

ФІТОІНДИКАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ СТІЙКОСТІ ПРИРОДНИХ КОРМОВИХ УГІДЬ ДО ПАСОВИЩА ДИГРЕСІЇ

У статті розглядаються фіто індикаційні підходи до аналізу зв'язку між факторами середовища та стійкістю екосистем до пасовищної дигресії. Встановлено ряд закономірностей, які, із одного боку, дозволяють прогнозувати розвиток пасовищ, а з другого – планувати заходи з підтримання їх у стабільному стані.

Постановка проблеми, короткий аналіз дослідження

Незважаючи на інтенсивний розвиток технології годівлі тварин, під час якого виникають нові методики їхнього утримання, використання природних пасовищ не втрачає своєї актуальності. По-перше, існує постійна потреба отримувати продукцію, одержану в максимально наближених до природних умовах. Крім того, у багатьох випадках для України ще довго буде недоступним масове запровадження великих виробничих комплексів із постійним стаціонарним утриманням тварин. Це відбувається із багатьох причин, основні з яких соціально-економічні. Саме тому, повсякчасно проявляється потреба у раціональному використанні природних пасовищ, незважаючи на те, що тиск на них спадає через значне скорочення поголів'я. Останній процес сприяє виникненню нових векторів розвитку пасовища (трансформації лучних екосистем у деградовані лісові або чагарникові), які, на рівні із пасовищною дигресією, призводять до значного погіршення якості угідь. Із цієї причини, питання стійкості пасовищ виглядає як набагато ширша проблема, ніж проблема пасовищної дигресії.

Стійкість екосистем залежить від рівня коадаптації господарської діяльності людини та структури і функцій природної підсистеми. Іншими словами, ефективне використання природної екосистеми залежить від максимальної енергетично ефективної реалізації можливостей екотопу (насамперед, едафотопу та кліматотопу) живими організмами та збалансованим (у межах витривалості біотопу) антропогенним тиском. Отже, найкращим варіантом для природного пасовища буде не найпродуктивніший фіто топ, а найстійкіший. Вірніше було б стверджувати, що найвигіднішою була б експлуатація пасовища із максимальною продуктивністю за максимальної стійкості.

Оскільки кожна екосистема є най ефективнішим способом реалізована біотопом потенціальною можливістю використання ресурсів екотопу, при максимально доступній у таких умовах стійкості, за високі показники останньої залежатимуть від адаптації біотопу до умов середовища. Це досягається за рахунок формування специфічного біоценозу із найбільш пристосованих до умов середовища угруповань. Завдяки цьому ми можемо використовувати таку коадаптацію для визначення стану екосистеми через фітоіндикацію. Із другого боку, ми можемо встановити межі показників середовища (у тому числі антропогенних), в яких може існувати необхідна нам екосистема.

Мета та методи дослідження

Метою дослідження є встановлення параметрів факторів, які впливають на стійкість пасовищних екосистем. *Об'єктом дослідження* є екосистеми, що піддаються пасовищній дигресії, розташовані на території Центрального Полісся, а *предметом дослідження* є видовий склад флори та показники факторів середовища цих екосистем. Для розв'язання наведених вище задач нами використано ряд стандартних та оригінальних методів. У польових дослідженнях використано загальноприйняті маршрутно-експедиційні та напівстаціонарні польові методи [6, 8]. Геоботанічні описи виконані за стандартною методикою [6, 16] на описових ділянках 10x10 м для травянистої рослинності та 25x25 м – для лісової й чагарникової, з урахуванням видимих меж природних фітоценозів. Рослинність, розміщену у вигляді вузьких смуг (прибережно-водну, балок, узлісь), описано на ділянках довжиною 10–15 м.

Класифікація рослинних угруповань здійснена за принципами флористичної класифікації рослинності Браун-Бланке [1, 6]. Перетворення масиву даних виконано з використанням пакету програм «SIMAGRL» [13]. Класифікацію екосистем здійснено з використанням теоретичних засад, викладених Я.П. Дідухом (2004, 2005) [3, 12]. З метою оцінки диференціації екосистем у відношенні до провідних факторів середовища, використано методи синфітоіндикації, зокрема, пакет програм «SIMAGRL» [13]. Розрахунки здійснювалися на основі бази даних «ECODID» [4, 5] і еколого-фітоценотичної та флористичної інформації лабораторії “Екосистемологічного моніторингу стану довкілля” «ADEM» [9, 11, 14, 15]. Ми проводили бальну оцінку за уніфікованими шкалами, запропонованими Я.П. Дідухом [4, 5]. Для аналізу отриманих показників використовували метод непрямой ординації.

