувавши факти в такій логічній послідовності, яка сформує причинно-наслідковий ланцюг. Такі узагальнення вже мають місце, коли наводяться дві головні причини: глобальні кліматичні зміни та господарська діяльність людини в їх взаємодії (Фурдичко, 2002) і дається аналіз відповідних наслідків.

Однак і вказані дві причини слід розглядати не лише як взаємодіючі, підсилюючі, а як такі, що викликані як прямим, так і опосередкованим антропогенним впливом, оскільки причиною і кліматогенних змін є результати трансформації довкілля людською діяльністю (рис. 6.4).

До наслідків кліматогенних змін, тобто опосередкованого антропогенного впливу, можна віднести наступні.

1. Підвищення середньорічної температури, зниження кількості опадів у певні вегетаційні періоди. Оптимум поширення *Picea* в Карпатах лежить у межах 850–1100 м н. р. м.

при сумі активних температур 1000–1600 °С, тривалості веретастійного періоду 136 днів, річній кількості опадів >1500 мм. Зміщення температурних показників, збільшення періоду вегетації призводить до того, що верхня межа

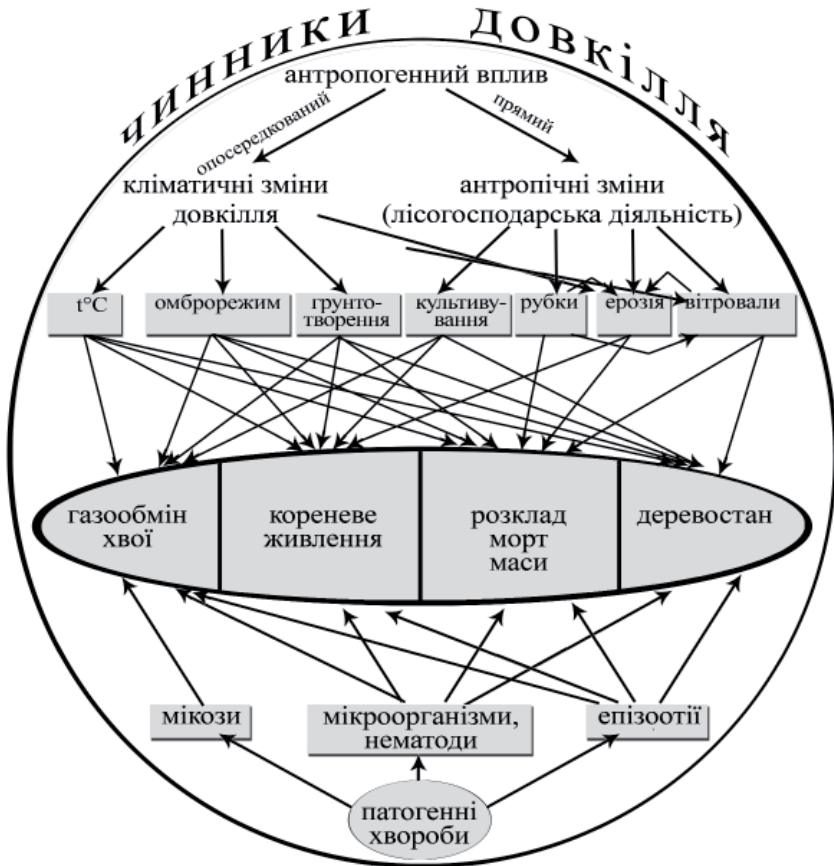


Рис. 6.4. Схема взаємозв'язків між чинниками, що спричинюють деградацію екосистем ялинових лісів

поширення ялини піднімається на 200 м. Деякі вчені пояснюють це зниженням випасу на полонинах, однак нами відмічено, що підріст ялини спостерігається не на всіх схилах, а лише на північно-західних, де найнижче випарову-

вання, що свідчить саме про кліматичну складову як причину, що розглядається як тригерний механізм подальших змін екосистем. Паралельно підвищується верхня межа поширення бука. Якщо раніше ця межа фіксувалася на висоті 1400 м н. р. м. (полонина Рівна), то тепер бук фіксується на висотах 1500–1600 м н. р. м.

2. Особливістю ялини є те, що в неї поверхнева коренева система (30–40 см) чутлива до пересихання ґрунту. У результаті відбувається пересихання, відмирання тонких корінців, зниження процесів поглинання поживних речовин і вологи, а відмерла їх частина стає чутливішою до збудників хвороб, тому стійкість деревостанів знижується. Додатковим негативом є те, що для штучного вирощування ялини використовували насіння не місцевих дерев, а завозили з інших регіонів, тому вони мають нижчу адаптованість до місцевих умов. За даними М. А. Голубця (1978), в сучасному лісовому покриві Українських Карпат існує три різні за походженням морфологічні раси ялини: аборигенна карпатська гостролуската, привізена туполуската та привізена гостролуската. Автор зазначає, що у природних карпатських ялиниках панує група гостролукатих, найбільш поширеною серед яких є *f. apiculata* Beck. (=var. *ligulata* Pacz.) і лише зрідка трапляється ялина із клиноподібною чи тупою формою насінних лусок. Однак, у штучних деревостанах, поряд з гостролукатими формами, масово поширені також і привізні туполукаті.
3. Зміна характеристик ґрунту, підстилки та ґрунтотворних процесів. На відміну від глибоких бурих ґрунтів під буковими лісами, під ялиниками вони більш щербеністі, менше потужні, кисліші, тому більше реагують на пересихання, відсутність опадів чи зливи. Так зливові опади (особливо більше 120–150 мм), різко розчленований рельєф та невелика потужність ґрунтів різко ослаблюють гідрологічну роль лісу, що позначається на стані ялиників, які чутливі до умов зволоження ґрунту.
4. «Ялиноманія» в Українських Карпатах створення четвертої генерації монокультур на місці різновікових корінних деревостанів, що триває десь 200 років (Генсірук, 2006) зумовило зниження середовищевісних та інших корисних

функцій екосистем (Голубец, 1978; Фурдичко, 2002). Це проявлялося в тому, що з одного боку під густим наметом ялини не можуть зростати інші дерева, тобто стримується хід природних сукцесій, а з іншого через алелопатичні властивості (закислення, накопичення певних речовин у ґрунті) формується ефект «відторгнення» ялини. Водночас підвищення температурних показників, що сприяє посиленню життєдіяльності мікроорганізмів, інтенсифікації розкладу підстилки, яка в типових хвойних лісах відбувається дуже повільно (протягом 3–5 років), а відтак підвищення вмісту азотних сполук, або нітрифікації, тобто зміна ґрунтових умов визначає необхідність зміни деревостану, розвитку подальших сукцесій, що є характерною властивістю ценозів. Функціонування природних екосистем спрямовано не на відтворення собі подібних, а на їх певну зміну.

5. Аналіз дощових опадів свідчить про підвищення їх кислотності (т. з. «кислотні дощі»). Водночас на основі ліхеноіндикації фіксується підвищення вмісту сірки та ртуті в рослинах, що негативно впливає на функції, структуру хлорофілу, процеси газообміну, асиміляцію сонячної енергії, спричинює порушення енергетично-речовинного балансу. Інша група факторів – безпосередня інтенсивна господарська діяльність людини, що прямо й опосередковано спричинює деградацію ялиників.
6. Інтенсивні суцільні рубки протягом ХХ ст. спричинили зниження загальної лісистості Карпат (до 55–59 %), яка за розрахунками вчених повинна бути не нижча 65 %. Рубки на крутосхилах (20°) збільшують випаровування, посилюють ерозію, порушують гідрорежим. Рубки головного користування, особливо суцільні, погіршують водоохоронно-захисну роль лісу (Калуцький, Олійник, 2007). Суттєве негативне значення мають прокладені для трельовання лісу дороги, по яких після дощу інтенсивно стікає вода, формуються глибокі промоїни, виносяться поживні речовини, що порушує їх загальний речовинно-енергетичний баланс.
7. Рубки проводяться з суттєвим порушенням лісотехнічних норм. Вирубана деревина обліковується уже на пунктах прийому-здачі, а близько 20 % біомаси з різних причин залишається на місцях. У таких «вікнах» опірність деревоста-

ну знижена і спостерігаються вітровали та буреломи, масштаби яких через глобальне потепління зростають у вигляді циклонів, ураганів, злив, набувають катастрофічного характеру. Через недоступність для техніки дерева залишаються лежати в цих місцях. На місці рубок залишаються пеньки, які, на відміну від листяних порід, не дають порості. Вони поступово розкладаються і разом із залишками гілок, стовбурів, вивалених вітром дерев є потужним осередком розвитку патогенів. У таких місцях на зрубаних чи пошкоджених деревах у центральній частині стовбура поселяється королева губка (*Heterobas idionannosum*), по периферії опеньок осінній (*Armillaria mellea*). За результатами рекогносцирувального обстеження заповідного урочища місцевого значення «Маківка» Я. М. Слободяном (2005) виявлено, що тут значно зросла захаращеність як за площею, так і за кубомасою пошкодженої деревини. З 1980 до 1991 р. обсяг захаращеності (вітровальних, буреломних та пошкоджених дерев) збільшився в 19 разів, з 1991 до 2006 р. – в 3 рази. Загалом із 1980 до 2006 р. запас пошкодженої деревини зріс з 50 до 2740 м³, тобто більш як у 54 рази. При цьому встановлено, що найбільші площі займають ялинові насадження слабого ступеня ураження дерев кореневими гнилями (64 %), середня ступінь ураження деревостанів (14 %), а сильна на 16,8 га (5 %). У цілому хворобами охоплено 38,8 тис. га, що складає 9,1 % площі ялинових лісів. При цьому дефоліація спостерігається на 18 % від загальної площі, а дехромація – 7 % (Парпан та ін., 2014).

8. Наявність відмерлої деревини стимулює розвиток ентомофауни (жуки-короїди), зокрема короїда-типографа (*Ips typographus*). За останні десятиріччя інтенсивність та частота спалахів його масового розмноження зросла як у Карпатах, так і в інших регіонах. Підвищення температури сприяє швидшому розвитку личинок цього жука, а це дає йому змогу формувати протягом літа 2–3 генерації, чисельність яких зростає в геометричній прогресії. Ці спалахи короїда-типографа часто стаються після посушливих років. У разі потепління клімату варто очікувати зростання частоти та збільшення площі таких вогнищ. Прогнозується зростання активності й інших видів короїдів, зокрема *Ips duplicatus*,

Pityophthorus pityographus, *Polygraphus polygraphus*, *Pityogenes chalcographus* та інших. Значної шкоди деревині наносять вусачі *Monochamus sartor*, *M. sutor*, *Tetropium castaneum* і *T. fuscum*, а також рогахвости *Urocerus gigas* та *Sirex juvencus*. Особливу небезпеку для ялиників Карпат може становити масовий розвиток лубоїда великого ялинового (дендроктона) *Denroctonus micans*, якого можна віднести до групи фізіолого-технічних ксилофагів (Слободян, 2005; Крамарець, Криницький, 2009).

9. Потепління клімату суттєво впливає на ґрунтовий склад мікроорганізмів, а відтак ґрунтовірні процеси. Як вказує М. П. Козловський (2006), на функціонування ялиників впливають зміни у структурі ґрунтових безхребетних тварин, інтенсивний розвиток нематод-фітофагів, зменшення чисельності та ролі хижих і сапротрофних видів. У разі потепління активність ґрунтових фітогельмінтів зростає. Водночас може активізуватися розвиток стовбурових нематод. У похідних ялиниках (зокрема на території лісгосподарських підприємств Львівської, Чернівецької, Івано-Франківської областей) виявлено заселення дерев ялини стовбуровою нематодою *Bursaphelenchus mucronatus*. При цьому дослідження свідчать про більшу ступінь ураження ялини стовбуровою нематодою у похідних деревостанах, що зростають на висотах 500-600 м н.р.м., ніж у природних, однак при підвищенні температури їх розвиток інтенсифікується і можна очікувати значне враження і корінних ялиників.

Результуюча дія комплексу цих факторів оцінюється не як проста їх сума, а викликає ефект синергізму, в результаті чого при переході певної межі процеси розвиваються за принципом «доміно» і стримати їх важко.

Лісівниками запропоновані певні заходи. На наш погляд, найефективнішим є відмова від формування монодомінантних ялиників і заміна їх змішаними насадженнями, які матимуть хоча і нижчу продуктивність та якість деревини, складніші в застосуванні технічних засобів рубок, але оптимальніші з позицій охорони та збереження всіх компонентів екосистем. До речі, якщо підійти до оцінки послуг екосистеми не лише з позицій обрахунку вартості деревини, а їх кліматорегулюючої значущості, ґрунтоутворення, гідрорежиму, рекреації, соціально-інформаційної

цінності к в гірських умовах, як це пропонується в Західній Європі (ТЕЕВ-Prozesse ..., 2014), то не виключено, що акценти використання можуть бути зміщені.

6.5. Осередки концентрації фіторізноманіття та проблеми його збереження (на прикладі Буковинських Карпат)

Місця концентрації великої кількості рідкісних, ендемічних видів, наявності унікальних біотопів є перспективними для заповідання й формування ключових територій при розбудові екологічної мережі регіону. Водночас такі осередки повинні слугувати полігонами моніторингу стану та динаміки екосистем, на основі яких можлива розробка відповідних прогнозів. Виходячи з цього, на прикладі Буковинських Карпат ми провели аналіз таких осередків. В основу цих досліджень була покладена генералізація сіткових карт за допомогою програми MapInfo щодо поширення раритетних видів рослин у Чернівецькій області (рис.6.5), в результаті чого виявлено наступні осередки флористичного різноманіття в регіоні: хребет Чорний Діл (Буковинські Карпати); Берегометське низькогір'я, національний природний парк «Вижницький» (Буковинські Карпати); масив Цецина–Спаська (Буковинське Передкарпаття); Хотинська височина (Прут-Дністровське межиріччя); урочища Бортос і Кормань (Прут-Дністровське межиріччя) (Буджак та ін., 2014).

Великий фактичний матеріал про флористичне різноманіття досліджуваних національних парків не узагальнений на картографічній основі й інформації про його просторове розміщення на сьогодні практично не існує. Однією із причин цього є відсутність відповідної картографічної основи для досліджуваної території. Спираючись на великий світовий досвід у галузі розробки ГІС (Atlas ...,1972; Серегин 2000, 2004, 2010а,б; Zajac, 2001; Уотилла, 2005; Юника,2005; Witosławki,2006), роботи вітчизняних науковців (Губарь, 2006; Кагало, 2003; Хорология ..., 1986), та власні дослідження (Буджак та ін., 2009; Коржан та ін., 2010) нами створено векторні сіткові карти для національних природних парків (НПП) регіону досліджень, які можуть стати основою для узагальнення, відображення та аналізу наявної інформації про різноманіття флори їх територій на основі ГІС-технологій.

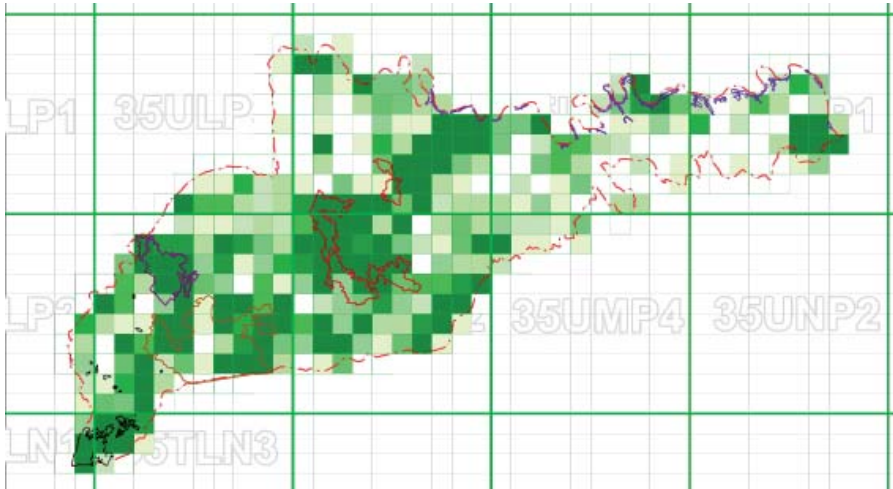


Рис. 6.5. Узагальнені дані про поширення раритетних видів рослин на території Чернівецької області (комірка 5x5 км).

Для створення картографічної основи територій НПП «Верховинський», «Черемоський» і «Вижницький» нами використано розроблену раніше карту-основу для території Чернівецької області (Буджак, Чорней, Токарюк, 2009) з сіткою квадратів 5x5 км у системі UTM-координат відповідно сітки, що використовується у «Atlas Florae Europaeae» (1972), а для окремих об'єктів – сітку квадратів 1x1 км.

Хребет Чорний Діл знаходиться в північній частині середньогірного пасма Чорний Діл у межиріччі Сарати й Перкалаб у витоках Білого Черемошу і займає крайню північно-східну частину Марамароського кристалічного масиву на контакті з флішовими відкладами скибової зони Карпат. Різноманітність літологічних особливостей (метаморфічні сланці, папіто-діорити, тріасово-юрські карбонати, фліш середньо-верхньокрейдового часу) та достатній висотний спектр (1000–1460 м н. р. м.) спричинили формування тут своєрідних природних умов.

Особливості рослинного покриву Чорного Доли з різною повнотою висвітлені в низці літературних джерел (Артемчук, 1966; Харкевич, 1968; Чопик, 1968, 1969, 1976; Заец, Солодкова, 1978; Заець та ін., 1980; Мілкіна, 1991; Загультський, Чорней, 1993; Смолінська та ін., 1998; Чорней та ін., 1999; Чорней, Буджак, Тока-

рюк, 2000; Чорней, Смолінська, Королюк, 1997). Дані про зростання тут окремих видів наводяться у працях багатьох авторів і флористичних зведеннях (Визначник ..., 1977; Солодкова и др., 1979; Червона книга ..., 1980, 1996; Заверуха и др., 1983; Красная книга ..., 1984; Вайнагий и др., 1989; Малиновский, 1991; Кияк, 1992; Загульський, Чорней, 1993, 1995-96; Чорней та ін., 1993, 1998, 1999; Малинецький, Шакаева, 1994; Чорней, 1994, 1996; Тернер et al., 1994; Смолінська та ін., 1998; Загульський, 2001).

Понад 80 % території вкрита лісами. В основному це монодомінантні смерекові насадження абсолютно корінного та практично корінного характеру і належать до асоціації *Luzulo sylvaticae-Piceetum*. Хоча значна їх частина молоді й середньовікові, однак у найбільш важкодоступних місцях збереглися залишки пралісового характеру. У складі асоціації виділяються фації з домінуванням у наземному покриві *Hylocomium splendens*, *Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus*, *Lusula sylvatica*. У трав'яному покриві цих угруповань переважають бореальні елементи.

Особливий інтерес у цьому осередку являє г. Великий Камінь. Тут виявлені фрагменти абсолютно корінних угруповань кедрово-смерекових лісів, які представлені фацією *Pineto (cembrae)-Piceetum (abietis) vaccinoso (myrtilli)-hylocomiosum*, які зростають на буроземно-підзолистому ґрунті, що сформувався на кристалічних сланцях. Це рідкісні угруповання реліктового характеру, занесені до Зеленої книги України (2009) де співдомінантом виступає занесена до Червоної книги України *Pinus cembra*.

У долинах потоків і по берегах річок Перкалб і Сарата трапляються угруповання *Alnion incanae* з домінуванням у трав'яному ярусі *Athyrium filix-femina*, *Caltha laeta* та *Petasites kablikiana*. Місцями уздовж узлісь виявлені фрагменти чагарничкових ценозів *Vaccinieta myrtilli*, серед яких наявне ендемічне східнокарпатське угруповання зі співдомінуванням *Melampyrum saxosum*, яке підлягає регіональній охороні.

У складі угруповань лісового типу зростають раритетні *Coeloglossum viride*, *Coralorhiza trifida*, *Epipactis atrorubens*, *E. helleborine*, *Goodyera reptans*, *Huperzia selago*, *Lilium martagon*, *Lycopodium annotinum*, *Pinus cembra*, *Aconitum hosteanum*, *Ranunculus carpaticus*, *Pulmonaria filarszkiana*, *Symphytum cordatum*, *Melampyrum saxosum*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Cortusa matthioli*, *Polystichum lonchitis*. У досить поширених

лучних угрупованнях домінують *Festuca rubra*, *Agrostis tenuis*, *Arnica montana*, *Nardus stricta*, *Deschampsia caespitosa*, рідше *Lerchenfeldia flexuosa*, ще рідше рідкісні для України високотравні *Cirsium waldsteinii*, занесені до Зеленої книги України (2009). У флористичному складі лучних фітоценозів виявлені такі раритетні та ендемічні види: *Aquilegia nigricans*, *Botrychium lunaria*, *Carex umbrosa*, *Crocus heuffelianus*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*, *Nigritella carpatica*, *Orchis ustulata*, *Traunsteinera globosa*, *Rumex carpaticus*, *Viola declinata*, *Primula poloninensis*, *Scabiosa opaca*, *Melampyrum saxosum*, *Thymus pulcherrimus*, *Campanula serrata*, *Phyteuma tetramerum*, *Leucanthemum rotundifolium*, *Poa rehmannii*, *Alchemilla bucovinensis*, *Ophioglossum vulgatum*, *Botrychium multifidum*, *Ranunculus platanifolius*, *R. hornschurchii*, *Dianthus compactus*, *Soldanella hungarica*, *Lathyrus laevigatas*, *Pedicularis haquetii*, *Centaurea marmarosiensis*, *Polemonium coeruleum*.

До найцінніших у созологічному відношенні належать відкриті кальцієфільні угруповання на вапнякових скелях і щебенистих осипах. Найбільшу площу вони займають на вершині г. Великий Камінь і вперше описані тут польськими ботаніками Б. Павловським та Й. Валасом. Це рідкісні для України угруповання, які належать до асоціації *Festucetum saxatilis* Domin 1933 (формацію *Festuceta saxatilis* занесено до Зеленої книги України (2009)). У складі цих ценозів зростає багато раритетних видів рослин, деякі з них унікальні. Зокрема, тут єдине в Україні місцезростання південно-східнокарпатських ендеміків *Aquilegia transsilvanica* та *Erysimum transsilvanicum* і західноєвропейського виду *Crepis jacquinii*. На г. Великий Камінь один із небагатьох локалітетів для таких видів як *Saussurea discolor*, східно-карпатського ендеміка *Aconitum jacquinii*, південно-східнокарпатського ендеміка *Elisanthe zawadskii*, а також *Carduus glaucus* і овіяного легенда-ми, відомого також як едельвейс *Leontopodium alpinum*.

З раритетних видів тут зростають також *Aconitum degenii*, *Silene dubia*, *Jovibarba preissiana*, *Scabiosa opaca*, *Galium transcarpaticum*, *Acinos baumgartenii*, *Leucanthemum raciborskii*, *Aquilegia nigricans*, *Epipactis artrorubens*, *Gymnadenia conopsea*, *Polystichum lonchitis*, *Cimicifuga europaea*, *Ribes carpaticum*, *Cotoneaster integerrimus*, *Laserpitium alpinum*, *Hieracium dentatum*, *Trisetum alpestre*.

