

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/321859389>

Modelling potential species composition of the plant communities

Article · January 2004

CITATIONS

6

READS

31

2 authors:



Igor V. Goncharenko

National Academy of Sciences of Ukraine

191 PUBLICATIONS 1,135 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Yakiv Didukh

108 PUBLICATIONS 1,129 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Quality assessment of the vegetation classification [View project](#)



Classification of vegetation of Sumy Forest-Steppe region [View project](#)

УДК 616.441-008

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ФЛОРИСТИЧЕСКОГО СОСТАВА РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ*И.В. Гончаренко, Я.П. Дидух***Сумской государственной педагогической университет,***Институт ботаники НАН Украины, г. Киев*

В соответствии с принципом экологической индивидуальности видов их амплитуды независимо расположены вдоль градиентов среды (Раменский, 1938). Поэтому в образовании сообществ принимают участие виды, имеющие перекрывающиеся амплитуды. Величиной перекрытия амплитуд определяется вероятность совместного появления видов в фитоценозе, и в конечном счете ассоциированность видов можно оценить на основании сравнения величин их постоянства в различных синтаксонах. Это положение является основанием рассматриваемой далее методики.

В данной публикации мы рассмотрим подход, позволяющий проанализировать видовой состав фитоценоза с целью выяснения того, какие виды в его составе являются закономерным эколого-ценотически обусловленным элементом и составляют ядро фитоценоза, а какие являются случайными видами или же видами со смещенной амплитудой. Основное предположение состоит в том, что ядро стабилизировавшегося по видовому составу фитоценоза, находящееся в равновесии с условиями экотопа, должно быть представлено плеядой тесно сопряженных видов, а остальные виды или виды, являющиеся частями второстепенных плеяд, представляют атипичический элемент сообщества. Хотя выявление атипичных видов в том случае, если они явно дисгармонируют с остальной частью сообщества, может быть проведено опытным геоботаником визуально даже в полевых условиях, но ситуация сильно усложняется и требует применения специальных количественных методов, если амплитуда некоторого вида лишь незначительно смещена относительно центра фитоценоза. Разработка методики выделения в составе фитоценозов ядра и атипичных видов, а также расчет потенциального видového состава сообществ путем подбора видов с амплитудами, наиболее близкими к данной точке градиента, где расположен изучаемый фитоценоз, составляет предмет данной публикации. Определенный по описываемой методике видовой состав мы называем потенциальным, потому что он существует при отсутствии нарушающих факторов, создающих отклонения в частоте совместной встречаемости видов, предполагаемой исходя из их общей сопряженности. При формировании растительных сообществ большую роль играют случайности, поэтому анализ флористического состава действительных фитоценозов показывает значительные отличия от состава потенциальных фитоценозов. Эта случайность обычно рассматривается как следствие неупорядоченного воздействия извне и объясняется открытостью фитоценозов, незамкнутостью связей системы (Василевич, 1983). Переходя к дальнейшему изложению, необходимо определиться с некоторыми важными понятиями.

Действительным фитоценозом мы называем любой реальный фитоценоз с установленным для него фактическим видовым составом, выступающим в качестве контроля и объекта изучения.

Потенциальный фитоценоз - абстрактное понятие, связанное со способом изучения растительного покрова путем группирования видов, сходных по эколого-ценотическим характеристикам. Его можно представить себе как плеяду наиболее тесно сопряженных видов в каждой точке градиента, ассоциированность которых связана с близкими требованиями к условиям экотопа, проявлением чего есть значительное перекрытие экологических амплитуд.

Фитоценотическое моделирование - процесс прогнозирования видového состава потенциального фитоценоза путем подбора видов, в наибольшей степени тяготеющих к определенной точке градиента, совпадающей с центроидом моделируемого фитоценоза.

Моделируемый фитоценоз - потенциальный фитоценоз, являющийся объектом фитоценотического моделирования, имеющий всего лишь два атрибута - флористический список и координаты в синтаксономическом (экологическом) пространстве. Именно исходя из этих координат и производится отбор видов, "лежащих" в ближайшей части синтаксономического или экологического пространства.

Синтаксономическое пространство, подобно модели многофакторного экологического гиперобъема, представляет собой всю совокупность осей флористической композиции, на которых организовано многомерное ординационное поле точек-синтаксонов.

Потенциальное участие - теоретически рассчитываемый количественный показатель, пропорциональный ординате амплитуды вида в заданной точке градиента. Он используется при фитоценотическом моделировании для отбора видов потенциального фитоценоза по степени тяготения их амплитуд к определенной точке градиента.

Фитоценотическое ядро - совокупность видов, общих для действительного и потенциального фитоценоза, представляющие собой плеяду тесно сопряженных видов, гармонирующих с условиями место-

обитания, присутствие которых предсказывается в ходе фитоценотического моделирования, исходя из значительного взаимного перекрытия амплитуд.

Ожидаемые виды - виды, сопряженные с фитоценотическим ядром, не представленные в действительном фитоценозе, но тяготеющие к тождественным экотопам. Они определяются вычитанием видовых списков потенциального и действительного фитоценозов.

Атипичные виды - виды, присутствующие в фактическом видовом составе действительного фитоценоза, тем не менее, слабо сопряженные с ядром сообщества, тяготеющие к иным местообитаниям, присутствие которых связано с действием нарушающих факторов, в результате чего они замещают ожидаемые.

"Плотный" фитоценоз - фитоценоз с большим удельным весом фитоценотического ядра, представленный в основном плеядой тесно сопряженных видов.

"Рыхлый" фитоценоз - понятие, противоположное образу "плотного" фитоценоза, это фитоценоз "засоренный" атипичными, слабо сопряженными между собой видами. Он формируется при воздействии ненаправленных нарушающих факторов или при смещении равновесия любых прочих факторов, соответствующего "плотным" фитоценозам.

Для фитоценотического моделирования необходимо сопоставить, во-первых, данные об условиях экотопа для конкретного фитоценоза, во-вторых, данные об экологической амплитуде видов всей флоры. Несмотря на актуальность задачи, в связи с трудоемкостью предполагаемых измерений и расчетов вопрос не обсуждался в геоботанической литературе с практической точки зрения. Здесь рассматривается иной подход, позволяющий решить эту задачу со степенью приближения, близкой к разрешающей способности разработанной классификации растительности с применением фитоиндикации и ординации. Если представить себе каждый синтаксон как определенное состояние равновесия в сочетании всех факторов, мы можем перейти от использования параметров среды к оперированию синтаксонами и этим упростить решение первого аспекта упомянутой проблемы, характеризуя условия экотопа у конкретного фитоценоза по удельному весу в его составе видов, тяготеющих к различным ассоциациям. С другой стороны, амплитуду каждого вида можно представить в виде последовательности значений постоянства в ряду синтаксонов, упорядоченных вдоль градиента, и решить этим вторую из упомянутых задач.