Ординаційний аналіз і створення малюнків здійснено за допомогою програм MicrosoftOfficeExcel 2003 та Statistica 6.0.

Результати дослідження та їхнє обговорення

Незважаючи на те, що традиційно пасовищами є мезофітні лучні екосистеми (E12 – код адаптованої європейської класифікації екосистем EUNIS), за певних обставин, особливо на території Полісся, регулярно випасають тварин і у інших екотопах. Зібраний нами матеріал вказує на те, що практично немає жодної природної чи частково антропогенно трансформованої екосистеми, яка постійно чи факультативно не використовувалася як пасовище.

Кожен тип пасовищних екосистем має свої характеристики продуктивності, поживності кормів, стійкості до дигресійних навантажень та свій набір ризиків для перебування у ньому тварин. Тому не завжди загальноприйняті правила і рекомендації можна застосовувати до кожного окремого прикладу.

Оскільки експериментального матеріалу за кожним типом екосистем як потенційному пасовищу може виявитися недостатньо, то корисною буде фітоіндикаційна характеристика тих факторів, які найбільше впливають на кормову якість біотопу [7]. Наші дослідження показали, що ними є багаторічний показник вологості ґрунту, його загальний сольовий режим, вміст нітратів, пасовищна та рекреаційна дигресія, ступінь трансформації, у тому числі антропогенної [2, 10, 12]. Опираючись на акумульовані в базі даних «ADEM» дані, ми маємо змогу в достатньо високій точності визначити всі вищенаведені показники (табл.). Вони подаються в балах за універсальною шкалою) для екосистем IV рівня класифікації (домінацен) на території Полісся за результатами дослідження у 2004–2011 роках. Це дало нам змогу визначити оптимальний режим для існування пасовища, проблеми стійкості та експлуатації його аналогів, що знаходяться за межами оптимуму.

Аналізуючи взаємозалежність зміни показників різних факторів із коливаннями дигресії, ми спостерігаємо ряд відмінностей між ними. Так спостерігається значна пряма залежність між дигресією та загальним сольовим режимом і антропогенною трансформацією. Зв'язок із впливом людини виглядає цілком логічно, адже пасовищна дигресія на території України практично не залежить від активності диких тварин, чисельність яких низька. Отже, вона буде наслідком саме людської діяльності, тому кореляція між цими показниками $r = 0,74$ цілком природна.