Становлять інтерес й угруповання болотного типу рослинності. В основному це висячі та присхиліві болота евтрофного типу за характером рослинного покриву як типові, так і рідкісні для Українських Карпат. Із рідкісних трапляються занесені до Зеленої книги України (2009) угруповання *Cardaminetum (opizii) purum* та ендемічні південно-східнокарпатські ценози *Doronicetum (carpatici) chrysospleniosum (alpini)*. Болотні фітоценози невеликі за площею, але трапляються порівняно часто біля витоків джерел, уздовж потоків на терасах і в підніжжях схилів.

З раритетних видів у складі болотних угруповань зростають *Coeloglossum viride*, *Dactylorhiza majalis*, *Chrysosplenium alpinum*, *Tozzia carpatica*, *Doronicum carpaticum*, *Cortusa matthioli*. Разом з тим необхідно відмітити, що в деяких літературних джерелах для цієї території заказника помилково наводяться такі види, як *Cephalanthera longifolia*, *Colchicum autumnale*, *Leucojum vernum*, *Aster alpinus*. (Визначник ..., 1977; Червона книга ..., 1996).

Загалом на території хр. Чорний Діл зростають 27 видів судинних рослин, занесених до Червоної книги України і 31 ендемічний вид. З них *Elisanthe zawadskii* занесена до Червоної книги Міжнародного Союзу охорони природи (МСОП). Зазначений вид, а також *Silene dubia*, *Primula polonensis*, *Pulmonaria filarszkiana* *Poa rehmannii* занесені до Європейського червоного списку. Кліматогенні зміни, що спричинюють підвищення межі лісового поясу, можуть призвести до втрати низки оселищ, у першу чергу гігрофільного характеру.

Берегометське низькогір'я, національний природний парк «Вижницький» (Буковинські Карпати). Загальна площа національного парку зараз становить 11238,0 га, його територія витягнута на 26 км з північного заходу на південний схід, а ширина змінюється від 4 до 8 км. За фізико-географічним районуванням НПП «Вижницький» знаходиться в південній частині Зовнішньо-карпатської області, в межиріччі Черемоша і Сірету, на межі з Передкарпатською височинною областю, й охоплює ландшафти низькогірної зони Буковинського сектора Скибових Карпат з досить м'яким кліматом, переважанням у лісах бука і ялиці та ділянками вторинних лук – полонин. У межах парку є ряд осередків концентрації рідкісних видів та угруповань (рис. 6.6).

Особливий інтерес представляють лучні угруповання. Незважаючи на те, що площа, яку займають на території парку луки,

невелика і становить 247,5 га (2,2 %), синтаксономічна різноманітність їх досить висока. Найбільші площі у складі лучної рослинності займають угруповання класу *Molinio-Arrhenatheretea* з домінуванням *Festuca rubra* і *Agrostis capillaris*, які формуються на карбонатомісних ґрунтах на місці свіжих і вологих типів букових або ялицевих лісів. На схилах південної експозиції іноді трапляються багатовидові угруповання з домінуванням

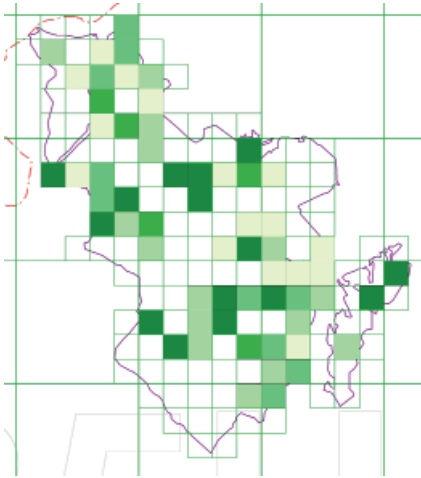


Рис. 6.6. Узагальнена карта поширення раритетного фіторізноманіття НПП «Вижницький»

з домінуванням *Brachypodium pinnatum* та *Trifolium pannonicum*, у складі яких рясно представлені злаки *Helictotrichon praeustum*, *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*, *Anthoxanthum odoratum*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense* і багато різно трав'я. Константними, крім двох основних домінантів, є *Plantago lanceolata*, *Stachys officinalis*, *Pimpinella saxifraga*, *Potentilla erecta*, *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Stellaria graminea*, *Leucanthemum vulgare*, *Briza media*. У нижніх частинах прирічкових схилів трапляються луки з домінуванням *Festuca pratensis*.

У результаті проведених нами досліджень встановлено, що на території НПП «Вижницький» найбільша кількість раритетних видів росте у складі багатовидових мезофільних післялісових низькогірних лучних угруповань асоціації *Centaureo-Trifolietum pannonicum*, що належать до союзу *Cynosurion cristati* (*Arrhenatheretalia*, *Molinio-Arrhenatheretea*).

Зауважимо, що у складі досліджених угруповань виявлено низку рідкісних, уключених до «Червоної книги України» (2009) видів, зокрема, *Hyperzia selago*, *Botrychium lunaria*, *Lathyrus laevigatus*, *Dianthus speciosus*, *Galanthus nivalis*, *Colchicum autumnale*, *Gladiolus imbricatus*, *Lilium martagon*, *Dactylorhiza fuchsii*, *D. maculata*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*, *Platanthera bifolia*, *Traunsteinera globosa*. Крім того, в рослинному покриві дослідже-

них лучних комплексів відмічено популяції *Scorzonera humilis*, яка потребує охорони на регіональному рівні, та *Campanula serrata*, що включена в Додаток I до Бернської конвенції.

Раніше досліджені угруповання використовували для заготівлі сіна, сьогодні на г. Магура спостерігається інтенсивний процес заростання схилів ялиною, тому збереження цих унікальних лучних ценозів можливе за умов регулярного скошування.

Масив Цецина–Спаська (Буковинське Передкарпаття). Цікавою в ценотичному та флористичному відношеннях є ділянка лучної рослинності в околицях с. Спаська (ур. Паланка), у травостої якої виявлено низку видів, включених до Червоної книги України (2009) (*Pedicularis exaltata*, *Gladiolus imbricatus*, *Colchicum autumnale*, *Lilium martagon*, *Anacamptis coriophora*, *A. morio*, *Cephalanthera longifolia*, *Cypripedium calceolus*, *Dactylorhiza fuchsii*, *D. incarnata*, *D. maculata*, *Epipactis palustris*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*, *Orchis militaris*, *O. signifera*, *Neotinea ustulata*, *Platanthera bifolia*), та регіонально рідкісних видів, які з території Буковинського Прикарпаття відомі лише з поодиноких локалітетів (*Ophioglossum vulgatum*, *Adenophora lilifolia*, *Potentilla alba*, *Laserpitium latifolium*, *Symphytum popovii*, *Scorzonera humilis*, *Leopoldia comosa*). Усі вище зазначені види тут утворюють досить численні популяції. Однак, у зв'язку з припиненням випасу, косіння з одного боку, а з іншого – кліматогенні зміни, збільшення річної кількості опадів у останні роки сприяють мезофітизації, розвитку досить високого, густого, потужного травостою, накопиченню біомаси, органіки, і як наслідок площа цих унікальних лучних ділянок скорочується. В результаті низка рідкісних видів може зникнути.

Хотинська височина (Прут-Дністровське межиріччя). Річка Дністер протікає північною окраїною Прут-Дністровського межиріччя 279 км, утворюючи північну межу Чернівецької області. Але по прямій лінії довжина її складає лише 143 км. Це пояснюється тим, що річка нерідко утворює круті петлі – меандри, довжиною по дузі до 15–18 км, а в перехваті всього лише в 1–2 км. Значна звивистість – характерна особливість долини Дністра. Іншою важливою її особливістю є крутосхилість, що обумовлена глибоким врізом Дністра в палеозойський фундамент Подільської плити, а також протиденудаційною стійкістю порід цього фундаменту. Слід відмітити, що крутизна схилів на окремих ді-

лянках дністровського побережжя різна.

Таке поперемінне чергування крутих берегів з похилими по обох схилах долини надає їй у цілому відносну симетричність і загальний каньйоноподібний вигляд. Поряд з цим басейн ріки відрізняється різко виявленою асиметричністю. Якщо ліві притоки відрізняються значною довжиною (до 240 км) і вододільна лінія проходить тут місцями у 100-150 км від самого Дністра, то праві, які знаходяться на території Чернівецької області, навпаки, дуже короткі – 15–20 км, а вододіл проходить всього лише на віддалі 5–8 км. Вони глибоковрізані (до 100–150 м) у корінні породи і здебільшого також мають каньйоноподібну форму в нижній та середній течії. По крутих схилах їх відслонюються частіше всього крейдові та сарматські вапняки. Крім долин приток, прирічкова частина Дністра розсічена численними ярами і балками, що надає їй дуже розчленованого характеру.

У природній рослинності долини Дністра в минулому велику роль відігравали ліси. Однак, зараз тут трапляються різні за площею, переважно невеликі острівні масиви низькостовбурних насаджень, приурочених до структурних уступів і фрагментів терас. Вони відділяються між собою крутими скелястими поверхнями «стінок», а на більш пологих схилах – зарослями чагарників і пасовищами, садами й городами. На верхніх терасах розташовані орні поля. На цих же терасах місцями збереглися більші масиви високостовбурних лісів.

Глибока долина Дністра, за даними М. С. Андріанова (1968) є найтеплішою зоною на території Чернівецької області. Вона сильно прогрівається, тут формується сухіший і тепліший мікроклімат ніж на оточуючих територіях, що зумовлює більш ксерофітний характер рослинного покриву. На південних, дуже сухих схилах дністровського каньйону багато степових видів просуваються значно вище на північ і захід від свого основного ареалу.

На важливу роль долин річок як міграційних шляхів давно звертали увагу багато дослідників (Пачоский, 1910; Didukh et al., 2014). Долини річок називають своєрідними «екологічними жолобами», якими розселяються рослини з різними біоекологічними властивостями з однієї геоморфологічної області в іншу. Цьому сприяють особливі екологічні умови долин річок – розчленований рельєф, хороший дренаж, різна інсоляція схилів залежно від їхньої експозиції, наявність кам'янистих відслонень

різної структури і хімічного складу. Ще один момент, який слід відмітити, це те, що маса води великих річок віддає тепло повільніше, ніж оточуюча поверхня землі. Цим вона сприяє плавному зниженню температури оточуючого повітря, послаблює перші заморозки, що сприяє продовженню вегетаційного періоду. Значну роль при цьому відіграють також тумани. Внаслідок цього в каньйоноподібних долинах річок тривалість безморозного періоду більша в середньому на 15–25 днів, ніж у плакорних умовах. Все це значною мірою стосується й долини Дністра.

Рослинний покрив Хотинської височини досить своєрідний порівняно із прилеглими територіями Прут-Дністровського межиріччя, оскільки зазнав меншого впливу людини через переважання малоприсадатних для обробітку земель. Більша частина регіону вкрита лісами, тільки на узліссях, лісових галявинах і обезліснених схилах горбів, балок, долин річок переважають лучні угруповання.

Хотинську височину часто і справедливо називають «лісовим островом», оскільки площа лісів складає близько 65 %.

Рослинному покриву Хотинської височини властивий своєрідний перехідний характер від гірських до рівнинних лісів. У південній та південно-західній припрутській частині переважають букові ліси, для яких характерна значна участь бореальних і монтанних видів. У центральній частині Хотинської височини частка букових лісів зменшується, збільшуються площі, зайняті дубовими лісами. Разом з тим, зменшується участь у флористичному складі бореальних і монтанних видів, зростає роль субсередземноморських географічних елементів (при домінуючій ролі неморальних видів). У північній придністровській частині Хотинської височини домінуюче положення вже займають дубові та грабово-дубові ліси. Варто окремо відмітити угруповання букових лісів за участю *Abies alba*, яка на території Хотинської височини росте на східній межі свого ареалу. У регіоні по узліссях, лісових галявинах, у долинах річок, а також на обезліснених горбах та схилах балок, малоприсадатних для розорювання, наявні лучні угруповання з домінуванням *Agrostis tenuis*, *Festuca rubra*, *Poa pratensis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Arrhenatherum elatior* й інших.

За результатами проведеної інвентаризації, в межах Хотинської височини виявлено 1102 види судинних рослин (Хотинська

височина, 2012), серед яких кілька ендемічних видів Волино-Поділля, що приурочені до вапнякових відслонень (*Galium tyraicum*, *Poa versicolor*).

У складі флори цього центру фіторізноманіття виявлено 45 видів, занесених до Червоної книги України (2009), зокрема *Huperzia selago*, *Botrychium lunaria*, *B. virginianum*, *Allium ursinum*, *Galanthus nivalis*, *Crocus heuffelianus*, *Gladiolus imbricatus*, *Lilium martagon*, *Colchicum autumnale*, *Anacamptis coriophora*, *A. morio*, *A. palustris*, *Cephalanthera damasonium*, *C. longifolia*, *C. rubra*, *Corallorhiza trifida*, *Cypripedium calceolus*, *Dactylorhiza fuchsii*, *D. incarnata*, *D. maculata*, *D. majalis*, *Epipactis helleborine*, *E. palustris*, *E. purpurata*, *Epipogium aphyllum*, *Gymnadenia conopsea*, *Liparis loeselii*, *Listera ovata*, *Neottia nidus-avis*, *Orchis militaris*, *O. purpurea*, *O. signifera*, *Platanthera bifolia*, *P. chlorantha*, *Chamaecytisus albus*, *Ch. austriaca*, *Ch. blockianus*, *Ch. rochelii*, *Utricularia minor*, *Menyanthes trifoliata*, *Pulsatilla grandis*, *P. patens*, *P. pratensis*, *Sorbus torminalis*, *Staphylea pinnata*.

Багато з цих видів зростають на межі екологічної амплітуди, тому дуже чутливі до кліматоненних змін та впливу антропогенного фактора, тому потребують розробки спеціальних заходів охорони.

Урочища Бортос і Кормань. Флористично багаті ксеромезофітні угруповання виявлено в ур. Бортос поблизу с. Подвір'ївка Кельменецького району. Угруповання належать до союзу *Trifolion montani* (*Galietales veri*, *Molinio-Arrhenatheretea*) і приурочені до середньої частини схилу південно-західної експозиції на висоті 207 м н.р.м. В угрупованнях, де домінують *Koeleria cristata* (10–15 %), *Festuca pratensis* (10–30 %), *F. valesiaca* (10–15 %), навесні трапляються рідкісні, занесені до Червоної книги України (2009), *Bulbocodium versicolor* і *Fritillaria montana*, а також занесений у Додаток II Директиви про Біотопи (1992) *Serratula lycopifolia*. В околицях с. Кормань виявлено ксерофітні угруповання південних різнотравно-злакових степових угруповань за участю рідкісного, уключеного до Червоної книги України (2009) *Astragalus monspessulanus*, який в Україні знаходиться на північно-східній межі диз'юнктивного ареалу.

Національний природний парк «Верховинський» – скельні угруповання лісового поясу на схилах масивів Прелудки, Гнетеса, г. Мокринів Камінь, болота гір Хитанка, Ротундул, Мокрин, угруповання з домінуванням осоки волотистої з перевалу

Шия та схилів г. Гнетеса.

НПП «Верховинський» знаходиться в Чивчино-Гринявських горах (верхів'я Білого і Чорного Черемошів) і має загальну площу 12022,9 га. Це найбільш віддалена і важкодоступна частина Українських Карпат. За фізико-географічним районуванням (Екологічна ..., 2007-08) переважна більшість території національного парку знаходиться в межах Рахівсько-Чивчинської, а четверта частина – Полонинсько-Чорногірської областей Українських Карпат. За геоботанічним районуванням (Дідух, Шеляг-Сосонко, 2003) територія належить до Свидовецько-Покутсько-Мармароського округу Східно-Карпатської гірської підпровінції Центрально-Європейської провінції Європейської широколистяно-лісової області.

За попередніми даними флора судинних рослин НПП «Верховинський» налічує понад 700 видів, серед яких низка ендемічних та 59 видів судинних рослин, занесених до Червоної книги України (2009), аналіз поширення яких, методом сіткового картування, дозволив виявити низку осередків концентрації фіторізноманіття парку (рис. 6.7).

Основу парку формує лісова рослинність, зокрема переважають хвойні ліси і угруповання криволісся класу. У цьому регіоні на Чивчинських горах добре збереглася первинна кліматична верхня межа лісу (Малиновський, 1980), яка проходить на висоті 1590 м н. р. м. Важливе соціологічне значення на території НПП «Верховинський» мають скельні угруповання класу *Asplenietea trichomanis*, які трапляються на схилах масивів Прелуки, Гнетеса, г. Мокринів Камінь і представлені ценозами двох асоціацій – *Cystopteridetum fragilis* і *Saxifragetum luteo-viridis*. Угруповання цих асоціацій займають невеликі за площею ділянки (10–30 м²), але у їх складі росте низка раритетних видів: *Aster alpinus*, *Saxifraga luteoviridis*, *S. aizoides*, *Elisanthe zawadskii*, *Ptarmica tenuifolia*, *Festuca saxatilis*, *Silene dubia*, *Jovibarba preissiana*, *Campanula kladni-ana*, *Cystopteris alpina* та інші. Найбагатшими на раритетні види на території парку є угруповання субальпійських та альпійських лук класу *Elyno-Seslerietea*, що представлені в його межах однією ендемічною асоціацією – *Festucetum saxatili*. Ценози цієї асоціації трапляються серед відслонень карбонатних порід на схилах масивів Прелуки, Гнетеса, горах Мінчель, Фатія Банулуї, Ротундул, Мокринів Камінь. Най-

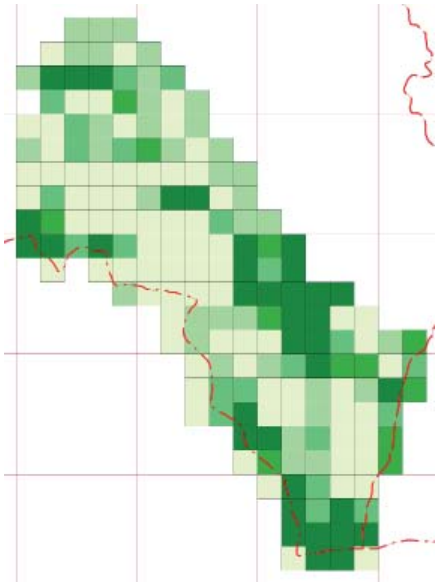


Рис. 6.7. Схематична карта поширення раритетного фіторізноманіття НПП «Верховинський».

ціннішими у созологічному відношенні є угруповання з домінуванням *Carex paniculata*, які формуються на карбонатному субстраті й відносяться до союзу *Caricion davallianae*, хоча типові болота з домінуванням цього виду належать до асоціації *Caricetum paniculatae*, характерної для евтрофних боліт (*Magnocaricion elatae*, пор. *Phragmitetalia*) (Hrivnak, 2001). Отже, це цікаві біотопи, що описані з перевалу Шия та схилів г. Гнетеса. У їхньому складі з високим ступенем рясності трапляється вузьколокальний ендемічний вид *Saussurea porcii*, співдомінантом є ще один ендемік – *Festuca porcii*; з інших раритетних видів трапляються *Swertia perennis*, *Dactylorhiza*

cordigera, *Listera ovata*, *Carex buxbaumii*, *Iris sibirica*, *Primula poloninensis*, *Phyteuma tetramerum* та ін. Невеликі за площею ділянки на різних гіпсометричних рівнях займають угруповання *Carex rostrata*.

Важливе природоохоронне значення на території НПП «Верховинський» мають угруповання оліготрофних верхових боліт класу *Oxycocco-Sphagnetea*. На покриві сфагнових мохів тут ростуть *Oxycoccus microcarpus*, *O. palustris*, *Carex pauciflora*, *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia*. Такі болота відомі з гір Хитанка, Ротундул, Мокрин. Виходячи з гідрофільного характеру цих рідкісних угруповань, вони відносяться до категорії загрожуваних і під впливом кліматогенних змін можуть трансформуватися, або бути втрачені.

Національний природний парк «Черемоський» – природні комплекси г. Великий Камінь (хр. Чорний Діл), урочища Жупани і Білий потік. В основі цього комплексу знаходиться НПП «Черемоський», що має загальну площу 7117,5 га. Його те-

риторія складається з суцільного масиву площею 6856,1 га, який знаходиться у витоках Білого Черемошу, та п'яти відокремлених ділянок (від 18,0 до 107,0 га;).

За фізико-географічним районуванням (Екологічна ..., 2006-08) переважна більшість території національного парку знаходиться в межах Рахівсько-Чивчинської та Полонинсько-Чорногірської областей Українських Карпат, дві з відокремлених ділянок розташовані в Зовнішньокарпатській області. За геоботанічним районуванням (Дідух, Шеляг-Сосонко, 2003) територія належить до Свидовецько-Покутсько-Марамароського округу Східно-Карпатської гірської підпровінції Центрально-європейської провінції Європейської широколистяно-лісової області.

Територія НПП «Черемоський» розташована в діапазоні висот 940-1574 м н. р. м. і вирізняється складною геологічною будовою, оскільки знаходиться на північно-східній периферії Марамароського кристалічного масиву – прадавнього герцинського ядра Карпат. Геоморфологічна будова парку тісно пов'язана з тектоніко-геологічною будовою та історією розвитку гірського регіону в цілому. Основними орографічними структурами на його території є субмеридіональні пасма Яровиця – Томнатик у східній частині національного парку з абсолютними відмітками 1574 м н. р. м. (г. Томнатик) та Чорний Діл – Жупани (абс. відмітки 1480,8 м н. р. м.), відокремлені від сусідніх пасом глибокими долинами верхів'їв Білого Черемошу – річок Сарата і Перкалаб, які є головними річковими дренами території парку. Найнижча відмітка у руслі р. Білий Черемош 940 м н. р. м., що свідчить в цілому про середньогірний характер рельєфу.

На території НПП «Черемоський» на основі узагальнення сіткових карт поширення раритетних видів та угруповань виділено низку центрів фіторізноманіття (рис. 6.8). Тут переважають угруповання шпилькових бореальних лісів класу *Vaccinio-Piceetea*, деревостан яких утворений *Picea abies*, дуже рідко трапляється *Pinus cembra* (г. Великий Камінь). У складі угруповань росте низка раритетних, занесених до Червоної книги України (2009) видів: *Listera ovata*, *Huperzia selago*, *Goodyera repens*, *Corallorhiza trifida*, *Crocus heuffelianus*. Саме на г. Великий Камінь спостерігається підвищення верхньої межі лісу, яка представлена ялиниками і має вторинний характер. У складі ценозів асоціації *Calamagrostio villosae-Piceetum* виявлено низку рідкісних, уклю-

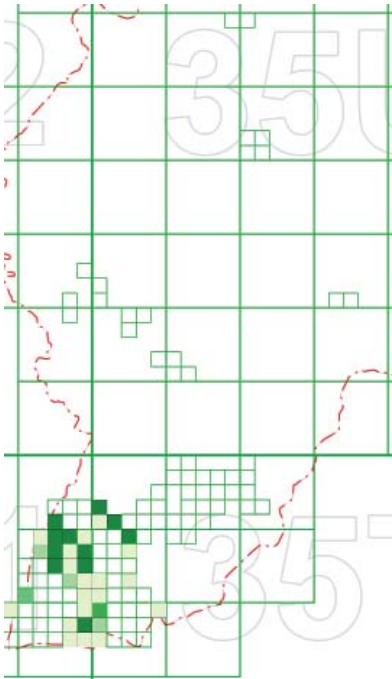


Рис. 6.8. Схематична карта поширення раритетного фіторізноманіття НПП «Черемоський»

чених до Червоної книги України (2009) видів: *Lilium martagon*, *Epipactis atrorubens*, *Listera ovata*, до того а також один регіонально-рідкісний вид *Carduus glaucus*.