Зная постоянство видов в отдельных точках синтаксономического пространства (ассоциациях), можно прогнозировать видовой состав любого переходного фитоценоза, лежащего внутри эколого-фитоценотического градиента, охваченного классификацией растительности. Для этого достаточно указать его положение в синтаксономическом пространстве, используя коэффициенты сходства по видовому составу «фитоценоз-ассоциация» или расстояние на градиентах отдельных экологических факторов. Для определения вероятности появления некоторого вида в моделируемом фитоценозе, занимающем определенное положение в синтаксономическом пространстве, используется показатель *потенциального участия* (x) вида, рассчитываемый как среднее значение постоянства вида в ассоциациях (k_1, k_2, k_n), взвешенное коэффициентами связи (x_1, x_2, x_n) моделируемого сообщества относительно этих ассоциаций:

$$x = (k_1 * x_1 + k_2 * x_2 + \dots + k_n * x_n) / (k_1 + k_2 + \dots + k_n), \quad (1)$$

где x – потенциальное участие вида, x_1, x_2, x_n – массив коэффициентов связи (сходства, расстояния), описывающий положение моделируемого сообщества в синтаксономическом пространстве, n – количество синтаксонов, k_1, k_2, k_n – массив величин постоянства определенного вида в данном наборе ассоциаций, отражающий его фитоценоцикл. Изменяющиеся значения в массиве коэффициентов связи x_1, x_2, x_n и специфический фитоценоцикл k_1, k_2, k_n каждого вида обуславливают уникальность видовой состава потенциальных фитоценозов в каждой точке градиента. Обилие видов в расчетах не учитывается, поскольку мы оперируем амплитудами видов на уровне синтаксонов, а не отдельных фитоценозов, следовательно, весовой критерий в формуле 1 – не обилие, а константность. При переходе от одного вида к другому в пределах одного моделируемого фитоценоза изменяются значения k_1, k_2, k_n , а для одного вида в различных моделируемых фитоценозах – массив коэффициентов связи x_1, x_2, x_n , описывающий их положение в синтаксономическом пространстве. Среди изменяемых аргументов в формуле 1 присутствуют оценки сходства между фитоценозом и каждой из ассоциаций, обозначенные через x_1, x_2, x_n . Возможны два способа определения этих величин.

В одном из случаев (фитоценотическое моделирование по флористическим параметрам) мерой связи фитоценоза и определенной ассоциации может служить сумма (среднее) величин постоянства видов, общих для фитоценоза и ассоциации. Например, если некоторое сообщество содержит виды А, В, С, причем эти виды встречаются в ассоциации 1 с константностью 0:0,2:0,3 и ассоциации 2 – с константностью 0:0,1:0,1, то в первом случае коэффициент связи фитоценоза и ассоциации можно принять равным 0,5, во втором – 0,2 и т.д. Эти значения используются в дальнейшем как весовые коэффициенты x_1, x_2, x_n и т.д. в формуле 1.

Поскольку аналогичный способ счета применяется ко всем ассоциациям и всем видам из общего

списка, причем в дальнейшем используются не абсолютные, а ранговые величины потенциального участия, то такой прием с целью сравнения видов по степени тяготения к определенному синтаксону вполне приемлем.

При втором способе (фитоценотическое моделирование по экологическим параметрам) можно воспользоваться фитоиндикационными данными, рассчитанными для изучаемого фитоценоза, оценив их отношение (близость) к средневзвешенной напряженности фактора(ов) по определенной ассоциации. С этой целью можно применить дискриминантный анализ - линейный метод многомерной статистики, позволяющий разработать правила классификации новых объектов на основании обучения с помощью сопоставления характеристик эталонных объектов и учета принадлежности их к заданным классификационным группам (Клекка, 1988). Для целей распознавания среды по растительности метод дискриминантного анализа применялся ранее (Карпов, Розенберг, 1975, Розенберг, 1976).

В дискриминантном анализе, в отличие от кластерного, предварительно необходимо задать для определенного количества объектов (обучающей выборки) принадлежность их к отдельным группам, затем сопоставить этим группам дифференцирующие переменные (в нашем случае это экологические характеристики объектов). В этом состоит процесс обучения, в котором передается исходная информация о характере групп. Критерием для отнесения нового объекта к выделенным кластерам является максимизация классифицирующих функций, рассчитываемых по этим уравнениям. Они представляют линейную комбинацию дискриминантных переменных, или характеристик, описывающих объект в многомерном пространстве:

$$F_i = C_0 + \sum_{i=1}^p C_i * X_i, \quad (2)$$

где F_i - значение классифицирующей функции для i -класса (группы), X_i - дискриминантная переменная (экологический фактор), p - количество переменных, использованное в процедуре классификации, C_i - коэффициент пропорциональности, полученный эмпирически для определенного класса.

Для обучения в дискриминантном анализе были использованы результаты оценки экологических факторов, полученные на основе метода фитоиндикации для 260 геоботанических описаний по параметрам влажности (Hd), кислотности (Rc), содержанию карбонатов (Ca) и минерального азота (Nt) в почве, солевого режима (Tr) (Дідух, Плюта, 1994). Каждое описание сопоставлялась с его принадлежностью к ассоциации, установленной в ходе предварительной классификации (см. синтаксономическую схему). В результате получена система дискриминантных уравнений, описывающих положение каждой ассоциации через указанные эдафические факторы. Например, для ассоциации *Potentillo impolitae-Festucetum valesiacae* классификационная функция имеет вид

$$F_k = -1183,1 + 55,4 * Rc + 31,3 * Tr - 11,9 * Nt + 102,3 * Hd + 98,7 * Ca.$$

Аналогичные уравнения были получены для всех синтаксонов. После этого нормированное значение классификационной функции, рассчитываемое для каждого фитоценоза по полученным для него фитоиндикационным данным, использовалось в качестве коэффициента связи и заносилось в массив x_1, x_2, x_n . Мы используем обобщенный термин "коэффициент связи", а не сходства, сопряженности или расстояния, поскольку в каждом из двух упомянутых вариантов его расчета природа результирующей величины получается разной, несопоставимой для перекрестных сравнений, но назначение массива x_1, x_2, x_n в обоих случаях одно и то же - определить положение фитоценоза в поле точек-синтаксонов.

Материал и методы

Метод апробирован на геоботанических материалах, полученных при изучении растительности северо-восточной части Левобережной Лесостепи Украины 1998-2003 г.г. Поскольку в расчетах используются данные о постоянстве видов из синтаксономических таблиц, были взяты результаты предшествующей разработки классификации растительности северо-восточной части Левобережной Лесостепи Украины по методу Браун-Бланке (Гончаренко, 2001). Регион исследований с запада ограничен сниженными отрогами Среднерусской возвышенности, с востока - одним из водоразделов этой возвышенности, на севере - долиной р. Сейма, на юге - долиной р. Ворсклы. Эта территория соответствует Сумскому геоботаническому округу Среднерусской лесостепной подпровинции (Геоботанічне ..., 1977).