Порівняльна характеристика показників провідних факторів стійкості пасовищ

Код і назва екосистеми	Вологість ґрунту (Hd)			Трофічність (Tr)			Ступінь трансформації (St)			Ступінь антропогенної трансформації (He)			Вміст доступного Нітрогену (Nt)			Дитрєсія (De)
	min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean	mean
D41 1	12,2	14,9	13,4	7,1	7,6	7,4	0,1	1,2	0,14	7,2	10,1	8,1	6,0	6,8	6,5	11,2
D41 2	14,5	19,2	15,7	7,0	7,7	7,6	0,3	2,3	1,1	7,4	10,5	8,5	6,6	7,4	7,1	12,6
E111	13,0	16,2	14,4	6,6	7,6	7,0	0,8	3,3	1,6	6,5	9,2	7,7	5,2	6,8	6,0	5,8
E121	10,7	11,9	11,3	6,7	7,5	7,1	0,1	3,4	1,3	7,1	8,6	7,5	5,3	6,2	5,8	5,9
E122	10,9	11,9	10,5	5,7	6,9	6,4	0,8	3,7	2,5	7,3	9,5	8,4	5,1	5,7	5,4	12,6
E131	10,7	10,9	10,8	6,8	7,1	6,9	0,4	1,3	1,1	7,8	9,1	8,3	4,8	5,2	5,0	13,4
E211	10,4	11,7	10,7	6,6	7,6	7,1	0,3	4,8	2,6	6,7	8,6	7,4	5,0	6,5	5,6	9,6
E311	11,1	11,3	11,2	6,4	6,6	6,5	0,1	1,3	0,2	6,8	8,1	7,8	5,5	5,8	5,6	10,5
F111	10,6	12,2	11,6	3,7	5,8	4,9	0,5	4,6	3,4	7,5	9,2	8,6	3,2	4,5	3,8	11,5
F121	10,3	10,4	10,3	6,2	6,6	6,4	0,1	1,6	0,4	7,1	9,3	8,5	4,1	4,4	4,3	7,8
G11 1	11,1	12,1	11,9	5,9	6,7	6,3	1,6	4,9	3,6	5,4	8,7	7,6	5,3	6,1	5,7	7,3
G11 2	11,9	12,2	12,1	6,2	6,4	6,3	1,5	4,8	3,7	7,3	9,4	8,2	6,8	7,3	7,2	12,3
G12 1	13,9	15,0	14,5	6,4	6,7	6,6	1,7	4,7	3,4	7,2	9,1	8,3	5,2	6,0	5,6	13,4
G21 1	13,3	14,2	13,7	6,1	7,2	6,8	4,7	10,4	5,4	6,1	8,9	7,3	5,6	7,9	6,7	4,5
G22 1	11,6	12,4	11,9	5,1	6,2	5,8	8,4	12,2	10,1	4,3	7,9	5,9	4,1	5,4	4,9	12,8
G22 3	11,8	12,4	12,3	5,0	6,2	5,7	8,1	12,7	10,3	4,5	7,8	5,6	4,0	5,6	4,7	13,8
G23 1	12,9	13,5	13,2	5,4	6,5	6,8	4,8	10,1	5,3	6,7	8,8	7,6	5,4	6,1	5,8	15,5
G23 2	11,6	12,5	11,0	5,6	6,6	6,1	7,1	18,1	12,1	4,1	6,3	5,1	5,6	6,7	6,3	7,75
G23 3	11,5	12,1	11,7	5,9	7,1	6,5	4,3	9,3	4,9	6,9	9,8	8,7	5,2	8,2	6,8	7,25
I22	9,6	11,4	10,3	6,1	7,9	7,4	0,1	1,0	0,8	10,1	12,9	11,2	4,8	7,6	6,5	13,5
I23	12,1	14,6	13,1	7,1	8,6	7,9	0,1	0,2	0,1	10,2	15,3	12,9	6,2	6,8	6,6	9,6

Пояснення до табл. 1. Екосистеми: D411 – береги з угрупованнями дернинних низкорослих однорічників; D412 – береги з угрупованнями нітрофільних однорічників; E111 – заплавні луки, сформовані гігрофітами та гігромезофітами; E121 – свіжі мезофітні заплавні та суходільні луки, сформовані мезогігрофітами; E122 – ранні стадії відновлення рослинного покриву на порубах; E131 – остепнені луки, сформовані мезоксерофітними видами; E211 – термофільні узлісні екосистеми, сформовані широкотравними видами; E311 – псамофітні екосистеми з домінуванням сукулентів; F111 – верескові та біловусові пустища; F121 – чагарничкові екосистеми з домінуванням псамофітів; G111 – бузиново-вербові мезофітні чагарникові екосистеми; G112 – чагарники з домінуванням нітрофілів; G121 – вербові мезогігрофітні чагарники; G211 – вільхові ліси; G221 – соснові ліси; G223 – дубові ліси; G231 – прирічкові вербові ліси; G232 – неморальні дубово-грабові ліси; G233 – робінієві ліси; I21 – рудеральні екосистеми на сильно порушених ґрунтах; I22 – рудеральні екосистеми на слабко порушених ґрунтах; I23 – мезофітні рудеральні екосистеми на порушених ґрунтах.