З території парку (вершина г. Великий Камінь) вперше описані рідкісні в Українських Карпатах угруповання асоціації *Dryopteridetum robertianae* (клас *Thlaspietea rotundifolii*), які приурочені до сухих кам'янистих осипищ карбонатних порід. Для них характерне виразне домінування *Gymnocarpium robertianum* за участю таких видів, як *Galium album* subsp. *suberectum*, *Saxifraga paniculata*, *Carduus defloratus* subsp. *glaucus*, *Campanula rapunculoides*, *Geranium robertianum*, *Scabiosa lucida* subsp. *barbata* та ін.

Значну площу на території НПП «Черемоський» займають справжні та пустищні луки, які поширені переважно на південних схилах пасма Яровиця – Томнатик, в околицях с. Сарата, місцями на хребтах Чорний Діл і Жупани. Переважно це післялісові луки, що сформувалися на місці зведених лісів і наступного використання цих ділянок під пасовища або сіножаті. Флористичне ядро формують злаки: *Cynosurus cristatus* (5–7 %), *Festuca pratensis* (15–20 %), *F. rubra* (5–10 %), *Agrostis tenuis* (3–30 %), *Anthoxanthum odoratum* (3–10 %), *Dactylis glomerata* (3–5 %), *Phleum pratense* (3–10 %); крім того, у цих угрупованнях добре представлений блок видів власного класу *Molinio-Arrhenatheretea*. У складі ценозів виявлено низку рідкісних, занесених до Червоної книги України (2009) видів (*Gymnadenia conopsea*, *Dactylorhiza majalis*, *Listera ovata*, *Traunsteinera globosa*), а також уключений в Додаток I до Бернської конвенції вид *Campanula serrata*.

Саме у складі цих лук, в угруповання союзу *Cynosurion* R.Тх. 1947 було виявлено одну з найрідкісніших рослин на території НПП «Черемоський» та Українських Карпат *Nigritella carpatica*.

Цінними в созологічному відношенні є скельні угруповання лісового поясу класу *Asplenetea trichomanis*, які поширені в основному на хр. Чорний Діл і представлені ценозами двох асоціацій союзу *Cystopteridion*. Зокрема, на схилах південно-західної експозиції вапнякових скель г. Великий Камінь (хр. Чорний Діл) виявлено ценози асоціації *Asplenio-Cystopteridetum fragilis*. Угруповання поширені в нижній частині субальпійського поясу Чивчинських гір на висоті 1300–1400 м н. р. м. і займають невеликі ділянки площею 10–30 м². Діагностичні види асоціації: *Asplenium viride* та *Cystopteris fragilis*. Компонентами угруповань цієї асоціації є популяції раритетних, уключених до Червоної книги України (2009) видів (*Saussurea discolor*, *Lilium martagon*, *Epipactis atrorubens* і *Listera ovata*), а також регіонально-рідкісного виду *Carduus glaucus*. Угруповання асоціації *Saxifraga luteo-viridis*–*Trisetum alpestre* поширені на скельних відслоненнях г. Великий Камінь. У рослинному покриві значну фітоценотичну роль відіграють *Saxifraga paniculata*, *Trisetum alpestre*, *Festuca saxatilis*. До складу угруповань приурочені популяції низки раритетних видів, серед яких *Elisanthe zawadskii*, яка охороняється як на світовому, європейському (Європейський червоний список) (Мосякін, 1999), так і на загальнодержавному рівнях, три види занесено до Червоної книги України (2009) (*Aconitum jacquinii*, *Saussurea discolor* і *Epipactis atrorubens*) та регіонально рідкісні види *Erysimum witmannii* й *Carduus glaucus*.

Особливе природоохоронне значення на території парку мають угруповання субальпійських та альпійських лук класу *Elyno-Seslerietea*, які формуються на карбонатних породах і приурочені до схилів південної експозиції. Вони представлені однією ендемічною для Східних і Південних Карпат асоціацією *Festucetum saxatilis*, яка належить до союзу *Festuco saxatilis*–*Seslerion bielzii*. Угруповання асоціації *Festucetum saxatilis* приурочені до вапнякових скель південної, південно-східної, західної експозиції крутизною 60–80° г. Великий Камінь. Флористичне ядро асоціації утворюють монтанні види, серед яких досить високе проєктивне покриття мають *Festuca saxatilis*, *Thymus alpestris*, *Thesium alpinum*, *Trisetum alpestre*, *Galium bellatulum*, *Carduus glaucus*,

також трапляються *Acinos baumgartenii*, *Carex ornithopoda*, *Phyteuma orbiculare*, *Hieracium villosum*, *Anthyllis alpestris*. З числа рідкісних, уключених до «Червоної книги України» (2009) у складі угруповань виявлено *Botrychium lunaria*, *Aconitum jacquinii*, *Astrantia major*, *Crepis jacquinii*, *Saussurea discolor*, *Jovibarba hirta*, *Epipactis atrorubens*; крім того, рідкісним є, включений до Європейського червоного списку *Silene dubia*, регіональної охорони потребує *Carduus glaucus*.

У Чивчинських горах (хр. Чорний Діл, ур. Слатина) та Гринявських горах (хр. Яровиця, ур. Верещиха) наявні групування за участю *Nigritella carpatica*, що поширені на карбонатомісних субстратах у верхній та середній частинах (привершинних ділянках) схилів західної, північно-західної та південної експозиції крутизною 10–15°. У складі угруповань виявлено низку рідкісних, уключених до Червоної книги України (2009) видів: *Botrychium lunaria*, *Aquilegia nigricans*, *Gentiana acaulis*, *Crocus heuffelianus*, *Lilium martagon*, *Coeloglossum viride*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*, *Pseudorchis albida*, *Traunsteinera globosa*, *Carex umbrosa*.

Раніше ці ділянки інтенсивно використовували для заготівля сіна, що сприяло підтримці та розвитку лучних систем, а нині спостерігається процес заростання схилів ялиною, що спричинить зникнення популяції цього виду. Зважаючи на насиченість угруповань раритетними видами й обмеженість їх поширення, ця ділянка потребує запровадження відповідного режиму сінокосіння, що забезпечить їх нормальне відтворення та охорону.

Досить рідкісними є угруповання асоціації *Anthyllidi-Trifolietum montanii* (all. *Arrhenatherion elatii*), що приурочені до схилів південної експозиції ур. Жупани (висота 1115 м н. р. м.). Компонентами угруповань асоціації є популяції низки раритетних видів: *Gymnadenia conopsea*, *Neotinea ustulata*, *Gymnadenia densiflora*, *Campanula serrata*.

Болотні угруповання в межах НПП «Черемоський» різноманітні в ценотичному й оригінальні у флористичному відношеннях, трапляються на всіх гіпсометричних рівнях – від долин річок до привершинних схилів. Проте, найціннішими на території парку є карбонатні болота (*Scheuchzerio-Caricetea fuscae*) з домінуванням *Carex paniculata*, виявлені на схилах хр. Чорний Діл в ур. Білий потік. Вони характеризуються багатим видовим складом за участю таких рідкісних, включених до Червоної книги

України (2009) видів, як *Swertia perennis*, *Dactylorhiza cordigera*, *D. majalis*, *Listera ovata*, *Carex umbrosa*, *Festuca porcii*, *Ligularia sibirica*. Невеликі за площею ділянки займають угруповання з домінуванням *Carex rostrata*, *C. vesicaria*, *C. nigra*.

Дуже рідкісними на території НПП «Черемоський» є карбонатні приджерельні угруповання класу *Montio-Cardaminetea*. Вони займають невелику площу у витоках потоку карстового походження в ур. Білий потік, потребують особливої уваги созологічного характеру і належать до союзу *Cratoneurion commutati*. У їхньому складі переважно домінують мохи, а також ростуть стенотопні види з широким ареалом, багато з яких є рідкісними, зокрема, *Listera cordata*, *Cystopteris montana*, *Swertia perennis*, *Pinguicula alpina*, *Ligularia sibirica*, *Cortusa matthioli*, а також ендемік *Festuca carpatica*. Хоча прямої загрози від кліматичних змін цим біотопам і немає, проте, враховуючи їх невеликі площі (до декількох десятків м²), обмеженість виходів карбонатних порід у Карпатах, їх зникнення може спричинитися загальною зміною гідрорежиму (тобто зниження кількості опадів у горах), безпосередньою господарською діяльністю та зміною ценотичних умов оточення (наприклад, затінення деревним ярусом). Усе це вимагає розробки спеціальних запобіжних заходів їх охорони.

Описані осередки різноманіття на прикладі Буковинських Карпат можуть слугувати полігонами моніторингу за динамікою популяцій рідкісних видів, ценозів та біотопів. Однак, кількість таких осередків у Карпатах досить значна і вони потребують детального дослідження.

7 ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОСЛИННОСТІ ПОЛЬСЬКИХ ТАТР, УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ТА ГІРСЬКОГО КРИМУ

На сучасному етапі розвитку природничо-екологічних наук, зокрема і геоботаніки, важливу роль відіграє застосування кількісних методів аналізу, що дає можливість проводити порівняння ценозів, оцінювати ступінь їх диференціації відповідно до впливу різних факторів, а відтак розробляти прогнози можливих змін. Така оцінка можлива в аспекті як порівняння і визначення місця ценозів серед собі подібних, так і відношення їх до зміни зовнішніх факторів. У цьому аспекті перспективним є використання методики фітоіндикації, де замість прямих вимірів використовуються бальні шкали

Однак, можливості цього методу дозволяють порівнювати не лише окремі синтаксони між собою (α -ценорізноманіття) чи їх зміну в межах даного ландшафту (β -ценорізноманіття), але і співставляти їх за всією сукупністю для досить віддалених регіонів (γ -ценорізноманіття). Особливо це актуально для гірських систем, які характеризуються досить гетерогенним рослинним покривом, а у зв'язку з відповідними кліматогенними змінами реакція екосистем досить не однозначна і не однотипна, що залежить від їх відношення до дії тих чи інших факторів, лімітуючих меж, резистентності, стійкості тощо. Модельними об'єктами для такого аналізу нами обрані гірські системи Польських Татр, Українських Карпат і Гірського Криму. Зокрема, ми хотіли отримати відповідь на наступні питання: наскільки синтаксономічний склад рослинності Українських Карпат відрізняється від такого Гірського Криму чи Татр в екологічному відношенні? Чи однакова реакція синтаксонів різного типу по відношенню до дії певних екологічних факторів у різних гірських системах і як змінюється характер такої залежності? Яке місце займають ці регіони в системі глобального екопростору біосфери? На ці питання неможливо дати вичерпні відповіді, тому ми розглядаємо їх як попередню оцінку, зроблену на прикладі обраної вибірки синтаксонів трьох гірських регіонів.

Об'єктом досліджень є рослинність відповідних гірських масивів (Польських Татр, Українських Карпат, Гірського Криму),

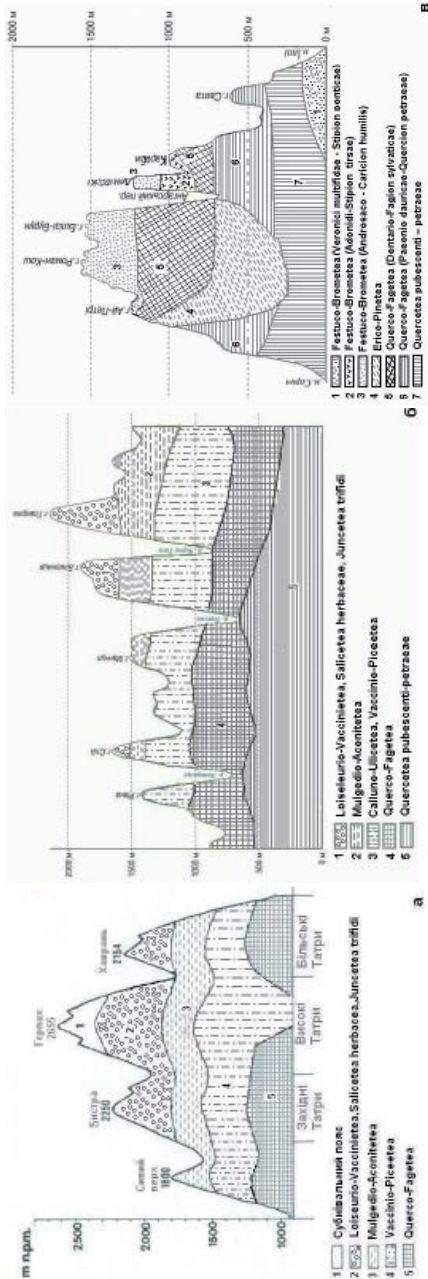


Рис. 7.1. Висотна поясність Польських Татр (а), Українських Карпат (б) та Гірського Криму (в)

що відображає специфіку їх біотопів. Максимальна висота Польських Татр сягає 2503 м (г. Риси) (Przyroda..., 1996), Українських Карпат – 2061 м. (г. Говерла), Гірського Криму – 1545 м (г. Роман-Кош). Якщо аналізом було охоплено всі пояси рослинності Українських Карпат та Гірського Криму (рис. 7.1), то в Татрах лише до субнівального, а вище 2250 м н. р. м. рослинність представлена криптогамними угрупованнями, які нами не розглядаються. Поряд з різною висотою ці гірські системи відрізняються за типом висотної поясності. Для Татр та Карпат характерний атлантичний або гумідний тип (Гребенщиків, 1957; Вальтер, 1982,), а Гірський Крим представлений варіантами від гумідного (північний макросхил) до ксерофітного (південний макросхил) середземноморського типу (Гребенщиків, 1957; Вальтер, 1974; Дидух, 1992). Такий топологічний розподіл синтаксонів у залежності від зміни гіпсометричної висоти трактується нами як аналіз β-ценорізноманітності.

В аналізі не представлені азональні угруповання (водні, прибережно-болотні, заплавні ліси), тобто такі, що

формується на гідрогенних субстратах. Ми не ставили за мету детально оцінити все синтаксономічне багатство, а відібрали лише певні «реперні» угруповання на рівні союзів провідних класів, для чого використали більше 10 геоботанічних описів, виконаних нами та опублікованих у літературі.

Татри, лежать у зоні гумідного клімату, який визначає атлантичний тип поясності: верхній пояс субнівальний (від 2300 до найвищої вершини 2499 м н. р. м. (г. Риси)) *Rhizocarpetea geographici* (*Rhizocarpion geographicae*) на літосолях, *Oreochloetum distichae* (*subnivale*), альпійський (1800-2300 м н. р. м. *Oreochloa distichae-Juncetum trifidi* – на кислих ранкерах, *Festuco versicoloris-Seslerietum tatrae* – на карбонатних рендзинах), субальпійський (1550-1800 м н. р. м.; *Pinetum mughi silicosum* – на регосолях, *Pinetum mughi calcicosum* на рендзинах, *Adenostyilion alliariae*), гірсько-лісовий (1200-1500 м н.р.м.; *Plagiothecio-Picetum* – підзоли на гранітах, *Polysticho-Piceetum* – рендзини на карбонатах), підгірський (500-1200 м н.р.м.; *Dentario glandulosae-Fagetum*, *Luzulo-Fagetum*) – на камбріосолях (бурих ґрунтах) (Коморноцькі, Skiba, 1996). Класичні передгір'я в Татрах відсутні, тому для повного екологічного профілю нами були проведені дослідження в Пенінському національному парку (НП) (*Fagion sylvaticae*, *Carpinion betuli*, *Asplenion trichomanes*) та Ойцовському НП (ксерофітні трав'янисті угруповання кл. *Festuco-Brometea*, *Cirsio-Brachypodion pinnati*). Велика різноманітність угруповань Татр та згаданих сусідніх територій відзначається не лише крайніми межами по відношенню до кліматичних факторів (від рівнин до субнівального поясу), але і специфікою геологічних порід (від кислих гранітоїдів до лужних карбонатів), наявністю субстратів різного зволоження, розпушеності і т.д. у значній різноманітності варіантів. Для нас це важливо тому, що багато рідкісних, відомих із одного-кількох місцезнаходжень, видів рослин Українських Карпат тут трапляються досить звичайно: *Leontopodium alpinum*, *Biscutella laevigata*, *Heliosperma quadripetala*, *Ranunculus thora*, *Rodiola rosea*, *Saxifraga caesia*, *S. androsacea*, *S. moschata*, *S. cernua*, *Selaginella saliginoides*, *Oreochloa disticha*, *Veronica alpina* тощо.

Отже, в Татрах прослідковується досить висока кліматична й едафічна диференціація рослинності, ступінь якої набагато вищий, ніж в Українських Карпатах і Кримі.

Рослинність Українських Карпат характеризується висотною диференціацією, характерною для гумідного атлантичного типу поясності і вона аналогічна до татранської (рис 7.1б). Хоча різноманітність рослинних угруповань тут нижча, ніж у Татрах, однак для аналізу були використані наявні в нас описи більшої кількості синтаксонів:

Поясність Гірського Криму якісно відрізняється від попередніх гірських систем і характерна для гір Середземноморського регіону. Інша особливість полягає в тому, що поясність південного та північного макросхилу різна, тому ми виділяємо наступні пояси. Північний макросхил: нижній лісостеповий геміксерофільних лісів *Carpino orientalis-Quercion pubescentis* та справжніх степів *Veronici multifidae-Stipion ponticae* на чорноземах (до 400 м н. р. м.), середній – лісів *Paeonio dauricae-Quercion petraeae* та лучних степів *Adonidi-Stipion tirsae* (від 400-450 до 700-800 м н. р. м.), верхній – неморальних лісів *Dentario quinquefoliae-Fagion sylvaticaе* (від 700-800 до 1200-1250 м н. р. м.) на бурих лісових ґрунтах. Столоподібну вершину гряди (яйла) (1200-1250 до 1445 м н. р. м.) займають гірські лучні та петрофітні степи *Androsaco-Caricion humilis*, а в карстових воронках формуються лучні угруповання *Helictotricho (compressi)-Bistortion officinalis*. Південний макросхил: нижній пояс геміксерофільних лісів та рідколісь *Elytrigio nodosae-Quercion pubescentis*, *Jasmino-Juniperion excelsae* та однорічних злакових угруповань *Bromo-Hordeion murine*, що мають назву «саванноїди» (0-450 м н. р. м.) на коричневих ґрунтах, середній лісовий пояс мезоксерофільних та ксеромезофільних лісів *Paeonio dauricae-Quercion petraeae*, *Brachypodio rupestris-Pinion pallasianaе*, верхній пояс - неморальних *Dentario quinquefoliae-Fagion sylvaticaе* та гірськобореальних лісів *Carici humilis-Pinion kochianaе*. Таким чином, поясність північного макросхилу повністю відповідає середземноморському типу гумідного ряду поясності, куди проникають степи, а південного представляє собою перехід від гумідного до ксерофітного ряду, при чому останній з підвищенням гіпсометричної висоти заміщується від південного аридного до північного континентального типу (Дидух, 1992).

Отже верхня межа проаналізованих біотопів для Татр – це субнівальний пояс, для Карпат – альпійський, а для Гірського Криму – лучно-степовий яйлинський пояс (*Androsaco-Caricion humilis*). Нижній пояс лісів Татр і Карпат – дубові ліси *Quercetea*

pubescenti – petraeae, а для Криму – лісостеповий геміксерофільних рідколісь (*Quercetea pubescenti – petraeae*, та степів (*Veronici multifidae- Stipion ponticae*) та південного узбережжя.

На основі методики синфітоіндикації була розрахована оцінка амплітуд показників екофакторів для кожного союзу і встановлена закономірність розподілу останніх (рис.7.2). Як видно із загальної картини, найчіткіша закономірність розподілу характерна для кліматичних показників: термо-, омброклімату, кріоклімату, менш чітка – для континентальності. При цьому спостерігається суттєва різниця за показниками більшості факторів для гірських регіонів Центральної Європи та Середземномор'я, а для Татр і Карпат вони досить подібні. Так, розмах амплітуд вологості Татр дещо ширший, ніж Карпат, через значну різноманітність у Татрах сухіших угруповань *Asplenietea trichomanis* (10,5) і вологіших *Mulgedio-Aconietea* (12,75). Середнє значення (екофон) показників цих гірських систем лежить в зоні 11,7 балів, що відповідає неморальним лісам. Натомість в Гірському Криму полюсні типи угруповань представлені найвологішими лісами (*Dentario quinquefoliae-Fagion sylvaticae*, 11,7), та найсухішими степами (*Veronici multifidae-Stipion ponticae*, 8,0 балів) і скельними угрупованнями (*Drabo-Campanulion tauricae* та *Ptilostemonion echinocephali*; 8,0). Показники екофону тут становлять 9,85 бала, що відповідає геміксерофільним лісам *Quercetea pubescenti-petraeae*, а серед трав'яних – лучній рослинності кл. *Molinio Arrhenatheretea*, хоча ці угруповання в Криму знаходяться в різних висотних поясах.

Змінність зволоження (fH) через відсутність гідрофільних ценозів коливається у вузьких межах, їх показники ближчі між собою й у значній мірі перекриваються. Так, виявлено, що в біотопах Татр цей показник коливається в межах 1 балу (4,5-5,5). Карпати відрізняються найширшою амплітудою (4,0-6,5 бала). Хоча для Криму ця амплітуда теж вузька (5,0-6,0 бала), найнижчі показники характерні для неморальних лісів *Dentario-Fagion* та найсухіших хазмофітних угруповань *Ptilostemonion echinocephali*, де волога на щербенистих осипах не затримується, а найвища для лучних угруповань *Molino-Arrhenatheretea*, де протягом сезону показники вологості найбільш коливаються.