Ниже приведен фрагмент классификационной схемы растительности указанного региона с перечнем синтаксонов, использованных в расчетах. Полная схема с диагностическими видами доступна на www.syntaxonomy.narod.ru, а характеристика и видовой состав синтаксонов даны в монографическом обзоре (Гончаренко, 2003а).

Классификация природной растительности Сумского геоботанического округа

Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 37

Poo-Agrostietalia vinealis Shelyag, V. Sl. & Sipaylova 85

Potentillo argenteae-Paeoion angustifoliae V.Sl. 96

1. *Potentillo impolita*-*Festucetum valesiaca* Goncharenko 2003
2. *Agrimonio eupatoria*-*Poetum angustifoliae* Bulokhov & Radchenko 90
- Arrhenatheretalia** R. Tx. 31
- Festucio pratensis* Sipaylova, Mirk., Shelyag & V. Sl. 85
3. *Galio veri*-*Agrostietum tenuis* Goncharenko 2003
4. *Medicago lupulina*-*Phleetum pratensis* Goncharenko 2003
- Molinietalia** Koch. 26
- Alopecurion pratensis* Passarge 64
5. *Deschampsio*-*Poetum palustris* (Mirk., Sapegin 85) ex Sapegin, Onyschenko 86
6. *Galio palustre*-*Agrostietum stoloniferae* Sipaylova, V. Sl. & Shelyag 87
- Calthion* R. Tx. 37
7. *Carici vulpinae*-*Juncetum effusi* Goncharenko 2003
- Filipendulion* (Br.-Bl. 47) Lohm. 67
8. *Lysimachio vulgaris*-*Filipenduletum* Bal.-Tul. 78
- FESTUCO-BROMETEA** BR.-BL. & R. TX. 43
- FESTUCETALIA VALESIIACAE** BR.-BL. & R. TX. 43
- Fragario viridis*-*Trifolion montani* Korotchenko, Didukh 97
9. *Medicago romanicae*-*Poetum angustifoliae* Tkachenko, Movchan & V. Sl. 87
10. *Thalictro mini*-*Salvietum pratensis* Med.-Kornaš 59
11. *Anthyllidi macrocephalae*-*Festucetum valesiaca* Goncharenko 2003
- Artemisio marschalliani*-*Elytrigion intermediae* Korotchenko, Didukh 97
12. *Astragalo dasyanthi*-*Elytrigietum intermediae* Korotchenko, Didukh 97
15. *Astragalo austriaci*-*Salvietum nutantis* Korotchenko, Didukh 97
- Poo angustifoliae*-*Stipion capillatae* Goncharenko 2003
13. *Carici humilis*-*Stipetum pennatae* Tkachenko, Movchan & V. Sl. 87
14. *Gypsophilo paniculatae*-*Stipetum capillatae* Goncharenko 2003
- Scheuchzerio-Caricetea fuscae** R. Tx. 37
- Scheuchzerietalia palustris** Nordhagen 37
- Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis* Passarge (64) 78
- Sphagno recurvi*-*Caricetum lasiocarpae* Zolyomi 31 em. Soó 54
16. *S.-C. typicum*
17. *S.-C. caricetosum rostratae* Soó (57) 64
- Phragmiti-Magnocaricetea** Klika in Klika & Novák 41
- Nasturtio-Glycerietalia** Pignatti 53 em. Kopecký in Kopecký & Hejný 65
- Sparganio-Glycerion fluitantis* Br.-Bl. & Siss. in Boer 42
19. *Glycerietum fluitantis* Wilczek 35
- Magnocaricetalia** Pignatti 53
- Magnocaricion elatae* Koch 26
18. *Caricetum elatae* Koch 26
- Caricion gracilis* Neuhäusl 59 em. Bal.-Tul. 63
20. *Caricetum ripariae* Soó 28
21. *Caricetum acutiformis* Egger 33
22. *Stachyeto palustris*-*Caricetum gracilis* Goncharenko 2003
- Querco-Fagetea** Br.-Bl. & Vlieger 37
- Fagetalia sylvaticae** Pawłowski 28
- Alno-Ulmion* Br.-Bl. & Tx. ex Tschou 48
23. *Ficario-Ulmetum* Knapp 42 em. J. Mat. 76
- Lamio maculati*-*Quercetum roboris* Bulokhov ex Goncharenko 2001
24. *L.-Q. dryopteridetosum* Goncharenko 2001
25. *L.-Q. alliarietosum* Goncharenko 2001
- Querco roboris*-*Tilion cordatae* Solomeshch & Laivins in Solomeshch & al. 93
26. *Stellario holostea*-*Aceretum platanoiditis* Bajrak 96 em. Goncharenko 2001
27. *Melici nutantis*-*Quercetum robori* Shevchuk & V. Sl. 96
- Quercetalia pubescenti-petraeae** Klika 33
- Potentillo albae*-*Quercion petraeae* Jakucs in Zolyomi & al. 67
28. *Galio tinctori*-*Quercetum roboris* Goncharenko 2003
- Vaccinio-Piceetea** Br.-Bl. in Br.-Bl., Siss. & Vlieger 39
- Cladonio-Vaccinietalia** K-Lund 67
- Dicrano-Pinion* Libb. 33

29. Molinio-Pinetum W. Mat. & J. Mat. 73
 30. Peucedano-Pinetum W. Mat. (62) 73
 31. Dicrano-Pinetum Prsg. & Knapp ex Oberd. 57
Festucetea vaginatae Soó 68 em. Vicherek 72
Festuco-Astragaletalia arenarii Vicherek 72
Festucion beckeri Vicherek 72
 32. Thymo pallasiani-Centauretum sumensis Shevchyk & V.Sl. 96
Alnetea glutinosae Br.-Bl. & R. Tx. 43
Alnetalia glutinosae R. Tx. 37
Alnion glutinosae Malcuit 29
 33. Ribo nigri-Alnetum Sol.-Gór. 75

Принцип фитоценотического моделирования объясним с помощью схемы (рис.1). Рассмотрим пару видов *a* и *b* с амплитудами расположенными некоторым образом вдоль градиента определенного фактора. В большинстве случаев амплитуды видов приближаются к одновершинным (Уиттекер, 1980), а при появлении нескольких пиков их можно представить в виде последовательности одновершинных и применить тот же способ решения. За ординату графика принято постоянство вида в отдельных участках градиента (ассоциациях). Исходя из ситуации, изображенной на рис. 1, логично предположить, что для сообщества А более вероятно вхождение в его состав вида *a*, чем вида *b*, а для О и В - наоборот. Назовем подобную оценку *потенциальным участием* вида, которая определяется длиной перпендикуляра, восстановленного в заданной точке градиента, соответствующей этому сообществу, до пересечения с амплитудой вида.