Високу залежність із трофністю легко пояснити, опираючись на опубліковані у 2007 р. одним із авторів спільно із Я.П. Дідухом дані, у яких аналізується цей зв'язок. Оскільки загальносольовий режим є одним із факторів родючості ґрунту (в межах своїх оптимальних значень), то, як відомо, більш родючі ґрунти інтенсивніше і використовуватимуться. До того ж, на території Полісся трофність не досягає свого максимуму, після якого настає зниження родючості через засолення. Отже, ми спостерігатимемо лише частину ймовірних показників – від мінімальних до оптимальних, іншими словами, лише зростаючу частину загального графіка. Накладання зростання трофності на зростання дигресії обумовлює високі показники кореляції цих факторів: $r = 0,598$.

Ступінь трансформації обернено пропорційний до пасовищної дигресії. Їхня кореляція найвища ($r = 0,8997$), тому що цей показник вказує на розвиток від первинних угруповань (екосистем) до клімаксічних, а дигресія – навпаки. Таким чином, ми можемо стверджувати, що дигресія зміщує рівновагу в екосистемах у сторону первинних екоотопів, спричиняючи порушення термодинамічної рівноваги через зростання ентропії. Це пояснює описаний Арнольдом Ньюменом (1989) процес виникнення пустель після десятирічного використання як пасовищ вирубок вологих тропічних лісів. А також це є додатковим доказом високих ризиків масового регулярного випасання тварин у лісових екосистемах, на що вказував П.С. Погребняк у своїй роботі «Общее лесоводство» (1968).

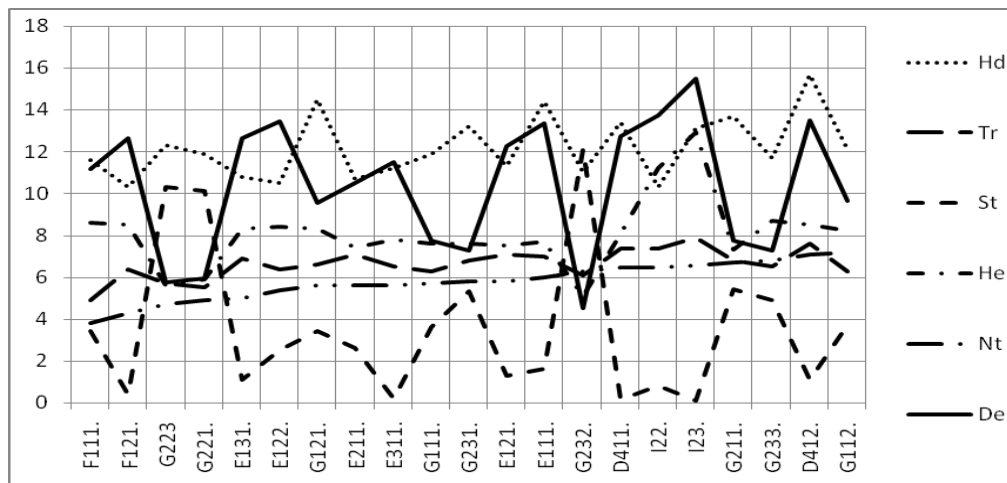


Рис. 1. Графіки зміни показників факторів середовища.

Пояснення до рисунка 1. По вертикальній осі бали за універсальною шкалою, по горизонтальній – екосистеми рівня домінацену. Умовні позначки: Hd – вологість ґрунту; Tr – трофність; St – ступінь трансформації; He – ступінь антропогенної трансформації; Nt – вміст доступного Нітрогену; De – дигресія. Умовні позначки назви екосистем рівня домінацену див. табл.

Складніші принципи взаємозв'язку дигресії із факторами вологості ґрунту та вмісту доступного Нітрогену. Як перший, так і другий показують дуже низькі показники кореляції: для вологості $r = 0.04$, для вмісту Нітрогену $r = 0.08$. На практиці ми спостерігаємо чітко виражену залежність між вологістю, дигресією та продуктивністю пасовищ, яка не помітна на рис. 1. Для більш чіткої візуалізації взаємодії показників вологості і дигресії ми створили графік, який, крім їхніх змінних, уміщує ще й поліноміальну криву дегресії (рис. 2). Вона узагальнює основний тренд зміни цього фактора, ігноруючи крайні коливання його показників. На цьому графіку ми спостерігаємо мінімальні значення дигресії при показниках вологості близьких до 12 балів за універсальною шкалою. Такі показники відповідають мезофітним умовам і є оптимумом для екосистем сходулу.