Досить суттєво перекриваються амплітуди показників аерації ґрунтів (Ae) та вмісту мінерального азоту (Nt), що пов'язані з режимом зволоження. При цьому показники аерації для Татр і

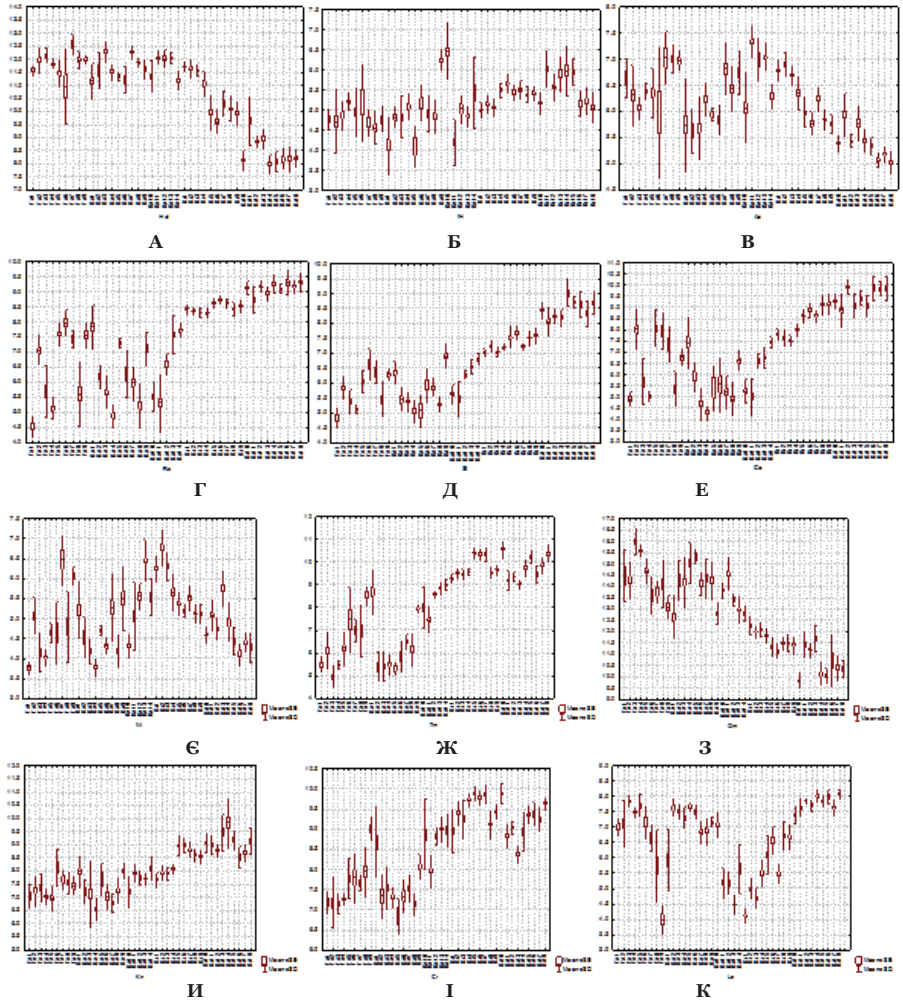


Рис. 7.2. Екологічні амплітуди та оптимуми синтаксонів рослинності Польських Татр (Тa), Українських Карпат (Кa) та Гірського Криму (Кr) за екологічними факторами:

a) Hd, б) fH, в) Ae, г) Rc, д) Sl, e) Ca, є) Nt, ж) Tm, з) Om, u) Kn, i) Cr, κ) Lc.
 Ta1 – *Loiseurio – Vaccinietea*, Ta2 – *Thlaspietea rotundifolii*, Ta3 – *Saliceteta herbacea*, Ta4 – *Junceteta trifidi*, Ta5 – *Elyno-Seslerietea*, Ta6 – *Asplenietea trichomanis*, Ta7 – *Mulgedio-Aconitetea*, Ta8 – *Vaccinio – Piceeteta*, Ta9 – *Quercu-Fagetea*, Ka1 – *Asplenietea trichomanis*, Ka2 – *Thlaspietea rotundifolii*, Ka3 – *Saliceteta herbaceae*, Ka4 – *Junceteta trifidi*, Ka5 – *Carici rupestris-Kobresietea bellardii*, Ka6 – *Elyno-Seslerietea*, Ka7 – *Mulgedio-Aconitetea*,

Ka8 – Loiseleurio-Vaccinietaea, Ka9 – Molinio-Arrhenatheretea, Ka10 – Calluno-Ulicetea, Ka11 – Vaccinio-Piceetea, Ka12 – Quercetea robori-petraeae, Ka13 – Quercu – Fagetea, Ka14 – Quercetea pubescenti-petraeae, Kr1 – Quercu-Fagetea, Dentario quinquefoliae – Fagion sylvaticae (Lathyro aurei-Fagetum), Kr2 – Q.-F., Dentario-Fagion (Ranunculo-Fraxinetum excelsa), Kr3 – Q.-F., Dentario – Fagion (Lasero trilobi-Carpinetum betuli), Kr6 – Quercetea pubescenti-petraeae, Elytrigio nodosae-Quercion pubescentis, Kr7 – Quercetea pubescenti-petraeae, Carpino orientalis-Quercion pubescentis (Physospermo-Carpinetum orientalis), Kr8 – Erico-Pinetea, Carici humilis-Pinion kochianae, Kr9 – Erico-Pinetea, Brachypodio rupestris-Pinion pallasianae, Kr10 – Quercetea pubescenti – petraeae, Jasmino-Juniperion excelsae, Kr11 – Molinio-Arrhenatheretea, Arrhenatheretalia, Trifolio-Brizion elatioris, Helictotricho-Bistortion officinalis, Kr12 – Festuco-Brometea, Androsaco-Caricion humilis, Kr13 – Festuco-Brometea, Adonidi-Stipion tirsae, Kr14 – Festuco-Brometea, Veronici multifidae-Stipion ponticae, Kr15 – Chenopodietea, Sisymbrietalia officinale, Bromo-Hordeion murini, Kr16 – Alyso-Sedetea, Drabo cuspidatae-Campanulion tauricae, Kr17 – Festuco-Brometea, Bromopso tauricae, Asphodelinetum tauricae, Kr18 – Drypsidetea, Ptilostemonion echinocephali

Карпат співпадають: Татри – 5,5 бала *Asplenietea trichomanis*, 7,25 – *Mulgedio-Aconietea*, 6,37 – екофонові *Elyno-Seslerietea* і *Juncetea trifidi*; Карпати – 5,5 бала *Thlaspietea rotundifoliae*, 7,3 – *Vaccinio-Piceetea*, 6,4 – екофонові *Loiseleurio-Vaccinietaea*. Для Кримських гір через сухіші умови ці показники дещо зміщені в бік вищої аерації від 5,0 (*Ptilostimon*) до 6,9 (*Dentario quinquefoliae-Fagion sylvaticae: Ranunculo constantinopolitanus-Fraxinetum excelsa*), 5,95 – екофонові *Quercetea pubescenti-petraeae* та *Molinio-Arrhenatheretea*).

За вмістом мінеральних форм азоту (Nt) ці амплітуди фактично повністю перекриваються. Так, найбіднішими в Татрах є угруповання *Loiseleurio-Vaccinietaea* (3,75), найбагатшими – *Mulgedio-Aconitetea* (6,7), а оптимальні *Thlaspietea rotundifolii* (5,22); відповідно для Карпат – це *Juncetea trifidi* (3,75) – *Quercu-Fagetea* (6,5), оптимальні – *Asplenietea trichomanis* (5,1). Тобто, для обох гірських систем оптимум характерний для таких бідних скельних угруповань, у тріщинах або між уламками яких акумулюється багатий на гумус ґрунт. Хоча для Гірського Криму абсолютні показники близькі, але типи угруповань тут зовсім інші, найбіднішими є сухі наскельні *Drabo-Campanulion taurica* (4,0), а найбагатшими ясеневі ліси (*Ranunculo constantinopolitanus-Fraxinetum excelsa*) (6,9), а екофонові значення (5,45) притаманні лісам північного макросхилу з домінуванням *Quercus pubescens* союзу *Carpino orientalis-Quercion pubescentis*.

Значно різкішим градієнтом характеризуються зміни трофічних факторів, хоча показники Татр і Карпат помітно перекри-

ваються. Так амплітуда кислотності ґрунтів (Rc) найширша для Татр, оскільки тут наявні як відклади лужних так і кислих порід. Найацидофітніші умови (4,5 бала) притаманні біотопам *Loiseurio-Vaccinieta*, найбазифітніші (8,1) – *Asplenieta trichomanes*, а для оптимальних умов (6,3) індикаторні біотопи відсутні, оскільки, як видно з рис. 7.2г на діагоналі Rc угруповання чітко розподілені на дві групи: базифільну та ацидофілну. Натомість у Карпатах у найацидофітніших умовах знаходяться угруповання *Juncetea trifidi* (4,9), в найбазифітніших *Asplenieta trichomanis* (8,0), а в оптимальних *Elyno-Seslerietea* (6,45). У Гірському Криму мінімальні показники кислотного режиму відповідають максимальним Татр (ліси *Quercetea pubescent-petraeae*), максимум досягає рівня 9,3 (наскельні угруповання *Drabo-Campanulion tauricae* і *Ptilostemion echinocephali*). Оптимум (8,65 бала) характерний для сухих геміксерофілних лісів південного берега Криму *Elytrigion nodosae-Quercetum pubescentis*.

Фактично, аналогічна ситуація характерна для показників засолення ґрунту (Sl), де амплітуди для Татр і Карпат співпадають: мінімум – (4,75) *Loiseurio-Vaccinieta* (Татри), (5,1) *Carici rupestris-Kobresietea bellardii* (Карпати), максимум – (6,85) *Asplenieta trichomanis* (Татри), (7,0) *Molinio-Arrhenatheretea* (Карпати). В оптимальних для Татр умовах формується угруповання класу *Thlaspietea rotundifolii*, а для Карпат – *Elyno-Seslerietea*. Для Криму, як і за попереднім фактором, мінімальні показники (7,0) співпадають з максимальними Татр та Карпат і характерні для неморальних лісів *Dentario-Fagion*, *Lathyro aurei-Fagetum*, *Lasero trilobi-Carpinetum betuli*, а максимальні (9,1) – для степів *Veronici multifidae-Stipion pontica*. Оптимальні умови засолення характерні для луків *Arrhenatheretalia*.

За умовами карбонатності ґрунтів (Ca) показники для різних гірських систем дещо відмінні. Так, найнижчий вміст карбонатів у ґрунті фіксується в Карпатських ценозах від 4,2 бала (альпійські луки *Juncetea trifidi*) до 7,6 (карбонатні відслонення *Asplenieta trichomanis*), а оптимум (5,9) для відслонень *Elyno-Seslerietea*. У Татрах, як і у випадку з кислотністю, біотопи розділилися на дві групи: карбонатобонні і карбонатофітні, що фактично не перекриваються. Мінімум (4,8 бала) характерний для альпійських хазмофітних *Loiseurio-Vaccinieta*, а максимум (8,2) для рухляків *Thlaspietea rotundifolii* та відслонень карбонатних порід *Elyno-*

Seslerietea, для яких у Карпатах існують оптимальні умови. Для Криму найнижчі (7,5) показники карбонатності характерні для листяних лісів *Lasero trilobi-Carpinetum betuli*, найвищі (10,3) для біотопів карбонатних відслонень *Drabo-Campanulion taurica* (*Seseli-Potentillefolia*) та *Ptilostemonion*, а оптимум (8,9) індикується лучними біотопами *Arrhenatheretalia*.

Як і у випадку хімічних характеристик ґрунтів, досить різким градієнтом відрізняються і кліматичні показники, оскільки Татри та Карпати розташовані в помірній зоні, а Крим – у субсередземноморській. Так, показники терморезиму (Tm) для Карпат і Татр співпадають (слід ще раз зауважити, що угруповання субнівального поясу, характерні для Татр, тут не аналізуються). Ці показники для Татр коливаються від 4,9 балів (*Salicetea herbaceae*) – до 8,8 (*Querceto-Fagetea*), а екофонові значення мають субнівальні луки *Mulgedio-Aconitetea* та хвойні ліси *Vaccinio-Piceetea*, характерні для гірського та субальпійського поясів. У Карпатах найнижчий (5,1) показник має *Carici rupestris-Kobresietea bellardii*, а найвищий (9,0) – *Quercetea pubescenti-petraeae*, в той час, як екофоновими показниками не пересікається жоден із синтаксонів, а до нього наближаються, як і в попередньому випадку, класи *Mulgedio-Aconitetea* і *Vaccinio-Piceetea*. У Гірському Криму нижні (9,0-9,1 балів) показники терморезиму співпадають з верхніми Карпат і Татр та характерні для кримських луків і степів (*Adonidistipion tirsae*, *Arrhenatheretalia*) яйли. Найвищі (10,7 балів) приаманні ялівцевим рідколіссям нижнього поясу південного макросхилу (*Jasmino-Juniperion excelsae*), а екофонові – для степів нижніх поясів (*Veronici multifidae-Stipion pontica*).

З терморезимом найтісніше корелюють характеристики кріорежиму, що відображають середні значення найхолоднішого місяця – січня. Для Татр найнижчі (7,1 балів) показники кріорежиму характерні для угруповань трьох класів альпійського поясу (*Loiseurio-Vaccinietea*, *Thlaspietea rotundifolii* та *Salicetea herbacea*) (субкріофітні умови – 10–14 °С), найвищі (9,1 – гемікріофітні –2 –6 °С) – для лісів *Querceto-Fagetea*, а найближче до екофону знаходяться хвойні ліси *Vaccinio-Piceetea*. Для Карпат верхні показники практично збігаються (ліси класів *Querceto-Fagetea*, *Quercetea pubescenti-petraeae*), в той час, як нижні дещо тепліші (6,6 балів) і характерні для класу *Carici rupestris-Kobresietea bellardii*, які для Татр не описувалися, а найближче

до позначки 7,0 балів, як і в Татрах, знаходяться угруповання *Loiseurio-Vaccinietae*, з яких сніг взимку здувається і вони дуже промерзають (Малиновський, Крічфалушій, 2000). Найближчі до екофону (7,8) показники характерні також для хвойних лісів *Vaccinio-Piceetea*.

Якщо показник ізотерми 5 (мікротермний клімат 209 МДж/м²) характерний для клімату субальпійського та альпійського поясів Карпат, показник ізотерм 9 (субмезотермний клімат – 1884 МДж/м²) якраз збігається з ізохорою, яка проходить біля підніжжя Карпат і характерна для яйл Криму, в той час як для південного берега Криму він становить 11 балів (мезотермний – 2300 МДж/м²). Натомість діапазон ізохор кріоклімату в Гірському Криму розташований значно вище; найнижчий показник (8,0 балів –6 –10 °С) характерний для степів яйл (*Adonidi-Stipion tirsae*), а найвищий (10 балів –2, +2 °С) – для ялівцевих угруповань південного берега *Jasmino-Juniperion excelsae* та лісів *Quercion pubescentis* (вище –5 °С). В цьому випадку екофонові показники характеризують хвойні ліси верхнього лісового поясу (*Carici humilis-Pinion kochianae*).

Показники континентальності (Kn) характеризуються такими ж тенденціями змін. Зокрема, ми спостерігаємо найнижчі показники для карпатських луків альпійського поясу *Juncetea trifidi* (6,5 бали – 110 %), для татранських (6,8 – *Juncetea trifidi* та *Elyno-Seslerietea*), а найвищі для Карпат (8,2 – *Quercetea pubescenti-petraeae*) та Татр (8,4 – 125 % – *Asplenieta trichomanis*). У Криму ці показники дещо вищі: мінімум 7,6 балів (121 %) для лісів *Dentario quinquefoliae-Fagion sylvaticae*, максимум – 10,0 (145 %) для степів *Veronici multifidae-Stipion ponticae*, а середні екофонові (8,8 балів) характерні для лісів нижнього поясу *Carpino orientalis-Quercion pubescentis* та степів Ай-Петрі, які, по суті, між собою не мають нічого спільного.

Омброрежим (Om) залежить від кількості опадів та температури. Хоча тут спостерігається така ж загальна тенденція, але градієнт змін значно різкіший і в цілому, як і для терморезиму, сягає 6 балів, змінюючись від найзахідніших Татр до Карпат поступово й різко по відношенню до Криму. Найвищі показники омброрежиму (16 балів – 600-800 мм) характерні для татранських високогірних угруповань *Salicetea herbacea*, найнижчі для цих гір – 13 балів (0-200 мм) для лісів *Quercio-Fagetea*. Для Карпат

максимальні показники (15,5 балів) характерні для *Carici rupestris-Kobresietea bellardii*, мінімальні (12,5) – *Asplenietea trichomanis*. Натомість кримські біотопи різко відрізняються від попередніх. Їх максимальні значення лежать нижче (12,4) мінімуму Татр і Карпат і притаманні неморальним мезофітним лісам *Dentario-Fagion*, а найнижчі (10,0) – сухим ксерофітним рідколіссям *Jasmino-Juniperion excelsae*. До екофонових найбільше наближуються показники петрофітних угруповань *Drabo-Campanulion taurica (Seseli-Potentillefolia)*, що поширені від нижнього до верхнього поясів.

Як видно з рис. 7.2ж-і, в напрямку від Татр до Карпат і Криму підвищуються середні показники терморезиму, кріорезиму та континентальності, натомість знижуються – омброрезиму, що відображає положення цих гірських систем у глобальному екопросторі. Всі ці показники знаходяться у межах 40 – 60 % від шкал, тобто в оптимальних, комфортних умовах, хоча за показниками кріорезиму Гірський Крим виходить за межу 60 %, тобто знаходиться в області тепліших зим середземноморського клімату, а за омброрезимом вище цієї межі знаходяться показники Польських Татр, де відчувається вплив гумідного атлантичного клімату.

Важливі закономірності відкриваються на основі аналізу дендрограм щодо розподілу екофакторів. Як видно з рис. 7.3а і б, дендрограми Татр і Карпат дуже подібні: окремих кластер формують Hd та Om, високу спорідненість мають Nt-fH, Ae-Sl-Rc-Sa та Kp-Cr. Місце Tm та Lc суттєво змінюється. Натомість у Гірському Криму показник вологості ґрунту (Hd), тісно корелює із кліматичними (Om, Cr, Tm), а значить зміна останніх суттєво позначиться на значенні вологості у ґрунті. Хімічні властивості ґрунту тісно пов'язані між собою та континентальністю клімату. Швидкість розкладу азоту пов'язана зі змінністю зволоження, аерацією й освітленістю в ценозах. Отже важливим висновком є те, що розклад органіки в усіх випадках пов'язаний не стільки з наявністю чи відсутністю вологи, як з її різкою змінністю, а значить сезонним розподілом опадів. Наростання континентальності спричинює підвищення сольового вмісту, збільшення показнику рН, що є дуже небажаним для півдня.

Проаналізувавши загальні тенденції та розподіл біотопів по відношенню до зміни конкретних екофакторів, розглянемо характер зв'язку між останніми за комплексною оцінкою цих факторів.

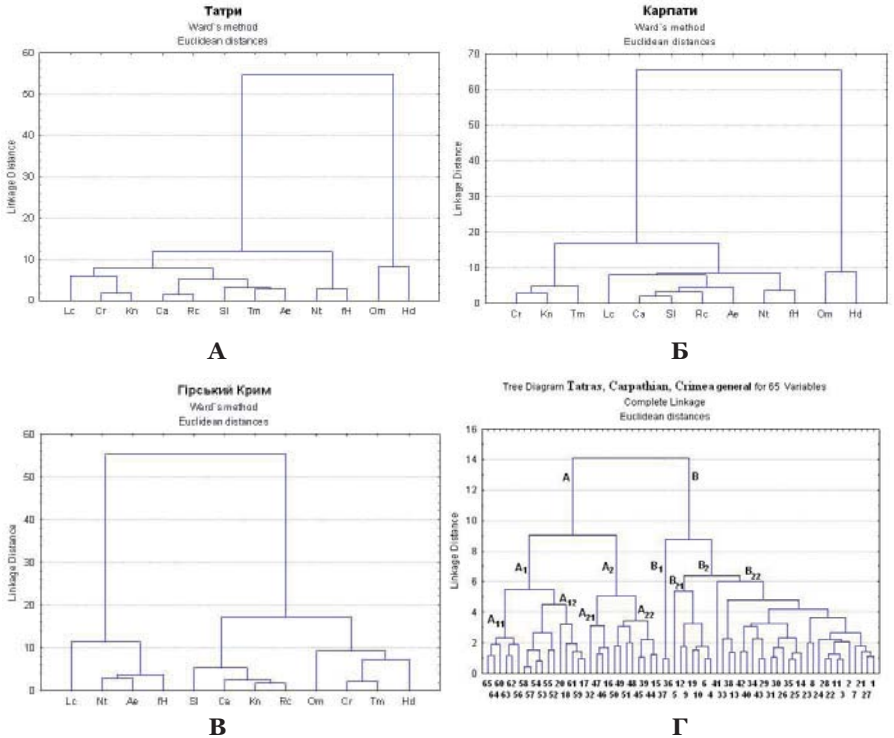


Рис. 7.3. Дендрограми евклідової дистанції за методом Варда: подібність екологічних факторів за характером змін їх показників для Польських Татр (а), Українських Карпат (б) та Гірського Криму (в); г) подібність синтаксонів (класів та союзів) за результатами фітоіндикації цих трьох регіонів (умовні позначення наведені в підписах до рис. 7.2).

Розподіл біотопів (рис. 7.3в) по осі X відбувається від найтеплішого та найсухішого *Ptilostemonion echinocephali*, що поширений на кам'янистих щербенистих осипах південного берегу Криму, до високогірних кріофітних *Loiseleurio-Vaccinietea* альпійського поясу Татр. Отже, такий розподіл визначається зміною кліматичних показників, що обумовлює висотну поясність гір.

Дендрограма розбивається на дві великі групи на рівні $D > 75$. Першу (А) (рис. 7.3г) формують кримські субсередземноморські біотопи, до складу яких входять ліси нижнього поясу (*Quercetea pubescenti-petraeae*), хвойні ліси (*Erico-Pinetea*) та степи і на-

скельні угруповання. До другої групи (В) відносяться всі біотопи Татр і Карпат, а також кримські неморальні ліси *Quercus-Fagetum*.

Це цілком логічно і свідчить про те, що вплив екологічних факторів, а не територіальні відмежування, є визначальним у синтаксономічній диференціації рослинності. У свою чергу група В на рівні $D > 35$ розділяється на дві. До першої (В1) входять неморальні ліси, субальпійські луки та наскельні угруповання лісового поясу, а до другої (В2) – хвойні ліси й угруповання високогір'я Карпат і Татр. На рівні $D > 10$ кожна група розділяється на дві: А11 – кримські степові, саваноїдні й наскельні угруповання та А12 – субсередземноморські листяні та хвойні ліси, а також луки і лучні степи. Зазначимо, що трав'янисті біотопи за екологічними показниками ближчі до лісових більш нижчих поясів, ніж тих, що розташовані в даному поясі. Група А11 розділяється на дві: до першої відносяться петрофітні наскельні угруповання *Ptilostemonion*, *Bromopsido tauricae-Asphodelinetum tauricae*, *Drabo-Campanulion tauricae Androsacio-Caricion humilis* та ялівцеві рідколісся *Jasmino-Juniperion excelsae*, а до другої - степові угруповання нижнього поясу *Veronico multifidae-Stipion ponticae* та саваноїди *Bromo-Hordeion murini*. Зокрема, угруповання ялівцевих рідколіс *Jasmino-Juniperion excelsae* відійшли до цієї групи, а не сусідньої, де знаходяться ліси кл. *Quercetum pubescenti-petraeae*. Це підтверджує думку тих європейських фітоценологів, які розглядають цей союз у складі класу *Junipero sabinae-Pinetum sylvestris*, а не *Quercetum pubescenti-petraeae* і свідчить про те, що синтаксономія даних типів угруповань потребує критичного перегляду, що вже здійснюється в рамках підготовки «Prodromus Vegetation Europeae».

Цілком допустимим є і те, що угруповання союзу *Androsacio-Caricion humilis* за екологічними характеристиками виявилися ближче до наскельних, ніж до типових степових, оскільки розглядаються нами у складі порядку *Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis*, а не *Festucetalia valesiaca*.