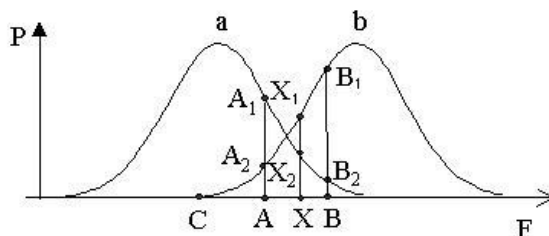


Рис. 1. Схематическое изображение расположения амплитуд двух видов *a* и *b* вдоль градиента фактора F. По оси ординат постоянство (обилие) (пояснения в тексте).

Каким образом оценить потенциальное участие вида в произвольной точке градиента, соответствующей переходному сообществу X (см. рис. 1), если нам не известны длины отрезков XX_1 и XX_2 ? Для этого используем данные о постоянстве вида в соседних точках А и В, которые соответствуют некоторым ассоциациям, выделенным при классификации растительности. Пусть сообщество X «отстоит» от ассоциации А на некоторую величину l_1 и от ассоциации В – на величину l_2 . Обозначим $CA = d$, $AX = l_1$, $XB = l_2$, $AA_2 = h_1$, $XX_1 = h$, $BB_1 = h_2$.

Из подобия треугольников ΔCAA_2 , ΔCXX_1 , ΔCBB_1 можно записать $h/h_1 = d/(d+l_1)$, $h_1/h_2 = d/(d+l_1+l_2)$. Решая систему этих уравнений, получаем, что искомая величина потенциального участия вида *b* в моделируемом сообществе с координатой X равняется $h = (h_1 \cdot l_2 + h_2 \cdot l_1) / (l_1 + l_2)$. Принимая величины расстояния и подобия обратными, это уравнение можно переписать в том виде, как это показано формуле 1. При этом отрезки AX и XB отражают меры связи, описывающие положение некоторого моделируемого сообщества относительно точек-синтаксонов с известными координатами (А, В), длины отрезков AA_2 и BB_1 зависят от величин постоянства вида в ассоциациях А и В. Итак, потенциальное участие вида в определенной точке градиента зависит от постоянства его в ближайших ассоциациях, общей конфигурации поля точек-ассоциаций и расположения фитоценоза относительно последних. Детализация синтаксономической схемы позволяет повысить точность вычислений, так как приводит к укорочению отрезка АВ и приближению кривой СВ₁ к прямой.

В расчеты необходимо поочередно включать все виды, а так как их количество велико, то должно существовать пороговое значение потенциального участия, при котором необходимо прекратить отбор видов в потенциальный состав сообщества определенной точки градиента.

Для этого рассчитанные по формуле 1 абсолютные величины потенциального участия видов можно заменить рангами в убывающем порядке. Тогда первый ранг получает вид с максимальным значением потенциального участия, а, следовательно, и максимальным значением ординаты амплитуды в данной точке градиента, далее в той же точке градиента второй ранг будет иметь следующий за ним вид и т.д. по мере смещения максимума амплитуды видов. Последним в моделируемый фитоценоз включается вид,

имеющий ранг ординаты амплитуды равный видовому богатству действительного фитоценоза. При соблюдении этого правила видовое богатство действительного и соответствующего потенциальных фитоценозов будет одинаковым, однако различным окажется качественный видовой состав, а именно - более однородный в экологическом отношении во втором случае.

Результат применения рассматриваемого метода к некоторому действительному фитоценозу можно схематически изобразить следующим образом (рис. 2). Рисунок 2а соответствует обычно наблюдаемой ситуации для действительного фитоценоза, который образовался из видов с "рыхло" расположенными амплитудами, часть которых с наиболее удаленными амплитудами можно рассматривать как атипичный элемент. При этом чем более сформированным является фитоценоз, тем меньше удельная доля последнего, а в видовом составе преобладают виды, имеющие значительное взаимное перекрытие амплитуд.

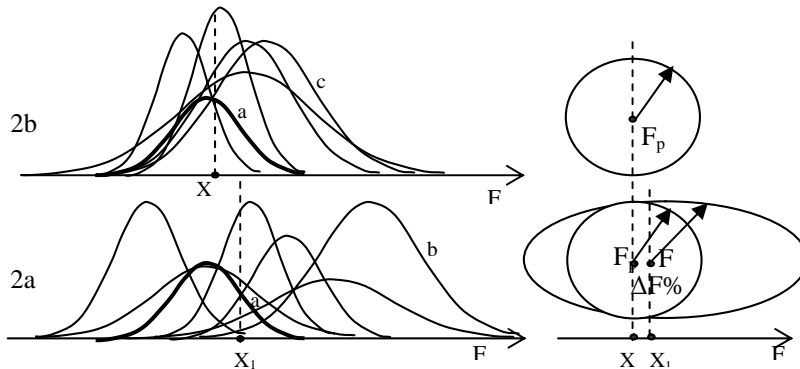


Рис. 2. Взаимное расположение амплитуд видов действительного (рис. 2а) и потенциального (рис. 2б) фитоценоза (схема). Окружности символизируют "скупенность" амплитуд видов, определяемую через сумму ординат в общем центре тяготения. F - напряженность фактора в центроиде действительного фитоценоза (точка X_1), F_p - то же у потенциального (точка X), $\Delta F\%$ - относительное смещение центра тяготения амплитуд.

В идеальном случае на месте указанного действительного фитоценоза должен сформироваться потенциальный фитоценоз, у которого амплитуды всех видов образуют наиболее плотное скопление с тем же или близким центроидом (точка X) (рис. 2б), причем точка X соответствует характеристикам экотопа. Такое состояние не достигается из-за нарушающих воздействий самой различной природы от популяционных волн и случайностей миграции отдельных видов до экотопических флуктуаций, при которых точка X , соответствующая условиям местообитания, совершает колебания вокруг положения равновесия. Поэтому видовой состав потенциального и действительного фитоценозов не совпадает, а если представить эти фитоценозы в виде двух окружностей, радиус которых определяется скупенностью видовых амплитуд, то действительному фитоценозу будет соответствовать окружность большего диаметра (рис. 2а). Является ли потенциальное состояние фитоценоза таким неопределенным? На самом деле - нет. Представим, что в достаточно однородном в ботанико-географическом отношении регионе, существует множество экотопов, соответствующих точке X и в каждом наблюдаются свои флуктуации, не совпадающие по времени, направленности, периоду и т.д. Если растительность подвергнуть классификации, то в ходе обобщения нивелируются разнонаправленные составляющие и отбраковываются связанные с ними атипичные виды, и мы получим абстрактный образ потенциального фитоценоза как некоторую статическую "смесь" ансамблей видов различных ассоциаций в определенных пропорциях.

Между потенциальным и действительным фитоценозом может быть ряд общих видов, например вид a , амплитуда которого тяготеет к точке X (рис. 2, показано утолщенной линией). Однако уже вид b с уклоняющейся амплитудой попадает в перечень атипичных и не будет включен в потенциальный фитоценоз при фитоценологическом моделировании. Напротив, появление вида c (ожидаемого) вполне вероятно в серии сообществ сходного типа, поскольку его амплитуда также тяготеет к точке X . Потенциальное участие вида определяется длиной перпендикуляра, восстановленного в точке X до пересечения с амплитудой вида, а общая гомогенность видового состава фитоценоза - средним значением потенциального участия всех видов.