Оскільки вміст доступного Нітрогену (у вигляді нітратів та солей амонію) є одним із факторів родючості ґрунту, то пряма залежність із дигресією виглядає цілком логічно. Але виникає питання: чому для загальносольового режиму кореляція рівна 0,598, а для вмісту Нітрогену лише 0,08. Відповідь на це питання знаходиться у зміні видового складу трав'янистої рослинності, яка відбувається при цьому. Якщо вона виходить за межі 6,0–6,3 бали, то в рослинних

угрупованнях починають панувати нітрофіли, більшість із яких не привабливі для домашніх травоядних (за винятком *Capra aegagrus hircus*).

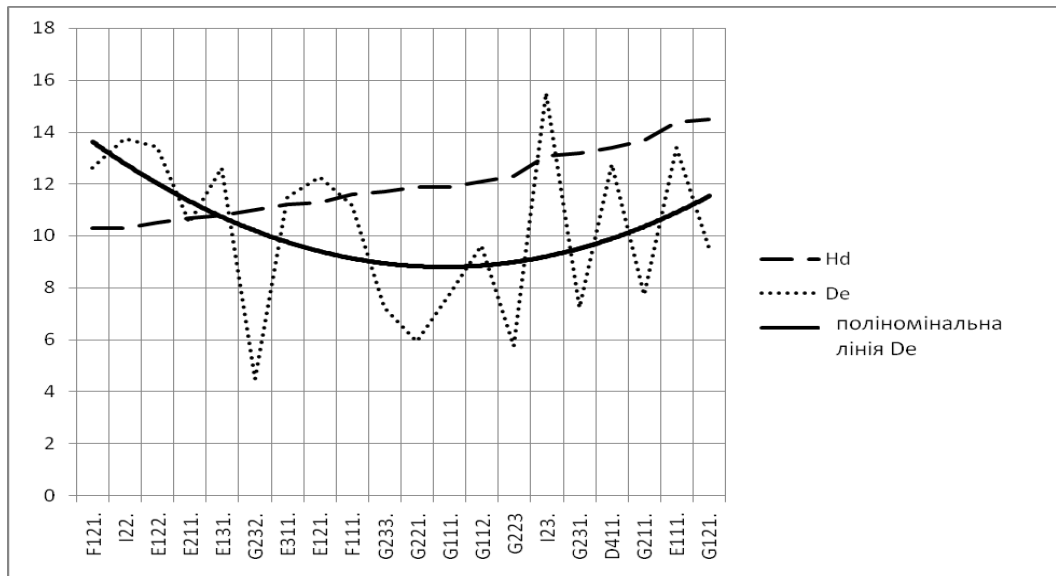


Рис. 2. Графік взаємозалежності показників пасовищної дигресії та вологості ґрунту (умовні позначки див. рис. 1 та табл.).

Висновки

Аналіз отриманих даних дозволяє зробити ряд висновків щодо зв'язку між стійкістю до пасовищної дигресії та визначеним методом фітоіндикації чинниками навколишнього середовища. Установлено, що рівень антропогенної трансформації та фактори родючості ґрунту прямо пропорційні до показників дигресії із достатньо високими показниками кореляції. Це обумовлено інтересом людини до високопродуктивних пасовищ на багатих ґрунтах. Тривала експлуатація таких пасовищ у зв'язку із виносом мінеральних речовин вимагатиме їхнього внесення. Однак, надмірний вміст Нітрогену може спричинити зміну видового складу угіддя і зробити його непривабливим для випасання.

За показниками вологості можна робити висновок, що при оптимальних мезофітних умовах пасовищні агроєкосистеми є досить стійкими, незалежно від інших факторів. Зниження чи підвищення вологості ґрунту (заболочення чи осушування) або використання пасовищ із високими чи низькими показниками цього фактора роблять екосистему менш стійкою до пасовищної дигресії.

Перспективи подальших досліджень. Використання фітоіндикаційного аналізу показало високу ефективність цього методу, оскільки ступінь

трансформації обернено пропорційна до показників пасовищної дигресії із кореляцією $r = 0,8997$. Розширивши діапазон описів, у яких біоіндикаційними методами будуть встановлені елементи стійкості екосистем, ми отримаємо нагоду для переходу до надійного способу різносторонньої оцінки та прогнозу впливу людини на довкілля.