На цьому ж рівні ($D > 10$) у групі В1 виділяється кластер В11 – неморальні ліси Криму, Карпат і Татр (*Quercus-Fagetum*, *Quercetum robori-petraeae*, *Quercion petraeae* (останній хоча і відносять до кл. *Quercetum pubescenti-petraeae*, але це питання дискусійне), а також наскельні біотопи кл. *Asplenietum trichomanis*, а до другого кластеру В12 – луки та наскельні угруповання Татр. Група В2 роз-

ділилася на дві: B21 – хвойні ліси Карпат та Татр, субальпійські угруповання криволісся *Mulgedio-Aconitetea* та B22, що включає наскельні угруповання Карпат та альпійські біотопи класів *Juncetea trifidi* та *Loiseleurio-Vaccinietea* Татр і Карпат. Такий розподіл є цілком логічним, хоча окремі біотопи скельного типу дещо порушують таку логіку, що пояснюється їх специфікою, бідним флористичним складом, а також недостатньою репрезентативністю вибірки. Принагідно зауважимо, що форма кластеру є досить правильна і вкладається у правило «каскаду подвоєнь» (кожен наступний розподіл відбувається на рівні у два рази вище, ніж попередній) і заслуговує окремого аналізу з позицій фрактальної геометрії. Наступний етап аналізу полягав у оцінці кореляції між зміною показників окремих факторів. Як видно з кореляційної матриці (рис.7.4) всі графіки можна розділити на кілька груп:

- з лінійною залежністю (прямою чи зворотньою) кореляцією всіх трьох регіонів: Ca-Hd, Hd-Ae, Nt-Lc, Nt-Ae, Rc-Om, Sl-Kn, Sl-Om, Sl-Kn, Sl-Tm, Om-Kn, Tm-Om, Tm-Kn, Tm-Cr;
- кореляція спостерігається лише в межах певної гірської системи: Карпат – Татр (Rc-Nt, Nt-Tm, Nt-Om, Om-Cr, Tm-Lc, Om-Lc, Lc-Cr), Гірського Криму (Hd-Rc, Hd-Sl, Hd-Ca, Hd-Nt, Hd-Om, Ca-Nt, Ca-Om, Ca-Kn, Nt-Om, Nt-Kn, Lc-Hd, Lc-Ae, Lc-Sl, Lc-Ca, Om-Lc, Lc-Kn);
- кореляція відсутня (для всіх показників fH та інших), хоча бувають випадки, що в Європейських помірних і субсередземноморській гірських системах спостерігається протилежна кореляція (наприклад Lc-Om, Nt-Rc, Nt-Sl, Nt-Ca, Tm-Ae для Карпат – Татр прямолінійна, а для Гірського Криму оберненолінійна, або змінюється один з факторів (Tm-Hd – для Криму вологість, для Карпат – Татр – терморежим).

Закономірності зміни отриманих показників свідчать про те, що між неморальною та субсередземноморською зонами існує велика відмінність гідротермічних показників, що зумовлюють характер трансформації азотних сполук, але оскільки останні пов'язані з трансформацією енергії, то це важливо враховувати при прогнозуванні. При підвищенні терморежиму, зменшенні омброрежиму, достатній вологості азотні сполуки в Карпатах та Татрах будуть розкладатися швидше, а у Криму, при дефіциті вологості, навпаки, повільніше.

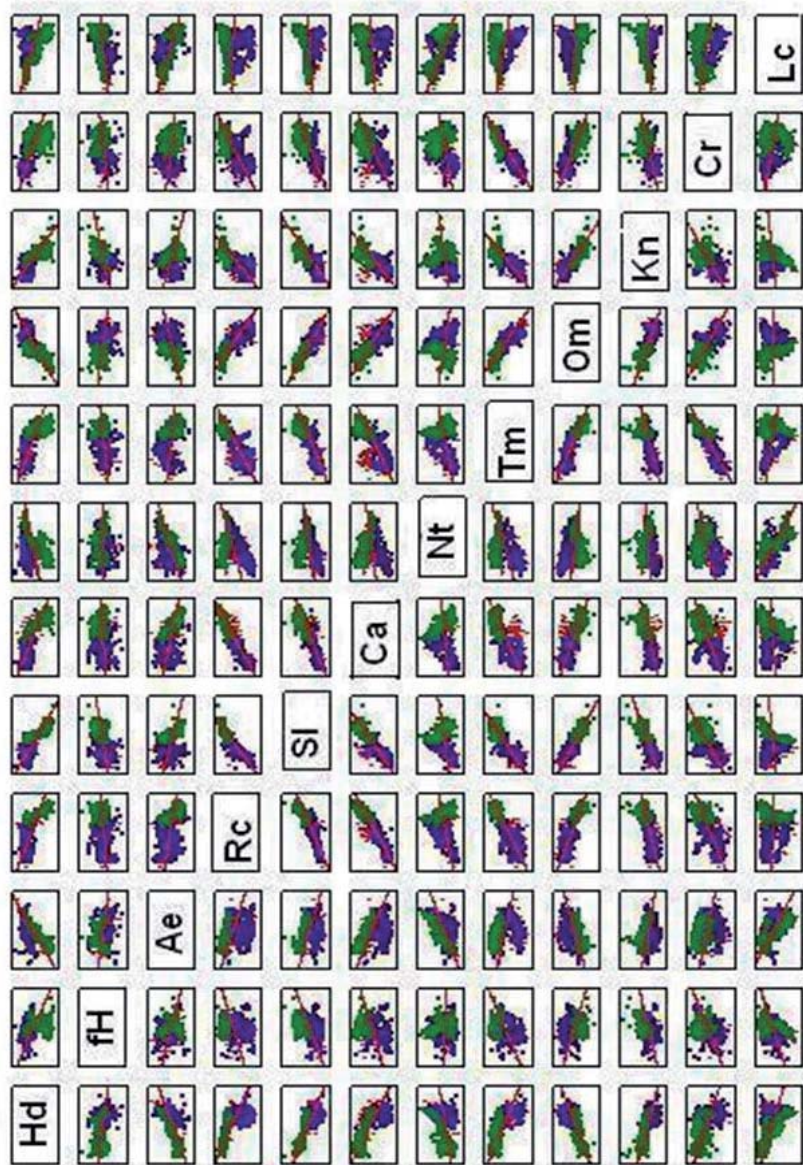


Рис. 7.4. Кореляційна матриця залежності показників екофакторів для Польських Татр(червоні), Українських Карпат (сині) та Гірського Криму (зелені)

Іншими словами, не терморезим і не вологість окремо, а співвідношення між ними, тобто гідротермічний режим (зокрема, підвищення показників омброрежиму) є лімітуючим фактором розкладу органіки, а відтак сукцесійних змін рослинності. Якщо в Карпатах і Татрах зміна континентальності й омброрежиму не впливає на сольовий режим і кислотність ґрунтів, то в аридних регіонах і Криму такий вплив має суттєве значення і його пониження підвищує показники цих хімічних факторів, так само як і підвищення континентальності клімату. Отже, встановлення таких закономірностей дуже важливо для розробки різних прогнозів. При прогнозуванні слід виходити з того, що одні фактори можуть розглядатися по відношенню до інших в аспекті причинно-наслідкових зв'язків, хоча така послідовність є не зовсім прямолінійною.

На цьому далеко не вичерпуються можливості проведеного порівняльного аналізу, оскільки як видно з отриманих даних, такі залежності є складними, нелінійними і мають комплексний характер, а встановлення їх відкриває нові аспекти організації, структурованості рослинного покриву на регіональному рівні.

* * *

Проблеми глобальних кліматичних змін є досить актуальними і багатогранними, тому ці питання активно дискутуються на численних форумах світового рівня, в той час, як в Україні їм приділяється недостатньо уваги. Один із важливих аспектів цієї проблеми – вплив кліматичних змін на структуру та розвиток біоти, яка слугує індикатором стану довкілля і водночас суттєво потерпає від таких змін. На відміну від кліматологів, які розробляють сценарії підвищення температури, зміни опадів, частоти катаклізмів, для екологів важливий пошук причинно-наслідкових зв'язків цих кліматичних факторів з іншими, що визначають або лімітують розвиток екосистем.

На основі аналізу геоботанічних, флористичних, екологічних, кліматологічних публікацій та проведених польових досліджень, що охоплювали різні рівні існування живого від популяційно-видового, ценотично-екосистемного до ландшафтно-регіонального рівня, були встановлені складні взаємозв'язки, що

обумовлюють зміну поведінки та динаміки біосистем під впливом зміни довкілля. Використання методики синфітоіндикації, ординаційних аналізів дозволило отримати якісно нову інформацію щодо умов існування біосистем, оцінки нелінійних залежностей між змінами показників екофакторів, зокрема, визначити роль кліматичної складової. Водночас такий аналіз свідчить, що опосередкований вплив клімату через зміну гідротермічного режиму ґрунтів та їх хімічних властивостей набагато сильніший, ніж прямий. Тому кліматичні зміни слід розглядати як тригерний механізм, що викликає ланцюгову реакцію, результати якої зумовлені кумулятивною дією різних факторів. У такому аспекті ці зміни ми трактуємо як кліматогенні.

Об'єктами досліджень слугували як рідкісні, що зникають, так і адвентивні види. У складі останніх, серед яких найбільшу небезпеку становлять інвазійні, у тому числі види-трансформери (13 видів), які активно вселяються і суттєво змінюють природну структуру ценозів. Аналіз свідчить, що скорочення чисельності популяцій видів і їх зникнення можливе у першу чергу для високогірних елементів та таких, що існують в екстремальних умовах, зокрема пов'язаних із зміною гідрорежиму. Водночас річкові долини у випадку порушення функціонування їх режиму слугують коридорами потужної експансії чужорідних адвентивних елементів. Найбільш загрозливих масштабів це набуло на Закарпатській низовині, а також у Прикарпатті, особливо там, де гідрорежим був суттєво порушений через осушення заплав. Ценотичне різноманіття було представлено угрупованнями від верхнього альпійського до нижнього поясу лісів та лучних степів, а також наскельними і гідрогенними угрупованнями. Рослинність гір зазнала значної трансформації через надмірні рубки лісів на крутосхилах, що провокує вітровали, захаращення, а також формування штучних насаджень ялиників. Суттєві зміни у розподілі ценозів відбуваються у високогірних поясах через припинення випасу та підвищення верхньої межі лісового поясу.

Об'єктами екосистемного рівня були рідкісні біотопи, на яких ґрунтується NATURA 2000 як основа Паневропейської екомережі. На основі запропонованого підходу було показано їх соціологічну значущість, вплив дії загроз та оцінку можливих втрат. Встановлено, що до найбільш загрожуваних відносяться високогірні біотопи та такі, що безпосередньо пов'язані з гідрорежимом,

а також лісові, які знаходяться в екстремальних умовах та на межі ареалу. На прикладі Буковинських Карпат розглянуто осередки концентрації фіторізноманіття, що потребують особливої уваги. На модельному басейні р. Латориця продемонстровано характер залежності змін біотопів по відношенню до показників екологічних чинників. Значна увага приділена проблемам усихання ялиників, що набуло загрозливих масштабів і спричинено як кліматогенними змінами так і господарською діяльністю в їх взаємодії. З метою оцінки місця Карпат у загальному екопросторі було проведено їх порівняння із Гірським Кримом та Польськими Татрами, що дало змогу відобразити екологічну специфіку.

Водночас було виявлено низку проблем, що утруднюють прогнозування можливих наслідків. Перед усім це відсутність репрезентативних полігонів моніторингу, короткий часовий зріз, недостатній рівень і схематичність картографічного матеріалу, нелінійний характер взаємозв'язку між зміною показників тощо. Для таких досліджень потрібні цілеспрямовані експерименти комплексних польових досліджень із залученням різних спеціалістів, що потребують значних матеріальних та фінансових витрат. Для розробки прогнозів потрібні нові підходи та методи моделювання на основі достовірної екологічної інформації. Все це свідчить про необхідність розробки цільової комплексної державної програми з даної проблематики.

SUMMARY

Millenarian human activity caused violations of the ecosystem functions from local to global or planetary level – biosphere and its components. It was believed that one of the most resistant components to the negative impact of human activity that is able to return to the starting position is atmosphere, which is determined by climatic factors. However, in the late 20th century there was recorded significant climate change, which speed goes beyond the natural cyclical fluctuations.

The received data suggest that impact of direct climate change on biotic component is weaker than indirect one, as this change act as a trigger, which affects different areas of structure and function of ecosystems through thermal characteristics, water regime, chemical properties of the atmosphere, etc. In this context, it is more correct to talk not about the effect of climate change on biota, but about climatogenic change, which is caused, progressed, generated, and dependent on climate, but which influence biota through interactions with other factors.

Prediction of impact of the climatogenic factors on ecosystems and their components is also an important issue, in particular, prediction of possible behavior of their development scenarios, defined by change of external processes. Although, ecological predictions are more based on quantitative data, the level of reliability of such predictions is rather low. This is because of the following:

- impact of external factors is complex and multi-vector, each of which acts with different power and in different directions, and their cumulative, synergetic effect cannot be measured by the sum of these factors;
- complex behavior, varying degree of stability, location according to critical limit of ecosystem, crossing of which causes turbulent processes, emergent changes of ecosystem properties and their qualitative structure;
- lack of cut-off time data (monitoring) to assess the changes of impact of both external factors and biosystems by themselves (plant communities, species populations);
- difficulty in obtaining sufficiently representative data through the huge diversity of biosystems and their complex hierarchical structure;
- complexity in determination of the causal relationships, when the consequences are taken as the cause, and the latter is much deeper and not available for evaluation.

As for the climate, today there are no reliable scientific methods for prediction of temporal changes of climate forming factors (Israel, Gruza, Rankova, 2009). The reason for that is complicated, chaotic behavior of components, inaccuracy of parameters and equations, in other words, the assessment of connection between components, and incomplete information on the initial and boundary conditions. Thus, this is conditional prediction or scenarios with probabilistic nature.

Biota is a sensitive indicator of environmental conditions and it appropriately responds to such changes. The main characteristics of the climate that determine the behavior of biota are hydrothermal indicators. Mountain systems, which are characterized by high gradient of hydrothermal regime, is a good model for such research. For the purpose of such studies we used developed approaches and synphytoindication method (2011, Didukh, 2012), the improvement of which was in search the correlative links between the ball and climatic factors. At a result of corresponding calculations, we managed to transfer the ball relative scales into absolute scales that allows applying phytoindication research in related disciplines, including climatology of geography and more.

Analysis of climatic parameters due to Geophysical Observatory of Chernivtsi National University indicates that until the middle of 20 th century average decade temperatures in the Precarpathia had little variations, no more than 0,2 °C in both directions. Since 1988 they began a sharp increase and for the next 13 years it was 1,1 °C higher than the average temperature of the previous decade. In Transcarpathia for 40 years (1970-2009) the average temperature increased from 1,2-1,3 °C (Rakhiv city, Uzhhorod city) to 1,6 °C (Berehove city) (Jozsef, Tibor, 2011). The variation of rainfall in 20th-21st centuries is much more complex and has fluctuating character. Since 1948 to 1960 there was a decrease of rainfall, since 1963 to 1981 – an increase of 19 % from the previous period, since 1982 to 1990 – a decrease of 15 % from the previous period, and in the last decade of the previous century there is one more rise which is to stop in the early 20th of the 21st century (Antonov, 2002). Based on these data and scenarios analysis of possible climate change of MGCAO data (model of general circulation of atmosphere and oceans) there are used three probable scenarios (B1, A1B and A2), which are represented by different (about 10) models, which we tried to take into account to determine the possible reaction of biota, to identify the threats, risks of species and habitat losses, depending on the environmental conditions of their existence.

The objects of research were rare and adventive plant species, plant communities and habitats, which respond differently to climate change. For

species, such reactions are considered in three aspects: declining populations and even extinction, adaptation, and migration. The emphasis was made on the assessment of environmental living conditions, reflecting peculiarities of habitats. Such assessment is performed basing on the synphytoindication methodology.

A large number of species listed in the Red Data Book of Ukraine are related to the categories «under threat» or «rare», which scarce populations are reducing to a critical level or disappearing. Today, for the Carpathians there could be determined three species categories, which population declines are more or less caused by climatogenic changes. The first one is high-alpine species of alpine zone, which can disappear because of the height limit of the Carpathians and modern trends of climate change. To this category also are related species of subalpine zone, which occur below 1800 m, but due to lack of suitable habitats above this altitude also can not migrate to the alpine zone and therefore, could disappear in the case of rise of the upper forest limit. Among the rarest are *Agrostis alpina*, *Anthemis carpatica*, *Oreochloa disticha*, *Veronica bellidioides*, and also *Agrostis rupestris*, *Antennaria carpatica*, *Aquilegia transylvanica*, *Astragalus krajinae*, *Bellardiochloa violacea*, *Biscutella laevigata*, *Bupleurum ranunculoides*, *Callianthemum coriandrifolium*, *Carex fuliginosa*, *C. rupestris*, *C. vaginata*, *Dichodon cerastioides*, *Doronicum stiriacum*, *Draba aizoides*, *Gentiana laciniata*, *G. nivalis*, *Leontopodium alpinum*, *Pedicularis oederi*, *Salix alpina*, *Saxifraga androsacea*, *S. bryoides*, *Silenanthe zawadskyi*, *Trifolium badium*.

The second category is represented by species, which development is connected to the change of hydrological regime that determined by various kinds of economic activity, but climate changes influence indirectly on these processes. To the most threatened species of this category are related *Carex lachenalii*, *Dactylorhiza transylvanica*, *D. trauschteineri*, *Hammarbia paludosa*, *Gentiana verna*, and also *Anacamptis laxiflora*, *A. palustris*, *Carex bicolor*, *C. bohémica*, *C. buxbaumii*, *C. strigosa*, *Cartusa matthioli* ssp. *pubens*, *Cystopteris alpine*, *C. montana*, *Dactylorhiza cordigera*, *Gentiana verna*, *Gymnadenia odoratissima*, *Horminium monorchis*, *Juncus bulbosus*, *Lycopodiella inundata*, *Saussurea porcii*, *Saxifraga aizoides*, *Scheuchzeria palustris*, *Schoenus ferrugineus*, *Tofieldia calyculata*.

The third category includes low competitive species, which related to low stable communities, intermediate succession stages, and disappear while the competition in the community increases. The behavior of such species correlates with the theory of displacement of relict plant species (Didukh, 1988). These are very rare *Erigeron atticus*, *Lathyrus transylvanicus*,

Saussurea discolor, *Saxifraga bulbifera*, and also *Anacamptis pyramidalis*, *Botrichum matricarifolium*, *Conioselinum vaginatum*, *Dianthus speciosus*, *Gentiana utriculosa*, *Hedysarum hedysaroides*, *Iris pseudocyperus*, *Larix polonica*, *Lloidia serotina*, *Muscari botryoides*, *Nigritella carpatica*, *Orchis mascula*, *O. signifera*, *Pedicularis exaltata*, *Pinus cembra*, *Poa rehmannii*, *Selaginella selaginoides*, *Sempervivum marmoreum*. Behavior of this category is the most unpredictable, as, while disappearing from one type of places they can appear in other places, where favorable conditions could form.

For each of such ecological groups that are characterized by specific niches, which development depends on limitation of various factors, different measures are necessary for their conservation, and sometimes opposite ones. These measures are complex and must take into account not only the factor of «niche of place», in other words environmental conditions of habitat, but also characteristics of «functional niche» or species biology, the structure of its populations, ontogenetic development etc.

The alien fraction flora of the region is presented by 36 invasive species including 13 transformers and 3 potential invasive species, ca 2 % of regional spontaneous flora. The systematic position, life forms, geographical distributions (primary and secondary area), ecological and coenotic characteristics, chronological element and degree of naturalization of the invasive species are analyzed.

The participation of transformer species in the different plant communities and biotype in the region are analyzed. Among the transformer are dominated: a) according to origin – the species of the North America; b) as for the degree of naturalization – agrio-epoecophytes and epoecophytes; c) as for the ecological spectrum – species of mesophytic group. Areas of the most invasive species in the region, mainly kenophytes, are in an active stage of dynamic development, primarily in low-lying areas. Stability of the area is supported by the presence of genetic and phenomic variability of species (e.g. *Ambrosia artemisiifolia*); to area expansion also contributes hybridization (e.g. *Bidens frondosa*, *Reynoutria japonica*, *R. × bohemica*). The numeral invasive species are noted in the willow-poplar forest-gallery (11 sp.), mesophyllic shrubs (10) and river bank habitat (8).

According to our observations during the current period for the influence of transformer species on ecosystems and their potential abilities, the highest threat in the region are represented by *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianus* and *H. sosnowskyi*, *Reynoutria japonica*, *Solidago canadensis*, which are spreading actively along the river valleys and respond more sensitively to the climatogenic changes.

Because of the natural local and temporal changes in the hydrological regime, moving of substances vertically through slopes and horizontally through the river streams, accumulation of alluvial sediments, organic matter, which are reinforced by human activities (drainage, water intake, the destruction of banks, contamination, eutrophication), it is floodplains that are highly dynamic, less resilient systems, which are considered as areas of perturbation of paragenetical landscape configurations, with high seasonal fluctuations, turbulence, catastrophic changes (Didukh et al. 2014). Such systems are very sensitive to external factors, including climate, which today get much attention, since their significant changes connected with human activities.

In floodplains are formed specific vegetation classes (*Bidentetea tripartitae*, *Nano-Juncetea*, *Salicetea purpureae*, *Alnetea glutinosae* etc.), which now have lost their primary structure and have disrupted biotic relations. In conditions of sharp changes of ecofactors there is expressed effect of under-saturation of ecospace and free econiches that facilitates the adaptation of invasive species, which form large colonies. However, these processes are limited by certain environmental barriers, caused by orographic peculiarities of mountain systems.

The latter play an important role in the differentiation of biotic systems of coenotic level that is expressed in syntaxonomic diversity and nature of the distribution of plant communities.

For the analysis there were chosen indicator syntaxons, consisted of 26 classes and 61 unions. To assess the ecological differentiation of vegetation syntaxons were «tied» to the environmental profiles that reflect the high alpine and subalpine zones (Fig. 5.1.), vegetation of mountain zones of northeastern (Fig. 5.2) and southwestern macroslopes (Fig. 5.3), adjacent plains and foothill flatlands of Transcarpathia (Fig. 5.4) and Precarpathia with the valley of Dniester River (Fig. 5.5 a, b). In addition, there were constructed graphs of changes of major ecofactors. Basing on these graphs it is possible to evaluate gradient of the changes of each factor and the nature of relation between the values of the latter. Ordination analysis of the data reflects the distribution of communities in the coordinates of changes of ecofactors and nonlinear relation between the latter. This analysis demonstrates the complex interconnection between climate and edaphic factors, and determines their limit values and bifurcation points that is important for prediction.

The next level of the biodiversity assessment is habitat level. The transformation of habitats, which ultimately can lead to their loss, we interpret as a biodiversity reduction in community level. Critically analyzing

the proposed approaches, we concluded that the risks of habitat loss is appropriate to analyze basing on two components such as their zoological importance and impact of threats, which have developed scales of points (Didukh, 2014, b, 2016). Basing on a critical analysis of habitats that are protected in Europe (Natura 2000, EUNIS) and domestic publications there were determined 62 habitats and provided to them zoological characterization for the 10 properties that reflect location in the succession range, regional representation, the nature of distribution, ecological amplitude, presence of invasive and rare species, zoological status, etc. The result of the impact of threats was assessed by the extent of their transformation, resistance to counteraction of renewability. The project participants carried out the expert assessment of these parameters. As a result of the critical analysis, each habitat got its own appropriate ball scores, amount of which indicates its zoological significance and impact of threats, on the basis of which there were calculated possible risks of loss (Tab. 6.2).