В общем рассмотренная здесь концепция носит пока в большей мере теоретический характер. На сегодняшний день метод позволяет произвести анализ фитоценозов, при этом оценить общую гомогенность их видового состава, разделить ценологическое ядро сопряженных видов и атипичный элемент, прогнозировать появление ожидаемых видов в близких по условиям произрастания сообществах. В отдельном сообщении нами будет показано, что потенциальная растительность, полученная при фитоценологическом моделировании, адекватно воспроизводит экологическую и флористическую структуру соот-

ветствующей действительной растительности, поскольку методы классификации, ординации и фитоиндикации, примененные сначала к совокупности действительных фитоценозов, затем к соответствующим им потенциальным, показали очень близкие результаты.

Однако этим не исчерпываются возможности применения метода, и он может использоваться для решения более широкого круга геоботанических задач. Например, если состояния фитоценозов на рис. 2 представить как временную последовательность в ходе длительной и относительно стабильной по своим темпам сукцессии можно с достаточной уверенностью предсказать изменения в видовом составе фитоценоза на основании уменьшения (увеличения) потенциального участия вида в точках градиента X , X_1 , X_2 и т.д., соответствующих различным сукцессионным стадиям. Используя метод фитоиндикации, можно попытаться выявить фактор, по которому средневзвешенные значения, рассчитанные для действительного (F) и потенциального (F_p) фитоценозов отличаются в наибольшей мере ($\Delta F\% \rightarrow \max$), а, следовательно, именно с влиянием этого фактора связано появление атипичных видов и снижение общей гомогенности видового состава. Поскольку потенциальное участие зависит от положения амплитуды вида относительно данной точки градиента, то, рассчитав потенциальное участие для некоторого редкого вида в серии локалитетов, можно отметить те из них, в которых вид находится в нетипичных для него эколого-ценотических условиях и поэтому требует более пристального режима охраны. Все это убеждает, что применение описываемой методики в фитоценологии может быть разносторонним.

В общем, техника обработки геоботанических описаний по предложенному методу состоит в следующем. Сначала на основании объединенных синтаксономических таблиц флористической классификации растительности достаточно крупного региона необходимо сформировать общий список видов со значениями постоянства в ассоциациях изученного региона. В таком массиве в концентрированной форме содержатся данные об амплитудах видов. После этого определяется положение моделируемого фитоценоза относительно каждого синтаксона по степени флористической общности или по экологическим параметрам. Расчет потенциального участия всех видов общего списка для этого фитоценоза осуществляется по весовому методу расчета среднего (формула 1). После этого отбираем виды в порядке убывания потенциального участия, то есть по мере отдаления их амплитуд от заданной точки градиента. В потенциальный состав включаем только n -первых видов, где n соответствует видовому богатству действительного фитоценоза. Сравниваем потенциальный и действительный видовой состав, находим общие (фитоценотическое ядро) и несовпадающие (атипичные) виды. В дальнейшем на основании анализа экологии атипичных видов возможно выяснение локальных факторов, воздействие которых привело к появлению флористических отличий данного фитоценоза от большинства подобных по условиям местообитания.

Необходимые количественные расчеты в связи с учетом большого количества видов трудоемки и доступны только с применением вычислительной техники. В нашем случае объединенный видовой список всех упомянутых в синтаксономической схеме ассоциаций составил 587 видов. Для проведения вычислений разработана компьютерная программа, позволяющая производить подбор и сортировку видов по величине потенциального участия для заданной точки градиента в автоматическом режиме. Корректность используемого алгоритма была подтверждена на трех выборках геоботанических описаний (общее число описаний – 245) различных типов растительности. Из этих выборок действительные фитоценозы с известным списком видов последовательно использовались в расчетах. После этого к совокупности действительных фитоценозов и отдельно соответствующих им потенциальных применялись методы фитоиндикации, ординации и диагонализации сводных таблиц видового состава. Показано, что между полученными данными фитоиндикации у потенциальных и действительных фитоценозов наблюдается сильная корреляция, это же справедливо и для нагрузок на ординационные оси, а при диагонализации существенно не изменяется состав диагностических блоков. Это подтверждает, что полученные потенциальные фитоценозы адекватно отражают структуру фактической растительности, то есть отношения флористического и экологического сходства между действительными фитоценозами.

Результаты и обсуждение

В экспериментальной части статьи рассмотрим несколько демонстрационных примеров. Исходными данными, которыми мы располагаем для анализа, являются знание распределения постоянства видов по отдельным ассоциациям и взаимное положение этих ассоциаций друг относительно друга. Положение ассоциаций в ординационном поле, полученном по данным многомерного шкалирования, представляет собой проекцию синтаксономического пространства на плоскость (рис 3). Многомерное шкалирование – метод, позволяющий произвести ординацию по метрическим коэффициентам сходства объектов (в факторном анализе для этого используются коэффициенты парной корреляции) (Дэйвисон, 1988).

Точки-ассоциации на этой плоскости сопоставлены со значениями постоянства каждого вида, расположенные в третьем измерении. Поэтому ценотическую характеристику каждого вида можно отразить графически в виде изоплет постоянства, нанесенных на ординационную плоскость, подобно гипсометрическим изолиниям географических карт.

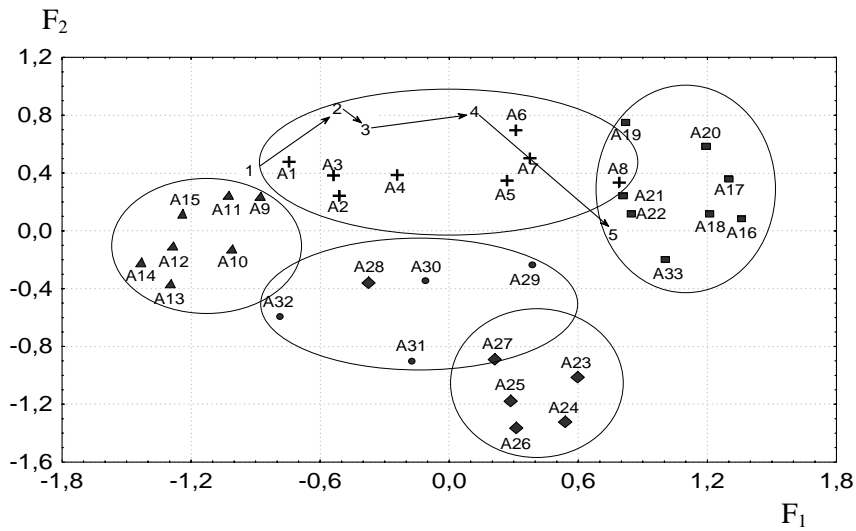


Рис. 3. Ординація синтаксонов по даним багатовимірного шкалювання. Обозначення А1-А33 відповідають номерам синтаксонов (см. фрагмент синтаксономічної схеми). Еліпсами позначено області переважання певних типів рослинності. Цифрами 1-5, з'єднаними стрілками, показано положення ілюстративних спільнот.