Література

1. Александрова В.Д. Классификация растительности: обзор принципов классификации и классификационных систем в разных геоботанических школах. – Л.: Наука, 1969. – 275 с.
2. Бурлака В.А., Хом'як І.В., Кулінич Н.П. Вплив випасу жуйних тварин на екосистему буферної зони Поліського природного заповідника. Житомир. Видавництво ЖДУ, 2010. С. 34.
3. Дідух Я.П. Теоретичні підходи до створення класифікації екосистем // Укр. фітоцен. збірник. Серія С. – К., 2005. – Вип. 23. – С. 3–15.
4. Дідух Я.П. Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. – К., 1994. – 280 с.
5. Екофлора України: в 5 т. / [за ред. Я.П. Дідуха]. – К.: Фітосоціоцентр, 2000– . – Т. 1. – 2000. – 283 с.
6. Лавренко Е.М. Основные закономерности растительности сообществ и пути их изучения // Полевая геоботаника. – М.: Изд-во АН СССР, 1959. – С. 13–75. (в 5 т. Т.1).
7. Мазур Г., Хом'як І.В. Нові підходи до фітоіндикаційної оцінки ступеня трансформації екосистем. // Матеріали ІІ науково-практичної конференції для молодих учених та студентів «Біологічні дослідження–2011» Житомир. Видавництво ЖДУ, 2011. –С. 22.
8. Сукачев В.Н. Основы лесной типологии и биогеоценологии // Избр. тр. – Т.1. – Л.: Наука, 1972. – 418 с.
9. Хом'як І.В. Використання автоматизованої бази даних екосистемологічного моніторингу для охорони біорізноманіття в Центральному Поліссі // Теоретичні та прикладні проблеми екосистемології: тези доповідей круглого столу (15 травня 2008 року) – Житомир: Вид-во ЖДУ, 2008. – С. 124–127.
10. Хом'як І.В., Бурлака В.А. Використання потенціалу екосистем, утворених у результаті припинення рільництва на території Словечансько-Овруцького кряжу // Вісник ДАУ. – Житомир, 2005. – № 1 – С. 12–18.
11. Хом'як І., Бетке А., Мазур Г., Ішук Р., Хом'як Д., Капець Н., Некрашевич Ю. АДЕМ – нова ера екомоніторингу. Житомир. Видавництво ЖДУ, 2011. 23 с.
12. Хом'як І.В., Хом'як О.І. Моделювання динаміки розвитку екосистеми на основі системи «класифікаційних пірамід» // Звітний збірник тез і статей ІІ всеукраїнської науково-практичної конференції: теоретичні і прикладні проблеми екосистемології. Житомир. Видавництво ЖДУ, 2011. С. 102–103.

13. Хом'як І.В., Хом'як Д.І., Нове еволюційне продовження програм екосистемо екосистемологічного забезпечення – SEMARGL. // Звітний збірник тез і статей II всеукраїнської науково-практичної конференції: теоретичні і прикладні проблеми екосистемології. Житомир. Видавництво ЖДУ 2011. С. 104–106.

14. Шишкін М.О. Хом'як І.В. Застосування автоматичних баз даних для екосистемологічного моніторингу // Теоретичні та прикладні проблеми екосистемології: тези доповідей круглого столу (15 травня 2008 року) – Житомир : Вид-во ЖДУ 2008. – С.89–94.

15. Шишкін М.О., І.В. Хом'як. Проблеми та перспективи створення автоматизованої бази даних екосистемологічного моніторингу // Сучасні проблеми екології та геотехнологій : тези VI міжнародної наукової конференції студентів, магістрантів і аспірантів (Житомир, 18–20 березня 2009 року) / М-во освіти і науки України, Житомирський державний технологічний університет – Житомир: Видавництво ЖДТУ, 2009. —С 144–145.

16. Westhoff V. E. van der Maarel The Braun-Blanquet approach // Handbook of Vegetation Science. P. V : Ordination and Classification of Vegetation. – The Hague, 1973. – P. 619–726.