For example, there were examined patterns of the habitat distribution, depending on the changes of ecofactors' values for the typical Latorytsya River Basin, which includes almost all high altitude mountain zones from subalpine to plain oak forests. It was found that the increase of height above sea level declines the soil acidity (Rc), total soil salt regime (Sl), and thermal regime. With slightly lower correlation (0.5-0.7) decline content of carbonates in soil (Ca), nitrogen (Nt), and crioregime (Cr), while parameters of ombroregime (Om) rise. However, values of soil acidity, total soil salt regime, carbonates, and nitrogen are lower for high subalpine types of ecosystems than for the plain ecosystems (Fig. 6.3).

Much attention is addressed to the problem of drying spruce forests, which acquired the 80th in Europe, got rampant scale, and are indicating the catastrophic degradation of forest ecosystems of this type. Since the beginning of 21st century, this phenomenon is observed in the Ukrainian Carpathians and its fast growth rate is assessed on the level of national disaster. Summarizing the results of these studies and basing on published data, we can draw some conclusions about the causes and consequences of this phenomenon.

Consequences of climatogenic changes and human impact on the spruce conditions are shown as follows. In recent decades, it is observed an increase in average annual temperature and decrease in rainfall in certain vegetative seasons. The shift of temperature values, increase of the vegetative season results in rise of the upper spruce line up to 200 m. In parallel, there is rise of upper beech line.

The characteristic property of spruce is that her superficial root system (30-40 cm) is sensitive to soil overdrying that occurs in late summer. In a result of overdrying, fine roots die, nutrient absorption and water decreases, and their dead part is sensitive to pathogens, thus, the stability of tree stands gets worse. Rainfall analysis indicates the increase of their acidity. So-called «acid rains» negatively affect the function and structure of chlorophyll, the processes of gas exchange, assimilation of solar energy, causing the disruption of material and energy balance. An additional negative factor is that for the artificial cultivation of spruce there are used seeds of non-native spruce trees which are imported from other regions and have lower adaptability to local conditions.

Significant role in reducing of resistance of the spruce forests is played by edaphic conditions. In contrast to deep brown soils under beech forests, under the spruce forests soils are more rubbly, thinner, and more acidic, that is why they respond dramatically to overdrying or absence of rainfalls. Heavy precipitation (especially more than 120-150 mm), sharply dissected relief and thin soil layer significantly weaken the hydrological role of forests that affect the conditions of spruce, which is sensitive to soil moisture conditions. Large negative impact had «sprucemanía» – development of the fourth generation of monotypic stands on the place of uneven-aged indigenous forests that has been lasting for about 200 years (Holubec, 2016) and led to reduction of environmental-forming and other useful functions of ecosystems through the acidification, accumulation of certain substances in soil, and enhancement of allelopathic effects that cause the effect of «rejection» of spruce. Climate warming influences the composition of soil microorganisms and, thus, soil-forming processes. As M. P. Kozlovsky specifies (2002), the functioning of spruce is affected by changes in the structure of soil invertebrates and intensive development of phytophagous nematodes, decrease in number and role of predators and saprotrophic species. In case of warming, activity of soil eelworms will increase. At the same time, there could be activated development of stem nematodes. Studies indicate a greater degree of infection of spruce by stem nematode in secondary stands, which grow at altitudes of 500-600 m above sea level, rather than in natural stands. However, when the temperature rises, their development enhances and we can expect a significant infection of indigenous spruce.

Another group of factors is intensive human economic activity that directly or indirectly causes the degradation of spruce.

For instance, intensive clear-cutting over the last century led to lower total forest coverage of Carpathians (up to 55-59 %), which according to scientists'

calculations should not be lower than 65 %. Logging on steep slopes (200) increases evaporation, intensifies erosion, and disrupts hydroregime. Final felling, especially clear felling, deteriorate water protecting role of forests. Significant negative effect have roads for tree skidding, where water runs off rapidly after rainfalls, forming deep ravines and washing away nutrients that jeopardizes their overall material and energy balance.

In addition, logging is performed with significant violation of forestry regulations. Due to unavailability of these places for equipment timber is left to lie on slopes. Remained stumps in the places of cutting gradually decompose and together with the remains of branches, stems, and windfallen trees is a powerful focus of pathogens development.

In such places of felled or damaged trees in the central part of the stem often settles *Heterobas idionannosum*, and on the periphery of the stem settle funguses of complex *Armillaria mellea*. In total, the diseases cover 38.8 thousands of hectares, which is 9.1 % of the spruce forests. The presence of dead wood stimulates development of entomofauna (bark beetles of *Ips typographus*). Over the past decades, the intensity and frequency of outbreaks of its mass reproduction has increased both in the Carpathians and in other regions. In case of global warming, it is expected an increase in the frequency and enlargement of the area of such focuses. It is predicted an increase of activity of other kinds of bark beetles, particularly *Ips duplicatus*, *Pityophthorus pityographus*, *Polygraphus polygraphus*, *Pityogenes chalcographus* and others. Considerable damage to timber is caused by *Monochamus sartor*, *M. sutor*, *Tetropium castaneum*, *T. fuscum*, and horntails *Urocerus gigas* and *Sirex juvencus*. Particular danger to the Carpathian spruce forests can be presented by massive reproduction of *Denroctonus micans* (Kramarets, Krynycki, 2009; Slobodyan, 2005).

The total effect of complex factors is evaluated not as a simple sum but as a value with synergetic effect.

To our opinion, the most effective action is rejection of forming monotypic spruce stands and replacing them with mixed plantings that, although, will have lower productivity and quality of timber, need application of more complicated technical means for logging, but will be optimal for protections and conservation of all components of ecosystems.

In a result of generalization of distribution maps for rare plant species in the program MapInfo we received generalized data on the distribution of rare species in the Chernivtsi region (Fig. 6.5). 4060 Alpine and Boreal heaths; 4080 Sub Arctic willow scrub; 6170 Alpine and subalpine calcareous grasslands; 6190 Rupicolous pannonic grasslands; 7110* Active raised

bogs; 7140 Transition mires and quaking bogs; G1.57 Acidophilus dry oak forests; 91HO* Pannonian woods with *Quercus pubescens*; 91MO Pannonian-Balkan turkey oak- sessile oak forests; 9190 Old acidophilous oak woods with *Quercus robur* on sandy plains; 9420 Alpine *Larix decidua* and/or *Pinus cembra* forests; G1.7A Steppe *Quercus* woods.

The application of algorithm of the program to build thematic maps allowed to find the following places of floristic diversity in the region: Black Dil Ridge (Bukovina Carpathians); Beregomet low-hill terrain, National Park «Vyzhnytsya» (Bukovina Carpathians); Tssetsyna-Spasska Array (Bucovina Precarpathia); Khotyn Upland (Prut-Dniester interfluve); Bortos and Corman Tracts (Prut-Dniester interfluve).

Based on synphytoindication methodology we conducted the comparative ball evaluation of the typical communities in Polish Tatra Mountains, Ukrainian Carpathians, and the Crimean Mountains for twelve major ecofactors that reflect the place of these ecofactors of the three mountain ranges in global ecospace, ecological gradient of changes of syntaxa within the boundaries of each mountain system, in other words β -diversity of communities. There were determined quantitative values of ecofactors, the nature of their interrelations, and environmental distinguishing features of mountain systems. In particular, it was found that the mountain ranges of temperate zone (the Tatra Mountains and East Carpathians) are more similar to each other and sharply differ from the Crimean Mountains, located in the sub-Mediterranean zone. Based on the assessment of major ecofactors' gradient, it was determined that the main factors are climatic (hydrothermal) factors, which form the specific features of edaphic factors and differentiation of vegetation cover. The latter appears in three qualitatively different macrozones for these mountain ranges: alpine-boreal (*Juncetea-trifidi-Vaccinio-Piceetea*), temperate (*Querco-Fagetea*), and hemi-thermophilic (*Quercetea pubescenti-petreae-Festuco-Brometea*).

The results indicated a complex, nonlinear character of interdependencies between changes of the most important ecofactors, specific features of distribution and differentiation of syntaxa. Overall, between nemoral and sub-Mediterranean areas there is a significant difference, which appears in qualitative changes of interdependencies between ecofactors and their limiting function. It determines the specificity of directions of successions and processes, which is especially important for their prediction.

The received data are significant for development of measures for conservation of biodiversity on the different levels of existence and prediction of possible changes.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Алиев Т.А., Новиков В.Н., Найда А.И. Автоматизированная система управления уровнем грунтовых вод на осушительно-увлажнительных системах // Вестн. РАСХН. – 1996. – № 5. – С. 47–50.
- Андрианов М.С. Клімат // Природа Українських Карпат. – Львів: Вид-во Львівськ. ун-ту, 1968. – С. 87–101.
- Антипова Т.И., Решеткина Н.И. Экологические принципы агроландшафтного проектирования // Вестн. РАСХН. – 1995. – № 3. – С. 42–47.
- Антонов В.С. Кліматичні умови та їх сезонний хід // Географія Чернівецької області / за ред. проф. Я.І. Жупанського. – Чернівці, 1993. – С. 32–38.
- Антонов В.С. Як змінився клімат Чернівців за останні 50 років. – Чернівці: Місто, 2002. – 44 с.
- Артемчук И.В. «Тайны» Большого Камня // Карпатские заповедники. – Ужгород: Карпаты, 1966. – С. 108–111.
- Багнюк В.М., Дідух Я.П. Екологічні проблеми Закарпаття // Наук. зап. Нац. ун-ту «Києво-Могилянська академія». Біол. та екол. – 2002 – Т. 20. – С. 61– 67.
- Барабаш М.Б., Гребенюк Н.П., Татарчук О.Г. Особливості зміни ресурсів тепла та вологи в Україні при сучасному теплішому кліматі // Наук. пр. УкрНДГМІ. – 2007. – Вип. 256. – С. 174–186.
- Берко Й.М. Борщівник Мантегації (*Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev.) в Українських Карпатах // Укр. ботан. журн. – 1964. – Т. 21, № 4. – С. 104–106.
- Буджак В.В. Використання ГІС-технологій для вивчення «гарячих точок фіто-різноманіття» локальних територій // Наук. зап. Буков. т-ва природодосл. – Чернівці: ДрукАрт, 2011. – Т. 1, вип. 1–2.– С. 201–206.
- Буджак В.В. Сіткова карта національного природного парку «Черемоський» як основа моніторингу біорізноманіття // Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень. Матер. Першої міжнар. наук.-практ. конф. (10–12 квітня 2014 р., м. Хотин). – Чернівці: Друк Арт, 2014а. – С. 268–273.
- Буджак В.В. Сіткове картування як метод виявлення центрів раритетного фіто-різноманіття // Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження Глобальної стратегії збереження рослин. Матер. III Міжнар. конф. (4–7 червня 2014 р., м. Львів). – Львів, 2014б. – С. 25–27.
- Буджак В.В., Чорней І.І., Токарюк А.І. До методики картування видів флори (на прикладі Чернівецької області) // Наук. вісн. Чернів. ун-ту. – Чернівці: Чернів. нац. ун-т. – 2009. – Вип. 455. Біологія. – С. 168–170.
- Буджак В.В., Чорней І.І., Токарюк А.І. Інструкція з ведення та використання баз даних у середовищі MapInfo для сіткового картування раритетного біорізноманіття національних природних парків Буковини. Методичні рекомендації. – Чернівці: Чернів. нац. ун-т, 2014. – 36 с.
- Букша И.Ф. Украина. Рабочий документ по лесному хозяйству и изменение климата // Леса и изменение климата в Восточной Европе и Центральной Азии. – Рим, 2010. – С. 169–191.
- Бучинский И.Е. К методике вычисления вертикальных градиентов на примере Карпат // Тр. УкрНИГМИ. – Вып. 45. – 1964. – С. 00–00.
- Бучинський І.О., Волеваха М.М., Коржов В.О. Клімат Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1971. – 172 с.

- Вайнагий В.И., Стефаник В.И., Якимчук Н.К. Проблемы охраны фитогеофонда Северной Буковины // Пути повышения продуктивности, эффективности использования и охраны природных ресурсов Украинских Карпат и Прикарпатья. – К.: УМК ВО, 1989. – С. 47–52.
- Вальтер Г. Общая геоботаника. – М.: Мир, 1982. – 423 с.
- Вернадский В.И. Несколько слов о ноосфере // Успехи биол. – 1944. – Т. 18, вып. 2. – С. 113–120.
- Визначник рослин Українських Карпат / Ред. В.І. Чопик. – К.: Наук. думка, 1977. – 433 с.
- Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: чужеродные виды растений в экосистемах Средней России. – М.: ГЕОС, 2010. – 512 с.
- Вихор Б., Проць Б. Вплив інвазійних видів рослин на природні та напівприродні типи оселищ Закарпаття // Біол. студії. – 2014а. – Т. 8, № 3–4. – С. 221–232.
- Вихор Б.І. Екологічна оцінка впливу інвазійних видів рослин на фіторізноманіття Закарпаття. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2015. – 20 с.
- Вихор Б.І., Проць Б.Г. Борщівник Сосновського (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) на Закарпатті: екологія, поширення та вплив на довкілля // Біол. студії. – 2012. – Т. 6, № 3. – С. 185–196.
- Вихор Б.І., Проць Б.Г. Інвазійні види рослин Закарпаття: екологічна характеристика та динамічні тенденції поширення // Біол. студії. – 2014б. – Т. 8, № 1. – С. 171–186.
- Вихор Б.І., Проць Б.Г. Клен ясенелистий (*Acer negundo* L.) на Закарпатті: екологія, поширення та вплив на довкілля // Біол. студії. – 2013. – Т. 7, № 2. – С. 119–130.
- Воропай Л.І., Куниця М.М. Ландшафти Буковини: загальні і регіональні особливості // Екологічні проблеми Буковини. – Чернівці: Зелена Буковина, 2002. – С. 116–134.
- Воропай Л.І., Куниця М.О. Українські Карпати. Фізико-географічний нарис. – К.: Рад. шк., 1966. – 168 с.
- Генсірук С.А. Причини всихання ялинових лісів Карпат і заходи для припинення їх деградації // Зелені Карпати. – 2006. – № 1–2 (23–24). – С. 56–58.
- Гоголев І.М. Грунти // Природа Українських Карпат. – Вид-во Львівського ун-ту, 1968. – С. 160–189.
- Голицын С.В. К вопросу об антропохорных миграциях растений // Сов. ботан. – 1945. – Т. 13, № 6. – С. 16–19.
- Голубец М.А. Ельники Украинских Карпат. – К.: Наук. думка, 1978. – 264 с.
- Голубець М.А. Основи відновлення функціональної суті карпатських лісів. – Львів: Манускрипт, 2016. – 144 с.
- Голубець М.А. Сучасний та відновлений лісовий покрив Українських Карпат // Матер. II з'їзду Укр. ботан. т-ва. – К.: Наук. думка, 1965. – С. 94–95.
- Голубець М.А., Дейнека А.М., Целень Я.П. Смерекові ліси Українських Карпат: історія формування, сучасний стан, причини всихання, способи порятунку // Матер. візнього засідання колегії Держкомлісгоспу України за участю НАН України по проблемі всихання ялинових насаджень в Карпатському регіоні. – Львів, 2005. – С. 3–7.
- Горшкова С.Г. Лоховые – Elaeagnaceae Lindl. // Флора СССР. – М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1949. – Т. XV. – С. 515–525.
- Гребенщиков О.С. Вертикальная поясность растительности в горах восточной части Западной Европы // Ботан. журн. – 1957. – Т. 42, № 6. – С. 834–854.
- Гродзинський М.Д. Ландшафтна екологія. Підручник. – К.: Знання, 2014. – 550 с.

- Губарь Л.М. Урбанofлори східної частини Малоого Полісся (на прикладі Острога, Нетішина, Славути та Шепетівки). Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2006. – 20 с.
- Демкович Б. *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier – адвентивний вид флори Буковини // Матер. студ. наук. конф. Чернів. нац. ун-ту імені Юрія Федьковича, присвяч. дню науки (17–19 квітня 2013 р.). Природн. науки. – Чернівці: Чернівецький нац. ун-т, 2013. – С. 54–55.
- Деревья и кустарники, культивируемые в Украинской ССР. Покрытосеменные. Справ. пособие / Ред. Н.А. Кохно – К.: Наук. думка, 1986. – 720 с.
- Держипільський Л.М., Томич М.В., Юсип С.В., Лосюк В.П., Якушенко Д.М., Данилик І.М., Чорней І.І., Буджак В.В., Кондратюк С.Я., Нипорко С.О., Вірченко В.М., Михайлюк Т.І., Дарієнко Т.М., Соломаха Т.Д., Токарюк А.І. Національний природний парк «Гуцульщина». – К.: Фітосоціоцентр, 2011. – 360 с. (Природно-заповідні території України. Рослинний світ. – Вип. 9).
- Дзыбов Д.С. Фитоценотический метод борьбы с амброзией полынолистной (*Ambrosia artemisiifolia* L.) // Теор. основы биол. борьбы с амброзией. – Л.: Наука, 1989. – С. 227–229.
- Дидух Я.П. Проблемы активности видов растений // Ботан. журн. – 1982. – Т. 67, № 7. – С. 547–549.
- Дидух Я.П. Растительный покров Горного Крыма (структура, динамика, эволюция и охрана). – К.: Наук. думка, 1992. – 256 с.
- Дидух Я.П. Эколого-ценотические особенности поведения некоторых реликтовых и редких видов в свете теории оттеснения реликтов // Ботан. журн. – 1988. – 73, № 12. – С. 1686–1698.
- Дідух Я.П. «Червона книга України. Рослинний світ». Післямова // Укр. ботан. журн. – 2010. – Т. 67, № 4. – С. 481–503.
- Дідух Я.П. Екологічна та созологічна оцінка біотопів // Біотопи Гірського Криму. – К.: ТОВ «НВП Інтерсервіс», 2016. – С. 233–255.
- Дідух Я.П. Основи біоіндикації. – К.: Наук. думка, 2012. – 342 с.
- Дідух Я.П. Оцінка стійкості та ризиків втрати екосистем // Наук. зап. НаУКМА. – 2014а. – Т. 158. Біологія та екологія. – С. 54–60.
- Дідух Я.П. Синергетичні підходи до оцінки ландшафтно-екологічної диференціації Карабі-яйли (Гірський Крим) // Укр. геогр. журн. – 2014б. – № 1. – С. 36–43.
- Дідух Я.П. Теоретичні проблеми еволюції рослинного покриву // Етюдн. фітогеології. – К.: Арістей, 2008. – С. 152–177.
- Дідух Я.П., Ромащенко К.Ю. Теорія еконіші. Вимір широти та перекриття // Укр. ботан. журн. – 2001. – Т. 58, № 5. – С. 529–542.
- Дідух Я.П., Четвертних І.С. Порівняльна синфітоіндикаційна оцінка рослинності Польських Татр, Українських Карпат і Гірського Криму // Укр. ботан. журн. – 2015. – Т. 72, № 3. – С. 203–217.
- Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Геоботанічне районування України та суміжних територій // Укр. ботан. журн. – 2003. – Т. 60, № 1. – С. 6–17.
- Екологічна енциклопедія / Ред. А.В. Толстоухов. – К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2006. – Т. 1. А-Е. – 432 с.
- Екологічна енциклопедія / Ред. А.В. Толстоухов. – К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2007. – Т. 2. Є-Н. – 416 с.
- Екологічна енциклопедія / Ред. А.В. Толстоухов. – К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2008. – Т. 3. О-Я. – 472 с.
- Жиляев Г.Г. Жизнеспособность популяций растений. – Львов, 2005. – 304 с.
- Жуковский П.М. Культурные растения и их сородичи (3-е изд.). – Л.: Колос, 1971. – 751 с.

- Заверуха Б.В., Андриенко Т.Л., Протопопова В.В. Охраняемые растения Украины. – К.: Наук. думка, 1983. – 176 с.
- Загальський М. Поширення та созологічна оцінка Орхідних (Orchidaceae Juss.) Українського Розточчя // Пр. Наук. т-ва ім. Шевченка. – Львів, 2001. – Т. VII. Екологічний збірник – 2. Екологічні проблеми природокористування та біорозмаїття Львівщини. – С. 227–236.
- Загальський М.М., Чорней І.І. Нове місцезнаходження *Nigritella nigra* (L.) Rich. (Orchidaceae) в Українських Карпатах // Укр. ботан. журн. – 1993. – Т. 50, № 2. – С. 125–129.
- Загальський М.М., Чорней І.І. Орхідеї Чернівецької області // Зелена Буковина. – 1995–1996. – № 3–4 (1995), 1–2 (1996). – С. 54–57.
- Заец З.С., Солодкова Т.И. Об охране дубовых и буковых лесов Прут-Днестровского междуречья. – Охрана, изучение и обогащение растительного мира. – К.: Вища шк., 1978. – Вып. 5– С. 31–35.
- Заец З.С., Солодкова Т.И., Стойко С.М. Ботаничні резервати і пам'ятки природи Чернівецької області. – Охорона природи Українських Карпат та прилеглих територій. – К.: Наук. думка, 1980. – С. 220–252.
- Зелена книга України. Рідкісні і такі, що перебувають під загрозою зникнення рослинні угруповання / Ред. Я.П. Дідух. – К.: Альтерпрес, 2009. – 448 с.
- Иванов Н.Н. Об определении величины континентальности климата // Изв. Всесоюз. геогр. об-ва. – 1953. – Т. 85, вып. 4. – С. 455–457.
- Израэль Ю.А., Груза Г.В., Ранькова Э.Я. Предел предсказуемости и стратегический прогноз изменений климата // Пробл. эколог. моделирования и мотиторинга экосист. – М.: ИГКЭ, 2009. – Т. 22. – С. 7–27.
- Кагало О.О., Воронцов Д.П., Андреева О.О., Проць Б.Г. Каталог типів оселищ Сколівських Бескидів (Східні Карпати) // Наук. основи збереження біотичної різноманітності. – Львів, 2013. – Т. 4 (11), № 1. – С. 43–110.
- Кагало О.О., Сичак Н.М., Данилик І.М., Скібцічка Н.В., Коротченко І.А. Пропозиція уніфікованої методики вивчення поширення видів рослин, які включені до Червоної книги України // Роль природно-заповідних територій у підтриманні біорізноманіття. Матер. конф., присвяч. 80-річчю Канівськ. прир. запов. – Канів, 2003. – С. 108–109.
- Калуцький І.Ф. Лісові біоценози Українських Карпат, проблеми їх збереження та сталого розвитку // Наук. пр. Лісівн. акад. наук України. – Львів, 2008. – № 6. – С. 55–61.
- Калуцький І.Ф., Олійник В.С. Стихійні явища в гірсько-лісових умовах Українських Карпат (вітровали, паводки, ерозія ґрунту). – Львів: Камула, 2007. – 240 с.
- Каталог типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовини / Ред. Б. Проць, О. Кагало. – Львів: Меркатор, 2012. – 294 с.
- Киналь О.В. Тривалість та часові межі кліматичних сезонів у Чернівцях на зламі XX–XXI століть // Проблеми гірського ландшафтознавства. – 2014. – Вип. 1. – С. 101–108.
- Кирилюк М.І. Водорегулююча роль лісу Українських Карпат // Наук. вісн. Чернів. ун-ту. – Чернівці: Вид-во ЧДУ, 1998. – Вип. 31. Географія. – С. 3–8.
- Кияк В.Г. Стан охорони *Leontopodium alpinum* L. в Українських Карпатах // IX з'їзд Укр. ботан. т-ва (тези допов.). – К.: Наук. думка, 1992. – С. 136–137.
- Кіш Р., Андрик Є., Мірутенко В. Біотопи Natura-2000 на Закарпатській низовині. – Ужгород: Мистецька Лінія, 2006. – 64 с.
- Кіш Р.Я., Проць Б.Г., Кагало О.О., Чорней І.І., Данилик І.М. Принципи созологічної категоризації раритетних типів оселищ // Біотопи (оселища) України: наукові засади їх дослідження та практичні результати інвентаризації. – К. – Львів, 2012. – С. 151–158.