Наприклад, *Carex praecox* Schreb.¹ має ценотичний оптимум в області остепнених лугов (А1-А3) (рис. 4а), іншу конфігурацію ценоареалу має *Carex hirta* L. (рис. 4б) або *Achillea millefolium* L. (рис. 4с). Подібні карти ізоплет постійства можуть бути побудовані для кожного виду, і вони графічно описують його ценоареал. Становиться зрозумілим, що в залежності від положення моделюваного фітоценозу на цій «карті», теоретично розрахована величина потенціального участя певного виду змінюється. Наприклад, фітоценози, позначені на малюнку 4а-4с номерами № 1-5, будуть мати різне потенціальне участя трьох згаданих видів в залежності від їхнього відношення до ізоплет постійства видів.

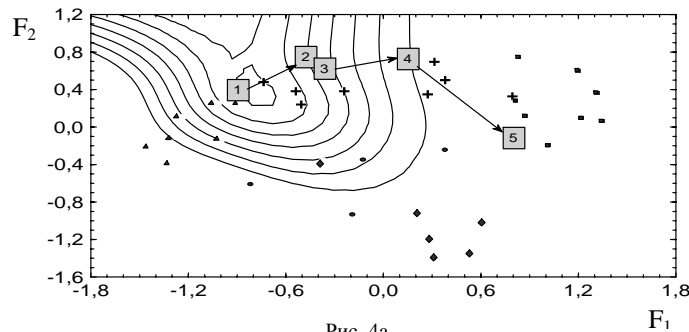


Рис. 4а

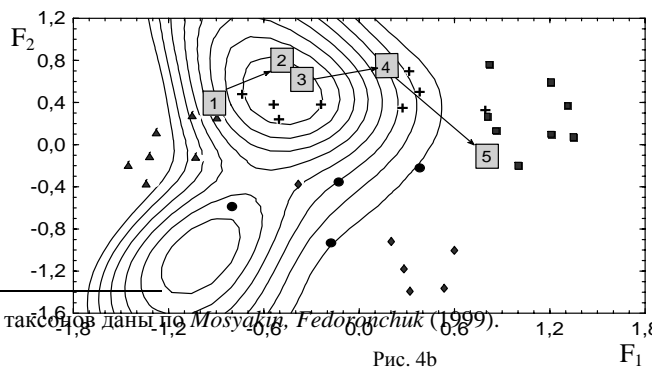


Рис. 4б

¹ Латинські названі таксонів дані по Мосуакив, Федорюкчук (1999).

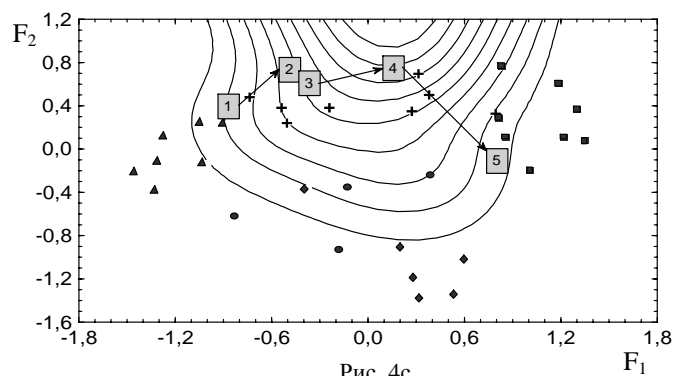


Рис. 4. Распределение изоплет постоянства трех видов (4a – *Carex praecox*, 4b – *Achillea millefolium*, 4c – *Carex hirta*) в синтаксономическом пространстве. Обозначения синтаксонов и конфигурация их поля та же, что на рис. 3.

Как видим, метод основывается на допущении о монотонном изменении количественных показателей видов между реперными точками синтаксономического пространства (ассоциациями), поэтому его точность зависит от плотности и количества таких точек, т.е. от степени детализации классификации. Если совместить ценоареалы всех видов на одной ординационной плоскости и массивом коэффициентов связи описать положение потенциального фитоценоза (рис. 5), то практически для любой точки градиента можно упорядочить виды конкретной флоры по убыванию потенциального участия и выбрать n -первых каждого видового ансамбля, сформировав потенциальный фитоценоз.

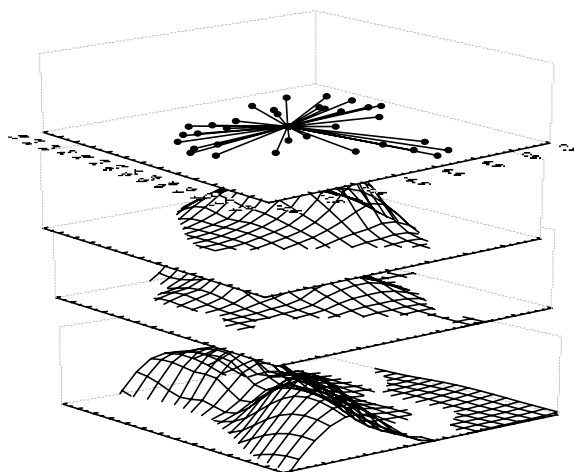


Рис. 5. Фитоценотическое моделирование путем подбора (ординации) видов по величине потенциального участия (схема). Точка X отвечает потенциальному фитоценозу, расположенному на определенном расстоянии от каждого синтаксона. "Слой" соответствует определенному виду со специфическим ценоареалом, показанным на 3D моделях

На рис. 3 было показано взаимное положение синтаксонов в проекции на две первые оси максимального варьирования (F_1 , F_2). Однако синтаксоны определенным образом располагаются по отношению друг к другу и в том случае, если мы рассмотрим оси отдельных экологических факторов (рис. 6). Многоугольниками на рисунке показан эдафический ареал различных типов растительности, а вершины соответствуют средним показателям фактора "крайних" ассоциаций, рассчитанным по методу фитоиндикации. Экологический центр определенного типа растительности (А, В, С, D, Е) определен как центр тяжести многоугольника в результате расчета средних величин абсциссы и ординаты каждой ассоциации.

Воспользуемся полученными в результате предварительного дискриминантного анализа класси-

фіцируючими функціями для расчета потенциального участия видов в точке С (рис. 6 а, б) с экологическими координатами Rc, Tr, Hd, Nt, Ca (7,81, 7,72, 12,78, 5,81, 5,79). Если взять упоминавшуюся ранее классификационную функцию ассоциации *Potentillo impolitae-Festucetum valesiacaе*, получаем

$$F_k = -1183,1 + 55,4 * Rc + 31,3 * Tr - 11,9 * Nt + 102,3 * Hd + 98,7 * Ca \approx 1300,$$

а нормированное значение - 0,303. Аналогичный расчет производим в отношении всех ассоциаций по соответствующим им функциям (Гончаренко, 2003б) и результат используем в качестве элементов массива коэффициентов связи x_1, x_2, x_n . Этот массив описывает положение моделируемого фитоценоза в точке С относительно каждой из ассоциаций в экологическом пространстве, и для каждой из точек А, В, С (рис. 6) эти «расстояния» будут специфичны. В качестве иллюстрации произведем расчет потенциального участия по формуле 1, используя полученные массивы x_1, x_2, x_n для фитоценозов в точках А, В, С.

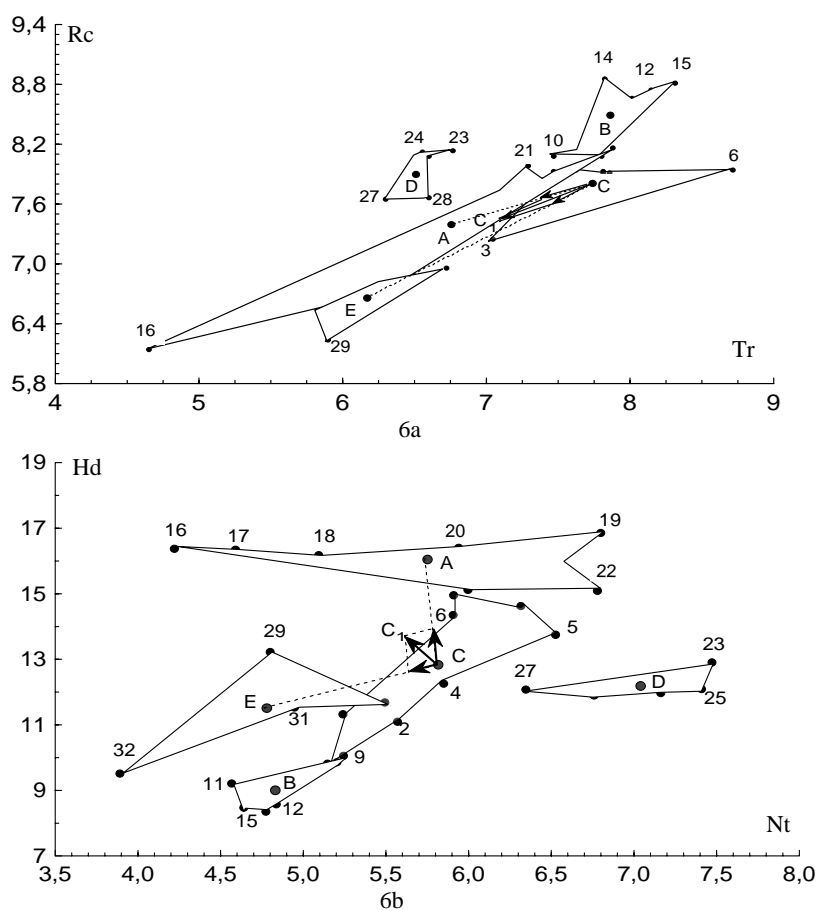


Рис. 6. Расположение ассоциаций и типов растительности (А - болотный, В - степной, С - луговой, D – широколиственно-лесной, Е – хвойно-лесной) в эдафических координатах кислотность - солевой режим (Rc/Tr (6а) и влажность - минеральный азот (Hd/Nt (6б))

Примечание: Номера некоторых ассоциаций, расположенных внутри многоугольника, не видны.

Сортируем виды в порядке убывания потенциального участия, и 10 первых, наиболее тяготеющих амплитудами к указанным точкам, оказываются следующими:

А (Rc = 7,41, Tr = 6,78, Nt = 5,75, Hd = 16,05, Ca = 4,19): *Iris pseudacorus* L., *Carex acutiformis* Ehrh., *Scutellaria galericulata* L., *Carex vesicaria* L., *Lythrum salicaria* L., *Carex riparia* Curt., *Carex acuta* L., *Symphytum officinale* L., *Carex caespitosa* L., *Solanum dulcamara* L.

В (Rc = 8,48, Tr = 7,88, Nt = 4,84, Hd = 9,02, Ca = 8,71): *Chamaecytisus austriacus* (L.) Link, *Salvia nutans* L., *Elytrigia intermedia* (Host) Nevski, *Centaurea scabiosa* L., *Stachys transsilvanica* Schur, *Asperula cynanchica* L., *Onobrychis tanaitica* Spreng., *Medicago romanica* Prodán, *Carex humilis* Leys., *Asperula cynanchica* L.

С (Rc = 7,81, Tr = 7,72, Nt = 5,81, Hd = 12,78, Ca = 5,79): *Coronaria flos-cuculi* (L.) A. Braun, *Rhinanthus vernalis* (N. Zinger) Schischk. & Serg., *Ranunculus acris* L., *Festuca rubra* L., *Phleum pratense* L.,

Potentilla anserina L., *Galium uliginosum* L., *Cerastium holosteoides* Fries, *Trifolium pratense* L., *Galium mollugo* L.

Фитоценоз в точке А однозначно интерпретируется как болотный, В – степной, С – луговой, т.е. рассчитанный в ходе фитоценологического моделирования потенциальный видовой состав для точек градиента А, В, С оказался «осмысленным» с геоботанической точки зрения. Этот же прием может быть использован для прогноза изменений флористического состава сообществ в сукцессионных процессах. Сукцессия представляет собой направленное изменение флористического состава сообщества от одной ассоциации к другой, при котором оно смещается в синтаксономическом пространстве. Как установить насколько изменится видовой состав уже упоминавшегося ранее модельного фитоценоза С, если удельный вес гидрофильных видов увеличивается на 30%, а число гипотрофных видов, тяготеющих к сосновым лесам (фигура Е), увеличивается на 5% (рис. 6)? Геометрическим способом находим, что сообщество С₁ имеет эдафические координаты Rc, Tr, Hd, Nt, Ca (7,44, 7,07, 13,71, 5,61, 5,17). Производим подбор видов для потенциального фитоценоза в точке С₁, и получаем иной видовой состав в этой части градиента (взято 10 первых видов по величине потенциального участия): С₁ (Rc = 7,44, Tr = 7,07, Nt = 5,61, Hd = 13,71, Ca = 5,17): *Lysimachia vulgaris* L., *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Potentilla anserina* L., *Ranunculus repens* L., *Galium uliginosum* L., *Urtica dioica* L., *Poa palustris* L., *Equisetum palustre* L., *Filipendula denudata* (J. et C. Presl) Fritsch. Как видим, потенциальный видовой состав в первых 10 рангах по сравнению с точкой С коренным образом изменился.