- Князева Е.Н., Курдюмов С.П. Основания Синергетики. – СПб.: Алетейя, 2002. – 414 с.
- Кобів Ю. Популяційно-онтогенетичні показники, біологія та охорона *Pedicularis oederi* Vahl. (Scrophulariaceae) у Чорногорі // Охорона біорізноманіття: теоретичні та прикладні аспекти. – Львів: УкрДЛТУ, 2000. – С. 217–226. (Наук. вісн. / Укр. держ. лісотехн. ун-т. – Вип. 10.3).
- Кобів Ю.Й. Глобальні кліматичні зміни як загроза видовій біорізноманітності високогір'я Українських Карпат // Укр. ботан. журн. – 2009. – Т. 66, № 4. – С. 451–465.
- Кобів Ю.Й. Метапопуляційна організація рідкісних видів Українських Карпат // Укр. ботан. журн. – 2013. – Т. 70, № 1. – С. 27–34.
- Кобів Ю.Й. Роль придатних мікроселищ у самовідновленні популяцій рідкісних видів рослин Українських Карпат // Укр. ботан. журн. – 2012. – Т. 69, № 2. – С. 178–189.
- Ковалев О.В. Расселение адвентивных растений трибы амброзиевых в Евразии и разработка биологической борьбы с сорняками рода *Ambrosia* L. (Ambrosieae, Asteraceae) // Теоретические основы биологической борьбы с амброзией. – Л.: Наука, 1989. – С. 139–165. (Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – Т. 189).
- Коваль Я.В. Катастрофічні паводки в Карпатах і напрямки запобігання їм // Наук. пр. Лісівн. акад. наук України. – Львів, 2008. – № 6. – С. 47–50.
- Ковальчук І.П., Михнович А.Б. Сучасні морфодинамічні процеси у гірсько-лісових ландшафтах Українських Карпат // Лісова інженерія: техніка, технологія і довкілля. – Львів: УкрДЛТУ, 2004. – С. 273–285. (Наук. вісн. / Укр. держ. лісотехн. ун-т. – Вип. 14.3).
- Козак О.М. Природні біотопи басейну р. Латориця: класифікація, порівняльний аналіз та оцінка змін. – К., 2016. – 22 с.
- Козак О.М., Дідух Я.П. Класифікація та соціологічна оцінка біотопів басейну р. Латориця (Закарпатська обл.) // Наук. зап. НаУКМА. – 2015. – Т. 171. Біологія та екологія. – С. 38–46.
- Козак О.М., Дідух Я.П. Порівняльна оцінка еконіш інвазійних видів та апофітів, поширених у басейні р. Латориці (Закарпатська обл.) // Укр. ботан. журн. – 2013. – Т. 70, № 2. – С. 145–151.
- Козловський М.П. Стовбурні нематоди як чинник зниження стійкості та всихання смереки // Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість. – Львів, 2006. – Вип. 30. – С. 321–327.
- Комендар В.И., Фодор С.С. Опыт восстановления верхней границы леса в Карпатах // Tiscia. – 1986. – Vol. XXII. – P. 55–60.
- Коржан К.В., Буджак В.В., Чорней І.І. Методика картування видів урбанофлори Чернівців // Наук. вісн. Чернів. ун-ту. Біологія (Біол. сист.). – Чернівці: Вид-во Чернів. ун-ту, 2010. – Т. 2, вип. 4. – С. 84–85.
- Коржик В.П., Токарюк А.І., Чорней І.І., Скільський І.В., Буджак В.В. Удосконалена схема фізико-географічного районування Чернівецької області та деякі ботаніко-зоологічні особливості виділених хоріонів // Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень: матеріали Другої міжнар. наук.-практ. конф. (24–25 квіт. 2015 р., смт Путила, Чернівецька обл., Україна) / наук. ред. І. В. Скільський, А. В. Юзик; М-во екології та природ. ресурсів України, Нац. природ. парк «Черемоський» та ін. – Чернівці: Друкарт, 2015. – С. 168–188.
- Костів Л., Петрів О. Радіаційно-тепловий режим природних територіальних комплексів середньогір'я північно-східного сектора Чорногорі // Фізична геогр. та геоморфол. – К.: Обрії, 2004, вип. 46., т. 2. – С. 126–132.

- Котт С.А. Карантинные сорные растения и борьба с ними (2-е изд.). – М.: Госсельхозиздат, 1953. – 224 с.
- Крамарець В.О., Криницький Г.Т. Оцінка стану та ймовірних загроз виживанню клінових лісів Карпат у зв'язку із змінами клімату // Глобальні зміни клімату: загрози людству та механізми відвернення. – Львів: РВВ НЛТУ України, 2009. – С. 38–50. (Наук. вісн. НЛТУ України. – Вип. 19.15).
- Красная книга СССР. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных и растений (изд. 2-е перераб. и доп.). / Ред. А.М. Бородин. – М.: Лесн. промышл., 1984. – Т. 2. – 480 с.
- Криницький Г.Т., Крамарець В.О. Система лісівничих заходів щодо ліквідації наслідків масового всихання ялиників у буково-ялицевих типах лісу Карпат // Лісівництво і агролісомеліорація. – Харків: Вид-во УкрНДЛГА, 2009. – Вип. 115. – С. 256–260.
- Круглов С.С., Максимов О.В. Геологічна будова і корисні копалини // Природа Українських Карпат. – Львів: Вид-во Львівськ. ун-ту, 1968. – С. 10–49.
- Куземко А.А. XVII Міжнародний симпозіум «Огляд рослинності Європи» // Укр. ботан. журн. – 2009. – Т. 66, № 1. – С. 129–132.
- Кульков О.В., Петрова М.В. Обеспечение измерительной информацией и средствами измерения компьютерных систем // Вестн. РАСХН. – 1996. – № 1. – С. 23–25.
- Куница М.О. Геологічна історія території // Географія Чернівецької області. – Чернівці, 1993. – С. 9–19.
- Ларичев О.И., Мошкович Е.М. Качественные методы принятия решений. Вербальный анализ решений. – М.: Наука, 1996. – 208 с.
- Лорьер Ж.-Л. Системы искусственного интеллекта / Пер. с франц.; Ред. В.Л. Стефанюк. – М.: Мир, 1991. – 568 с.
- Малинецкий Т.Г., Шакаева М.С. Клеточные автоматы в математическом моделировании и обработке информации. – 1994. – 33 с. (Препр. / Ин-т прикладн. матем. РАН. – № 57).
- Малиновский А.К. Монтанный элемент флоры Украинских Карпат. – К.: Наук. думка, 1991. – 236 с.
- Малиновський К.А. Рослинність високогір'я Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1980. – 280 с.
- Малиновський К.А., Крічфалушій В.В. Високогірна рослинність. – К.: Фітосоціоцентр, 2000. – 231 с. (Рослинність України. – Т. 1).
- Малиновський К.А., Крічфалушій В.В. Рослинні угруповання високогір'я Українських Карпат. – Ужгород, 2002. – 244 с.
- Манденова И.П. Борщевик – *Heracleum L.* // Флора СССР. – М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1951. – Т. XVII. – С. 223–259.
- Маринич О.М., Пархоменко Г.О., Петренко О.М., Шищенко П.Г. Удосконалена схема фізико-географічного районування України // Укр. геогр. журн. – 2003. – № 1. – С. 16–20, вкл.
- Марьюшкина В.Я. Амброзия полыннолистная и основы биологической борьбы с ней. – К.: Наук. думка, 1986. – 117 с.
- Милкина Л.И. Коренные леса северо-восточного макросклона Украинских Карпат (фитоценологическая структура, распространение, экологические основы восстановления и охраны). Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – К., 1988. – 40 с.
- Мілкіна Л.І. Рідкісні лістяні лісові угруповання північно-східного макросхилу Українських Карпат // Укр. ботан. журн. – 1991. – Т. 47, № 3. – С. 73–75.
- Міллер Г.П., Федірко О.М. Карпати Українські // Географічна енциклопедія України. – К.: УРЕ, 1990. – Т. 2. – С. 113–114.

- Моделирование управления плодородием почв в системах земледелия (принципы и подходы). Методические рекомендации. – Новосибирск, 1994. – 28 с.
- Москальчук Н. Туристично-рекреаційна оцінка кліматичних умов Івано-Франківської області // Рекреаційна географія і туризм. – Тернопіль: Тайп, 2009. – С. 102–108. (Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту імені Володимира Гнатюка. Серія Географія. – Вип. 2 (26)).
- Муха Б.П. Розподіл температури і відносної вологості повітря по профілю гора Пожижевська – місто Яремча // Природні комплекси й екосистеми верхів р. Прут: функціонування, моніторинг і охорона. – Львів: Видавн. центр ЛНУ ім. І. Франка, 2009. – С. 176–179.
- Національний природний парк «Вижницький»: природа, рекреаційні ресурси, менеджмент. – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – С. 152–178.
- Оліфірович В.О. Луквінцітво Буковини в умовах зміни клімату // Зб. наук. пр. Подільськ. держ. аграрно-техн. ун-ту. – 2014. – Вип. 22. – С. 31–35.
- Орлов О.О., Якушенко Д.М. Поширення та еколого-ценотичні особливості *Erechtites hieracifolia* (L.) Raf. ex DC. (Asteraceae) в Україні // Укр. ботан. журн. – 2011. – Т. 68, № 6. – С. 795–804.
- Парпан В.І., Шпарик Ю.С., Слободян П.Я. Особливості ведення лісового господарства в похідних ялинниках Українських Карпат // Наук. пр. Лісівн. акад. наук України. – Львів, 2014. – Вип. 12. – С. 20–29.
- Парпан Т.В. Механізми і теорії лісових сукцесій та їх використання для пбудови математично-екологічних моделей // Екологія та ноосферологія. – 2012. – Т. 23, № 3–4. – С. 28–36.
- Парпан Т.В. Оцінка змін та напрямок сукцесій у вторинних ялинниках буково-ялицево-ялинових лісів Закарпаття // Екологія та ноосферологія. – 2007. – Т. 18, № 3–4. – С. 26–35.
- Пачоский И.К. Современные задачи изучения растительного покрова // Зап. об-ва сельск. хоз. Южной России. – 1910. – Т. 80, № 3. – С. 24–50.
- Петросян Н.А., Захаров В.В. Введение в математическую экологию. – Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1986. – 222 с.
- Поплавская Г.И. Краткий курс экологии растений. – Л.: ОГИЗ, 1937. – 298 с.
- Природа Закарпатської області / Ред. К.І. Геренчук. – Львів: Вища шк., 1981. – 156 с.
- Природа Івано-Франківської області / Ред. К.І. Геренчук. – Львів: Вища шк., 1973. – 157 с.
- Природа Украинской ССР. Ландшафты и физико-географическое районирование / Ред. А.М. Маринич. – К.: Наук. думка, 1985. – 225 с.
- Природа Украинской ССР. Почвы / Ред. Н.Б. Вернандер – К.: Наук. думка, 1986. – 216 с.
- Природа Украинской ССР. Растительный мир / Ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. – К.: Наук. думка, 1985. – С. 20–46.
- Природа Українських Карпат / Ред. К.І. Геренчук. – Львів: Вид-во Львівськ. ун-ту, 1968. – 266 с.
- Проскуряков М.А. Хронобиологический анализ растений при изменении климата. – Алматы: ЛЕМ, 2012. – 228 с.
- Протопопова В.В. Адвентивні рослини Лісостепу і Степу України. – К.: Наук. думка, 1973. – 192 с.
- Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути её развития. – К.: Наук. думка, 1991. – 204 с.
- Протопопова В.В., Шевера М.В. Фітоінвазії. І. Аналіз основних термінів // Пром. ботан. – 2005. – Вип. 5. – С. 55–60.
- Протопопова В.В., Шевера М.В., Мосякін С.Л., Соломаха В.А., Соломаха Т.Д., Васильєва Т.В., Петрик С.П. Види-трансформери у флорі Північного Причорномор'я // Укр. ботан. журн. – 2009а. – Т. 66, № 6. – С. 770–782.

- Протопопова В.В., Шевера М.В., Мосякін С.Л., Соломаха В.А., Соломаха Т.Д., Васильєва Т.В., Петрик С.П. Інвазійні рослини у флорі Північного Причорномор'я. – К.: Фітосоціоцентр, 2009б. – 56 с.
- Протопопова В.В., Шевера М.В., Федорончук М.М., Шевчик В.Л. Види-трансформери у флорі Середнього Придніпров'я // Укр. ботан. журн. – 2014. – Т. 71, № 5. – С. 563–572.
- Протопопова В.В., Шевера М.В., Чорней І.І., Токарюк А.І., Буджак В.В., Коржан К.В. Види-трансформери у флорі Буковинського Передкарпаття // Укр. ботан. журн. – 2010. – Т. 67, № 6. – С. 852–864.
- Проць Б.Г. Нові місцезнаходження і тенденції поширення *Ambrosia artemisiifolia* L. на Закарпатті // Пр. наук. т-ва імені Шевченка. – Львів, 1998. – № 2. – С. 512–516.
- Рассолов Б.К., Агарков В.В., Топоров В.И. Экспертная система оценки воздействия погодных условий на формирование урожая с.-х. культур // Вестн. с.-х. науки. – 1990. – № 12. – С. 34–36.
- Резнік С.Я. Факторы, определяющие границы ареалов и плотность популяций амброзии полынолистной (*Ambrosia artemisiifolia* L.) (Asteraceae) и амброзиевого листоеда (*Zygogramma suturalis* F. (Coleoptera, Chrysomelidae)) // Вестн. защ. раст. – 2009. – № 2. – С. 20–28.
- Рогович А.С. Обзорные семенных и высших споровых растений, входящих в состав флоры губерний Киевского учебного округа. – К.: Унив. извест., 1869. – 308 с.
- Розроблення деталізованих карт майбутніх кліматичних умов для території України за різними сценаріями зміни клімату з використанням геоінформаційних систем [Електронний ресурс]. – УкрГМІ, 2013а. – Режим доступу: www.uhmi.org.ua/project/rvndr.
- Розроблення сценаріїв зміни кліматичних умов в Україні на середньо- та довгострокову перспективу з використанням даних глобальних та регіональних моделей [Електронний ресурс]. – УкрГМІ, 2013б. – 135 с. – Режим доступу: www.uhmi.org.ua/project/rvndr.
- Сельскохозяйственные экосистемы / Пер. с англ. А.С. Каменского, Ю.А. Смирнова, Э.Е. Хавкина; Ред. Л.О. Карпачевский. – М.: Агропромиздат, 1987. – 223 с.
- Серегин А.П. Изучение флоры сосудистых растений национального парка «Мещера» (Владимирская область) методом сеточного картирования: полученный опыт и новые данные // Природное разнообразие национального парка «Мещера»: опыт деятельности охраняемых территорий. Матер. юбил. научн.-практ. конф., посвящ. 15-летию нац. парка «Мещера» Владимирской области (26–28 сентября 2007 г.). – Владимир, 2010. – С. 87–92.
- Серегин А.П. О сеточном картировании флоры Владимирской области // Тезисы VII Молодежной конф. ботан. в Санкт-Петербурге (15–19 мая 2000 г.). – СПб., 2000. – С. 36.
- Скворцов А.К. Ивы СССР. – М.: Наука, 1968. – 262 с.
- Слободян П.Я. Проблеми похідних ялинників Українських Карпат // Наук. вісн. НЛТУ України. – Львів: РВВ НЛТУ України, 2012. – Вип. 22.10. – С. 45–50.
- Слободян Я.М. Актуальні проблеми лісозахисту у Карпатах та шляхи їхнього вирішення // Матер. візнього засідання колегії Держкомлісгоспу України за участю НАН України по проблемі всихання ялинових насаджень в Карпатському регіоні. – Львів, 2005. – С. 42–51.
- Смолінська М.О., Чорней І.І., Королюк В.І. та ін. Рослинні угруповання Чорнодільського середньогір'я Буковинських Карпат: різноманітність, заходи охорони та збереження // Карпатський регіон і проблеми сталого розвитку. Матер. міжнар. наук.-практ. конф., присвяч. 30-річчю Карп. біосф. запов. (13–15 жовтня 1998 року). – Рахів, 1998. – Т. 2. – С. 137–142.

- Солодкова Т.И., Заец З.С., Серпокрьлова Л.С. и др. Охрана растительного покрова Черновицкой области // Актуальные вопросы современной ботаники. – К.: Наук. думка, 1979. – С. 130–131.
- Сопушинский И.Н., Мельник П.Г. Фено-экологические особенности произрастающего в Украине клена-явора // Лесн. вестн. – 2013. – № 2 (94). – С. 28–32.
- Стойко С.М. Праліси як екологічні моделі ренатуралізації вторинних фітоценозів // Укр. ботан. журн. – 2006. – Т. 63, № 3. – С. 358–368.
- Стойко С.М. Система екологічних заходів запобігання повеней в Українських Карпатах // Вісн. Львівськ. держ. ун-ту безп. життєдіяльн. – 2011. – № 5 (1). – С. 91–99.
- Тахтаджян А.Л. Система магнолиофитов. – Л.: Наука, 1987. – 439 с.
- Титар В.М. Аналіз ареалів видів: підхід, заснований на моделюванні екологічної ніші. – 2011. – 96 с. (Вестн. зоології. – Отд. вып. № 25).
- Толмачев А.И. Изучение флоры при геоботанических исследованиях // Полевая геоботаника. – М.: Изд-во АН СССР, 1959. – Т. 1. – С. 369–383.
- Удра І.Х., Батова Н.І. Місце національного природного парку «Синевир» в Українських Карпатах за біокліматичними параметрами // Наук. вісн. Ужгор. ун-ту. Серія: Біологія. – Ужгород: Говерла, 2011. – Вип. 30. – С. 104–109.
- Украинские Карпаты. Природа / Ред. М.А. Голубец. – К.: Наук. думка, 1988. – 207 с.
- Уотилла П. Перспективы Atlas Florae Europaeae // Изучение флоры Восточной Европы: достижения и перспективы. Тезисы докл. междунар. конф. – М. – СПб., 2005. – С. 87–88.
- Устименко П.М., Дубина Д.В. Вплив провідних антропогенних факторів на рослинність верхньої частини басейну р. Тиси // Укр. ботан. журн. – 2007. – Т. 64, № 5. – С. 676–686.
- Устименко П.М., Дубина Д.В. Лучна рослинність долини Тиси та її приток: сучасний стан та антропогенна трансформація // Чорноморськ. ботан. журн. – 2009. – Т. 5, № 2. – С. 163–174.
- Устинов И.Д., Кудина Ж.Д., Мовчан А.Н., Омелюта В.П., Шевера М.В., Устинова А.Ф. Краткий справочник по вредителям, болезням растений и сорнякам, имеющих карантинное значение в Украине. – Полтава: ИИА Астрей, 1994. – 195 с.
- Фельбаба-Клушина Л.М. Охорона природи екосистеми верхів'я басейну р. Тиса (Закарпаття) // Наук. вісн. Ужгор. нац. ун-ту. Серія Біол. – 2009а. – Вип. 26. – С. 125–127.
- Фельбаба-Клушина Л.М. Рослинний покрив боліт і водойм верхів'я басейну р. Тиса (Українські Карпати) та флювіальна концепція його охорони. – Ужгород: Поліграфцентр Ліра, 2010. – 192 с.
- Фельбаба-Клушина Л.М. Сучасний стан, тенденції змін та шляхи збереження й відтворення біорізноманіття рослинного покриву Закарпатської низовини // Наук. вісн. Ужгор. нац. ун-ту. Серія Біол. – 2009б. – Вип. 25. – С. 71–88.
- Фодор С.С. К вопросу об изучении экзотов Закарпаття // Наук. зап. (біол. серія) / Ужгор. ун-т. – Ужгород, 1951. – Т. IV. – С. 68–87.
- Фодор С.С. Флора Закарпаття. – Львів: Вища шк., 1974. – 207 с.
- Фурдичко О.І. Карпатські ліси: проблеми екологічної безпеки і сталого розвитку гірського регіону – Львів: Бібльос, 2002. – 192 с.
- Хакен Г. Синергетика. – М.: Мир, 1985. – 404 с.
- Харкевич С.С. Ботанічна екскурсія в Чивчинські гори // Досягнення ботанічної науки на Україні 1965–1966 р.р. – К.: Наук. думка, 1968. – С. 121–122.
- Харкевич С.С., Некрасова Л.Ф., Токарь Н.А., Верный Н.М. Борщевик Сосновского – высокоурожайное кормовое растение. – К.: Наук. думка, 1964. – 36 с.

- Хомяков Д.М., Искандарян Р.А. Информационные технологии и математическое моделирование в задачах природопользования при реализации концепции устойчивого развития // Экологические и социально-экономические аспекты развития России в условиях глобальных изменений природной среды и климата. – М.: Геос, 1997. – С. 102–119.
- Хомяков Д.М., Хомяков П.М. Основы системного анализа. – М.: Изд-во мех.-мат. ф-та МГУ, 1996. – 107 с.
- Хорология флоры Украины / Ред. А.И. Барбарич. – К.: Наук. думка, 1986. – 227 с.
- Хотинська височина / Ред. В.П. Коржик. – Чернівці: ДрукАрт, 2012. – 336 с.
- Царик Й.В., Кияк В.Г. Метапопуляційна структура видів рослин високогір'я Карпат // Екологія та ноосферологія. – 2005. – Т. 16, № 1–2. – С. 5–12.
- Цвелев Н.Н. *Elaeagnaceae* Adans. – Лоховые // Флора Восточной Европы. – 2004. – Т. 11. – С. 478–485.
- Цвелев Н.Н. Гречиховые – *Polygonaceae* Juss. // Флора Советского Дальнего Востока. – 1989. – Т. 4. – С. 25–122.
- Цвелев Н.Н. О родах *Elaeagnus* и *Hipporhae* (*Elaeagnaceae*) в России и сопредельных государствах // Ботан. журн. – 2003. – Т. 87, № 11. – С. 74–86.
- Червона книга України. Рослинний світ / Ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. – К.: Укр. енцикл. ім. М.П. Бажана, 1996. – 608 с.
- Червона книга України. Рослинний світ / Ред. Я. П. Дідух. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.
- Червона книга Української РСР / Ред. К. М. Ситник. – К.: Наук. думка, 1980. – 504 с.
- Чернявський М.В., Яценко П.Т., Генік Я.В., Шмідт П.А., Глазер Т. Рівнинні ліси верхньої частини долини Дністра і оцінка рівня їх трансформації // Дослідження басейнової екосистеми Верхнього Дністра. – Львів, 2000. – С. 75–95.
- Чопик В.І. Ботаніко-географічна характеристика Чивчино-Гринявських гір в Українських Карпатах // Укр. ботан. журн. – 1969. – Т. 26, № 6. – С. 26–33.
- Чопик В.І. Високогірна флора Українських Карпат. – К.: Наук. думка, 1976. – 268 с.
- Чопик В.І. Флористичні особливості Чивчинських гір в Українських Карпатах // Досягнення ботанічної науки на Україні. – К.: Наук. думка, 1968. – С. 127–129.
- Чорней І.І., Буджак В.В., Андрієнко Т.Л. Болота Буковинських Карпат // Український ботанічний журнал, 2008. – Т. 65. – № 2. – С. 180–188.
- Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І. та ін. Судинні рослини з Червоної книги України на території Буковинського Передкарпаття та їх охорона // Запов. справа в Україні. – 1999. – Т. 5, вип. 1. – С. 21–25.
- Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І. Хорологічна характеристика ефемероїдних геофітів з Червоної книги України на території Чернівецької області // Наук. вісн. Ужгор. держ. ун-ту (серія біол.). – Ужгород, 2000. – № 8. – С. 18–22.
- Чорней І.І., Загульський М.М., Смолінська М.О. та ін. Стан та перспективи охорони рідкісних видів флори у верхів'ї Білого Черемошу // Екологічні основи оптимізації режиму охорони і використання природно-заповідного фонду. Тези допов. міжнар. наук.-практ. конф., присвяч. 25-річчю Карп. біосф. запов. (11–15 жовтня 1993 року). – Рахів, 1993. – С. 70–72.
- Чорней І.І., Смолінська М.О., Королюк В.І. Продромус рослинності верхів'я річки Білий Черемош (Українські Карпати) // Запов. справа в Україні. – 1997. – Т. 3, вип. 2. – С. 11–13.
- Чорней І.І., Стефанік В.І., Буджак В.В. Раритетний фітогенофонд верхів'я річки Білий Черемош та його охорона // Значення та перспективи стаціонарних досліджень для збереження біорізноманітності. – Львів: Простір-М, 1998. – С. 173–175.

- Шафер В. Основы общей географии растений. – М.: Изд-во иностр. лит., 1956. – 380 с.
- Швецова И.А. Экспертная система почвозащитной технологии возделывания с.-х. культур // Вестн. РАСХН. – 1995. – № 2. – С. 35–37.
- Юника Л. Atlas Florae Europaeae // Изучение флоры Восточной Европы: достижения и перспективы. Тезисы докл. междунар. конф. – М. – СПб., 2005. – С. 100–101.
- Anastasiu P., Negrean G. Invadatori vegetali in Romania. – Bucuresti: Ed. Univ., 2007. – 81 p.
- Andrik E., Danylyk I., Kish R., Tokaryuk A., Shevera M. *Rudbeckia laciniata* L. in floodplain forests of Transcarpathia (Ukraine) // IX Intern. Conf. Anthropization and Environment of Rural Settlements. Flora and Vegetation. (Kamyanets-Podilskiy & Boyany, Ukraine, 29 June – 01 July 2010. Program, Proceedings and Excursions). – K.: M.G. Kholodny Institute of Botany, NAS of Ukraine, 2010. – P. 13–14.
- Atlas Florae Europaeae: Distribution of vascular plants in Europe. On the basis of team-work of European botanist. 1. Pteridophyta (Psilotaceae to Azollaceae) / Ed. J. Jalas, J. Suominen. – Helsinki, 1972. – 121 p.
- Balcerkiewicz S. Roślinność wysokogórska Doliny Pięciu Stawów Polskich w Tatrach i jej przemiany antropogeniczne. – Poznań: Wyd. Naukowe Univ. im. Adama Mickiewicza, 1984. – 191 s.
- Balogh L. Japanese, giant and bohemian knotweed // The most important invasive plants in Hungary. – Vácrtót: Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, 2008. – P. 13–33.
- Baskin C.C., Baskin J.M. Role of temperature and light in the germination ecology of buried seeds of weedy species of disturbed forests. 2. *Erechtites hieracifolia* // Canad. J. of Botan. – 1996. – Vol. 74. – P. 2202–2005.
- Böhm C., Berchtold S., Keim D.A. Searching in high-dimensional spaces: Index structures for improving the performance of multimedia databases // ACM Computing Surveys. – 2001. – Vol. 33, № 3. – P. 322–373.
- Boratynski A., Didukh Ya. *Loiseleuria procumbens* (Ericaceae) in the Ukrainian Carpathians // Dendrobiol. – 2002. – Vol. 47. – S. 3–9.
- Chytry M., Hennekens S.M., Jiménez-Alfaro B. et al. European Vegetation Archive (EVA): an integrated database of European Vegetation-plot data // Biodiversity and vegetation: patterns, processes, conservation. – Perth: Kwongan Foundation, 2014. – P. 81–82.
- Clarke G.L. Elements of Ecology. – New York: Hafner, 1954. – 560 p.
- Csiszár Á. A kisvirágú nebánésvirág (*Impatiens parviflora* DC.) és a keresztlapu (*Erechtites hieracifolia* Raf. ex DC.) terjedési stratégiáinak vizsgálata. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola. – Sopron, 2004. – 137 o.
- Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia / Eds. I. Jarolímek, J. Šibík. – Bratislava: Veda, 2008. – 332 p.
- Didukh Ya.P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. – K.: Phytosociocentre Press, 2011. – 176 p.
- Didukh Ya.P., Chusova O.O., Olshevska I.A., Polischuk Yu.V. River valleys as the object of ecological and geobotanical research // Укр. ботан. журн. – 2015. – Т. 72, № 5. – С. 415–430.
- Die Pflanzengesellschaften Österreichs / Hrsg. L. Mucina, G. Grabherr, S. Wallnöfer. – Jena: Gustav Fischer Verlag, 1993. – T. III. – 353 S.
- Die Wälder und Gebüsche Österreichs / Hrsg. W. Willner, G. Grabherr. – München: Elsevier GmbH, 2007. – Bd. 1. – 302 S.

- Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) / Ed. P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn. – Průhonice: Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, 2007. – 352 p.
- Essl F., Egger G., Ellmauer T., Aigner S. Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. – Wien, 2002. – Bd. 156. – 143 S.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization [Electronic resource]. – 2006. – Online at: <http://www.eppo.org>.
- Gleason H.A., Cronquist A. Manual of vascular plants of Northern Unated States and adjacent Canada (2 ed.). – New Yorks: The N.Y. Bot. Gard, 1993. – 910 p.
- Gupta R.K. The Living Himalayas: aspects of plant explorations and phytogeography. – New Delhi: Today & Tomorrow's Printers and Publishers, 1989. – 512 p.
- Hanssen-Bauer I., Nordli P.Ø. Annual and seasonal temperature variations in Norway 1876–1997. KLIMA Report 25/98. – Oslo: Norwegian Meteorological Institute, 1998. – 29 p.
- Herbich F. Flora der Bukowina. – Leipzig, 1859. – 460.
- Hrivnák R., Oľahelová H., Valachovič M., Cvachová A., Balázs P. Aquatic and marsh plant communities of an inundation area of the Ipeľ River (rkm 96–119). – Kitaibelia. – 2001. – Vol. 6, № 2. – P. 267–279.
- Jäger E.J. Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte // Schr.-R. f. Vegetationskde., Sukopp-Festschrift. – 1995. – Bd. 27. – S. 395–403.
- Jones P.D., Osborn T.J., Briffa K.R. The evolution of climate over the last millennium // Science. – 2001. – Vol. 292. – P. 662–667.
- Katalóg biotopov Slovenska / Ed. V. Stanová, M. Valachovič. – Bratislava: Inštitút aplikovanej ekológie, 2002. – 225 p.
- Komornícki T., Skiba S. Gleby // Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego. – Kraków – Zakopane: Wyd. TPN, 1996. – S. 215–226.
- Kornas J. Geograficzno-historyczna klasyfikacja roślin synantropijnych // Mater. Zaki. Fitosocjol. Stos. UM. – 1968. – T. 25. – S. 33–41.
- Lenoir J., Gégout J.C., Marquet P.A., de Ruffray P., Brisse H. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century // Science. – 2008. – Vol. 320. – P. 1768–1771.
- Matuszkiewicz W. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Warszawa: Wyd. Nauk. PWN, 2002. – 537 s.
- Molnár J., Izsák T. Trendek és töréspontok a léghimérséklet kárpátaljai idősoraiban // Légkör. – 2012. – K. 56. – P. 49–54.
- Mucina L., Bültmann H., Dierßen K., Theurillat J.-P., Dengler J., Carni A., Šumberová K., Raus T., Di Pietro R., Gavilan García R., Chytrý M., Iakushenko D., Schaminée J.H.J., Bergmeier E., Santos Guerra A., Daniëls F.J.A., Ermakov N., Valachovic M., Pignatti S., Rodwell J.S., Pallas J., Capelo J., Weber H.E., Lysenko T., Solomesh A., Dimopolous P., Aguiar C., Freitag H., Hennekens S.M., Tichý L. Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of plant, lichen, and algal communities // Applied Vegetation Science. – 2016. – Vol. 19. – P. 3–264
- Neuhäuslová Z. Spoločienstva vrbe bile a vrby kšehke v Česki socialistické republice // Preslia. – 1987. – T. 59. – P. 25–50.
- Odum E.P. Fundamentals of Ecology. – Philadelphia: Saunders, 1953. – 564 p.
- Oliver C.D., Burkhardt E.C., Skojac D.A. The increasing scarcity of red oaks in Mississippi River floodplain forests: influence of the residual overstory // Forest Ecol. and Management. – 1995. – Vol. 210. – P. 393–414.
- Onyschenko V.A. Forests of order *Fagetalia sylvaticae* in Ukraine. – K.: Alterpress, 2009. – 212 p.

- Paul F., Kääb A., Haeberli W. Recent glacier changes in the Alps observed from satellite: Consequences for future monitoring strategies // *Global and Planetary Change*. – 2007. – Vol. 56, № 1–2. – P. 111–122.
- Protopopova V., Shevera M. *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier in Ukraine // The ecology and management of the Giant Alien *Heracleum mantegazzianum*. Final Intern. Workshop of the «Giant Alien» Project. Programme and Proceedings (Giessen, 21–23.02.2005). – Giessen, 2005. – P. 26.
- Protopopova V.V., Shevera M.V. Ergasiophytes of the Ukrainian flora // *Biodiv. Re. Conserv.* – 2014. – Vol. 35. – P. 31–46.
- Prots B., Drescher A., Vykhor B. The role of dispersal agents for the spread of invasive plant *Impatiens glandulifera* Royle in the Transcarpathia // *Біол. сист.* – 2011. – Т. 3, вип. 3. – С. 269–276.
- Przyroda Tatrańskiego Parku Narodowego / Red. Z. Mirka. – Kraków – Zakopane: Tatrański Park Narodowy, 1996. – 787 s.
- Pysek P., Prach K. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe // *Journ. of Biogeography*. – 1993. – Vol. 20. – P. 413–420.
- Raunkiaer C. Life forms of plants and statical plant geography. – New York – London, 1934. – 352 p.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions // *Diversity & Distrib.* – 2000. – Vol. 6. – P. 93–107.
- Roleček J. Vegetation types of dry-mesic oak forests in Slovakia // *Preslia*. – 2005. – Vol. 77. – P. 241–261.
- Roleček J., Cornej I.I., Tokarjuk A.I. Understanding the extreme species richness of semi-dry grasslands in east-central Europe: a comparative approach // *Preslia*. – 2014. – Vol. 86 (1). – P. 13–34.
- Seiger L. Element stewardship abstract: *Polygonum cuspidatum* // *Nature Conservancy* [Electronic resource]. – Arlington, Virginia, 1995. Online at: <http://www.consci.tnc.org/src/weeds/polycusp.htm>.
- Shaw R.H., Seiger L.A. Japanese Knotweed // Van Driesche R., Lyon S., Blossey B., Hoddle M., Reardon R. *Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States*. – USDA Forest Service Publication, 2002. – P. 159–166.
- Shevera M., Protopopova V., Didukh Ya., Kozak O., Chorney I., Budzhak V., Tokaryuk A. Reaction on invasive species on climatic changes // XI Intern. Conf. «Advances in research on the flora and vegetation of the Carpato-Pannonian region» (Budapest, 12–14.02.2016). – Budapest, 2016. – P. 106–107.
- Sîrbu C., Oprea A. Plante adventive în flora României. – Iași: Ed. I. Ionescu de la Brad, 2011. – 736 p.
- TEEB-Prozesse und Ökosystem-Assesment in Deutschlands, Russland und weiteren Staaten des nördlichen Eurasiens / Hrsg. K. Grunewald, O. Bastian, A. Drosdov. – DfN-Skripten 372, 2014. – 372 S.
- Teppner H., Klein E., Drescher A., Zagulskij M. *Nigritella carpatica* (Orchidaceae) – ein Reliktendemit der Ost-Karpaten // *Phyton. Ann. rei botan.* – 1994. – Bd. 34, № 2. – P. 169–187.
- Tichy L. JUICE, software for vegetation classification // *Journ. Veg. Sci.* – 2002. – Vol. 13. – P. 451–453.
- Tokarska-Guzik B., Fojcik B., Bzdega K., Urbisz A., Nowak T., Pasierbiński A., Dajdok Z. Wytyczne dotyczące zwalczania rdestowców na terenie Polski. – Katowice, 2015. – 215 s.

- Tokaryuk A.I., Chorney I.I., Korzhan K.V., Budzhak V.V., Velychko M.V., Protopopova V.V., Shevera M.V. The participation of invasive plants in the synanthropic plant communities in the Bukovinian Cis-Carpathians (Ukraine) // *Thaiszia – J. Bot.* – 2012. – Vol. 22, № 2. – P. 231–242.
- Wagner L. A megye növényzetének ismertetése // *Máramaros vármegye egyetemes leírása.* – Budapest, 1876. – O. 153–210.
- Weber R. Ruderalpflanzen und ihre Gessellschaften. – Wittenberg: A. Ziemsen, 1961. – 164 S. (Die neue Brehm-Bücherei. – Bd. 280).
- Witosławki P. Atlas of distribution of vascular plants of Łódz. – Łódz: Wydawn. Uniw. Łódzkiego, 2006. – 386 p.
- Zajac A., Zajac M. Distribution atlas of vascular plants in Poland. – Cracow: Edited by Laboratory of Computer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, 2001. – 715 p.

З М І С Т

ПЕРЕДМОВА	5
ВСТУП (Дідух Я.П., Козак О.М.).....	8
1. ТЕОРЕТИЧНІ ПІДХОДИ ДО ПРОГНОЗУВАННЯ ПОВЕДІНКИ ЕКОСИСТЕМ ТА ЇХ СКЛАДОВИХ ПІД ВПЛИВОМ ЗМІНИ ДОВКІЛЛЯ (Дідух Я.П.).....	13
2. ПРИРОДНІ УМОВИ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ І ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ	21
2.1. Коротка фізико-географічна характеристика (Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І.).....	21
2.2. Клімат Карпат і тенденції його змін	29
2.2.1. Загальна характеристика клімату Карпат (Чорней І.І., Буджак В.В.)	29
2.2.2. Гідротермічна особливість клімату (Дідух Я.П.).....	34
3. МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ (Дідух Я.П.).....	54
4. ОЦІНКА РЕАКЦІЇ ВИДІВ НА КЛІМАТОГЕННІ ЗМІНИ	60
4.1. Рідкісні рослини Карпат та можливі зміни їх видового складу під впливом дії різних факторів і загроз (Дідух Я.П., Контар І.С.).....	60
4.2. Фітоінвазії у флорі Українських Карпат і на прилеглих територіях (Протопопова В.В., Шевера М.В., Кіш Р. Я., Токарюк А.І., Чорней І.І., Буджак В.В., Козак О.М., Норенко К.М.,)	79
5. РОСЛИННІ УГРУПОВАННЯ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ТА ЗАКОНОМІРНОСТІ ЇХ РОЗПОДІЛУ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД ЗМІНИ ЕКОФАКТОРІВ	120
5.1. Синтаксономічна різноманітність Українських Карпат (Дідух Я.П.).....	120
5.2. Закономірності еколого-ценотичної диференціації рослинного покриву (Дідух Я.П., Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І., Кіш Р.Я., Контар І.С., Розенблїт Ю.В.)	126

6. БІОТОПИ КАРПАТ, ЇХ СОЗОЛОГІЧНА ОЦІНКА, ЗАГРОЗИ ІСНУВАННЮ ТА РИЗИКИ ВТРАТ	148
6.1. Рідкісні біотопи, їх созологічна значимість та оцінка ризиків втрат (Дідух Я.П., Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І., Кіш Р.Я.)	148
6.2. Характеристика індикаторних біотопів Українських Карпат та прилеглих територій	165
6.2.1. Водні, приджерельні та прибережно-водні біотопи (С) (Кіш Р.Я.)	165
6.2.2. Болота (D) (Чорней І.І.)	169
6.2.3. Луки, степи, пустища (E) (Дідух Я.П., Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І., Кіш Р.Я., Розенблїт Ю.В.)	171
6.2.4. Чагарники (F) (Чорней І.І., Козак О.М.)	181
6.2.5. Ліси (G) (Дідух Я.П., Кіш Р.Я., Чорней І.І., Буджак В.В., Токарюк А.І.)	185
6.2.6. Біотопи скельних відслонень та осипів (H) (Кіш Р.Я., Дідух Я.П.)	197
6.3. Синфітоіндикаційна оцінка біотопів басейну р. Латориця, закономірності їх диференціації (Козак О.М.)	199
6.4. Стан та трансформація ялинових лісів Українських Карпат у зв'язку зі змінами клімату (Дідух Я.П.)	210
6.5. Осередки концентрації фіторізноманіття та проблеми його збереження (на прикладі Буковинських Карпат) (Буджак В.В., Чорней І.І., Токарюк А.І.)	218
7. ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОСЛИННОСТІ ПОЛЬСЬКИХ ТАТР, УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ТА ГІРСЬКОГО КРИМУ (Дідух Я.П., Контар І.С.)	235
SUMMARY	253
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ	262

CONTENT

FOREWORD	5
INTRODUCTION (Didukh Ya. P., Kozak O. M.).....	8
1. THEORETICAL APPROACHES TO THE PREDICTION OF ECOSYSTEM AND THEIR COMPONENTS BEHAVIOR UNDER THE INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL CHANGE (Didukh Ya. P.).....	13
2. NATURAL CONDITIONS OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS AND SURROUNDING TERRITORIES	21
2.1. Brief physiographic description (Chorney I. I., Budzhak V. V., Tokaryuk A. I.).....	21
2.2. Climate in the Carpathians and its trend	29
2.2.1. Overall characteristic of climate in the Carpathians (Chorney I. I., Budzhak V. V.).....	29
2.2.2. Hydrothermal patterns of climate (Didukh Ya. P.).....	34
3. RESEARCH METHODOLOGY (Didukh Ya. P.).....	54
4. EVALUATION OF SPECIES RESPONSE TO CLIMATOGENIC CHANGES	60
4.1. Rare plants of the Carpathians and possible changes of their species composition under the impact of various factors and threats (Didukh Ya. P., Kontar I. S.).....	60
4.2. Phytoinvasions in flora of the Ukrainian Carpathians and surrounding territories (Protopopova V. V., Shevera M. V., Kish R. Ya., Tokaryuk A. I., Chorney I. I., Budzhak V. V., Kozak O. M., Norenko K. M.,)	79
5. PLANT COMMUNITIES OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS AND OF THEIR DISTRIBUTION PATTERNS DEPENDING ON ECOFACTOR CHANGES	120
5.1. Syntaxonic diversity of the Ukrainian Carpathians (Didukh Ya. P.).....	120
5.2. Patterns of ecological-coenotic differentiation of vegetation cover (Didukh Ya. P., Chorney I. I., Budzhak V. V., Tokaryuk A. I., Kish P. Ya., Kontar I. S., Rozenblit Yu. V.)	126

6. CARPATHIAN HABITATS, THEIR SOZOLOGICAL EVALUATION, THREATS TO EXISTENCE, AND RISKS OF LOSSES	148
6.1. Rare habitats, their sozological significance, and evaluation of the risks of losses (Didukh Ya. P., Chorney I. I., Budzhak V. V., Tokaryuk A. I., Kish R. Ya.)	148
6.2. Characteristic of indicative habitats of the Ukrainian Carpathians and surrounding territories	165
6.2.1. Aquatic and coastal habitats (C) (Kish R. Ya.)	165
6.2.2. Swamps (D) (Chorney I.I.)	169
6.2.3. Meadows, steppes, and wastelands (E) (Didukh Ya. P., Chorney I. I., Budzhak V. V., Tokaryuk A. I., Kish R. Ya., Rozenblit Yu. V.).....	171
6.2.4. Shrubs (F) (Chorney I. I., Kozak O. M.)	181
6.2.5. Forests (G) (Didukh Ya. P., Kish R. Ya., Chorney I. I., Budzhak V. V., Tokaryuk A.I.)	186
6.2.6. Habitats of rocky slopes and screes (H) (Kish R. Ya., Didukh Ya. P.)	197
6.3. Synphytoindicative evaluation of habitats in the Latorytsya River Basin and their differentiation patterns (Kozak O. M.)	199
6.4. Conditions and transformation of spruce forests in the Ukrainian Carpathians as a result of climate change (Didukh Ya. P.)	210
6.5. Loci of phytodiversity concentration and problems of its conservation (example of Bukovinian Carpathians) (Budzhak V. V., Chorney I. I., Tokaryuk A. I.)	218
7. COMPARISON CHARACTERISTIC OF VEGETATION OF THE POLISH TATRA MOUNTAINS, UKRAINIAN CARPATHIANS AND THE CRIMEAN MOUNTAINS (Didukh Ya. P., Kontar I. S.)	235
SUMMARY	253
LIST OF REFERENCES	262

Наукове видання

Дідух Я. П., Чорней І. І., Буджак В. В.,
Токарюк А. І., Кіш Р. Я., Протопопова В. В.,
Шевера М. В., Козак О. М., Контар І. С.,
Розенбліт Ю. В., Норенко К. М.

КЛІМАТОГЕННІ ЗМІНИ РОСЛИННОГО СВІТУ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

Монографія

Редактор І. В. Скільський
Комп'ютерна верстка В. В. Буджак
Дизайн обкладинки В. В. Буджак

Підписано до друку 08.11.2016. Формат 60 x 84/16.
Папір офсетний. Гарнітура Georgia. Друк офсетний.
Ум.-друк. арк. 17,5. Тираж 300. Зам. 690.

Видавець і виготовлювач ТОВ «Друк Арт»
58018, м. Чернівці, вул. Головна, 198А, к.5, т/ф 585-432
Ліцензія про державну реєстрацію ДК №2741 від 15.01.2007 р.