Следует учитывать, что заимствование данных дискриминантного анализа в рассматриваемой методике имеет свои преимущества и недостатки. Неоспоримым преимуществом является возможность фитоценологического моделирования без обращения к флористическому составу действительных фитоценозов при определении массива коэффициентов связи и выход на уровень прогноза флористических изменений по известному изменению экотопа. К недостаткам следует, прежде всего, отнести линейность самого дискриминантного анализа, неучет взаимозависимости экологических факторов и чувствительность к числу дискриминантных переменных (факторов), поэтому количество видов, "предсказываемых" при фитоценологическом моделировании по экологическим параметрам, в сравнении с таким же по флористическим параметрам, оказывается меньше примерно на 15%. Такова "плата" за переход к маломерному (в нашем случае n=5) пространству отдельных экологических факторов.

Решить указанное затруднение можно используя другой метод расчета массива коэффициентов связи x_1, x_2, x_n , а именно через флористические параметры, о чем упоминалось ранее. При этом фитоценологическое моделирование проводится "поверх" действительного фитоценоза с известным видовым составом. Последний используется двояко: на начальном этапе для расчета массива коэффициентов связи по сумме (среднему) постоянства общих видов "фитоценоз-ассоциация" и на конечном этапе при разделении фитоценологического ядра и атипичных видов. В качестве примера рассмотрим описание лугового фитоценоза № 1 (общее число видов - 23, сенокосный режим), в котором обнаружены три приводимых ранее для иллюстрации вида (рис 4). При расчете коэффициентов связи оказалось, что модельный фитоценоз в наибольшей степени тяготеет к ассоциациям А1, А9, А11 (см. рис 3). Каким же должен быть потенциальный видовой состав фитоценоза в этой точке градиента? После фитоценологического моделирования имеем (в скобках – ранг потенциального участия):

□ Ядро фитоценоза: *Carex praecox* Schreb. (1), *Ranunculus polyanthemus* L. (2), *Potentilla impolita* Wahlenb. (3), *Euphorbia virgata* Waldst. & Kit. (4), *Fragaria viridis* Duch. (5), *Plantago lanceolata* L. (6), *Festuca pratensis* Huds. (7), *Galium mollugo* L. (8), *Daucus carota* L. (10), *Trifolium pratense* L. (13), *Verbascum lychnitis* L. (14), *Poa angustifolia* L. (17), *Dianthus deltoides* L. (20), *Clinopodium vulgare* L. (21);

□ Атипичный элемент: *Elytrigia repens* (L.) Nevski (30), *Viola matutina* Klokov (34), *Ajuga genevensis* L. (37), *Agrimonia eupatoria* L. (38), *Veronica chamaedrys* L. (40), *Vicia tetrasperma* (L.) Schreb. (42), *Pilosella officinarum* F.Schult. & Sch.Bip. (70), *Carex hirta* L. (97), *Veronica prostrata* L. (124);

□ Ожидаемые виды: *Carex spicata* Huds. (9), *Achillea millefolium* L. (11), *Galium album* Mill. (12), *Plantago media* L. (15), *Stellaria graminea* L. (16), *Equisetum arvense* L. (18), *Phalacrogloma annuum* (L.) Dumort. (19), *Leucanthemum vulgare* Lam. (22), *Steris viscaria* (L.) Raf. (23)

Здесь виды ядра и атипичный элемент представляют собой действительный видовой состав фитоценоза, который был взят для иллюстрации, а виды ядра и ожидаемые - потенциальный видовой состав. Приведенный список имеет ряд других свойств, основанных на логике метода: максимальный ранг потенциального участия у видов ядра и ожидаемых ниже или равен видовому богатству ценоза, у атипичных - выше, а также число атипичных и ожидаемых видов одинаково.

Как видим, максимальное значение потенциального участия (ранг - 1) имеет *Carex praecox*, оптимум которого лежит в той же части синтаксономического пространства (рис. 4а), где располагается и модельный фитоценоз. Сходную ценологию (ранг потенциального участия – 11) имеет *Achillea*

millefolium (рис. 4с), но он включен в категорию ожидаемых, поскольку отсутствует в действительном видовом составе. Напротив, *Carex hirta* относится к категории атипичных (ранг – 97), поскольку хотя и зафиксирован в геоботаническом описании, но ценоотические условия его произрастания иные (рис. 4б).

Подобный ход рассуждений можно продолжить. *Elytrigia repens*, который также включен в категорию атипичных, имеет потенциальное участие, лишь незначительно превышающее видовое богатство ценоза (в $30/23 = 1,3$ раза). Поскольку потенциальное участие можно представить себе как расстояние, на котором "находится" определенный вид от центра условной окружности фитоценоза, то виды, имеющие потенциальное участие незначительно превышающее видовое богатство действительного фитоценоза, тяготеют к сходным местообитаниям и появляются уже в контактных сообществах. Виды с низким потенциальным участием, например *Carex hirta* (ранг - 97), имеют сильно отклоняющиеся амплитуды.

В качестве меры общей гомогенности видового состава можно использовать отношение среднего значения рангов потенциального участия для всех видов действительного фитоценоза к такому же для потенциального фитоценоза. Это отношение принимает значение от 0 до 1, поскольку гомогенность потенциального фитоценоза с наиболее плотной упаковкой ниш видов считается максимальной. Для модельного фитоценоза № 1 расчет среднего рангов видов действительного фитоценоза (ценоотическое ядро + атипичные виды) дает значение 28. Для потенциального фитоценоза (ценоотическое ядро + ожидаемые виды) аналогичный показатель - 12. Поэтому гомогенность составляет 0,43 от максимальной. Доля фитоценоотического ядра в составе действительного фитоценоза определяется отношением числа его видов к видовому богатству фитоценоза: $14 \cdot 100\% / 23 = 61\%$.

Сравнение фитоиндикационных показателей, полученных для действительного (F) и потенциального (F_p) модельного фитоценоза путем расчета относительного смещения ($\Delta F\% = (F - F_p) / F \cdot 100\%$), дает следующие результаты: $\Delta Rc\% = 2,1\%$, $\Delta Tr\% = 1,0\%$, $\Delta Nt\% = 0,2\%$, $\Delta Hd\% = -3,1\%$, $\Delta Ca\% = 5,6\%$. Мы рассчитываем относительное смещение, чтобы избежать влияния разной размерности шкал по различным факторам. Величина $\Delta F\%$ характеризует расхождение по конкретному экологическому фактору центров действительного и потенциального фитоценоза. На рис. 2. схематически показаны эллипс и окружность, соответствующие потенциальному и действительному фитоценозу, имеющие несовпадающие центры. Это несовпадение определяется несходством в экологии атипичных и ожидаемых видов. Фактор, по которому $\Delta F\%$ окажется наибольшим, можно считать основным, оказавшим влияние на проникновение атипичных видов, часто просто принимаемых просто за случайный компонент видового состава. Действительно, атипичные виды можно считать случайными, если не обнаружен ни один фактор, по которому наблюдаются статистически достоверные различия $\Delta F\%$ между потенциальным и действительным фитоценозом. Если же сопряженно появляются атипичные виды, имеющие смещенные в одну сторону в направлении какого-либо фактора амплитуды, этот фактор можно обнаружить по увеличению $\Delta F\%$, а атипичные виды в таком случае являются мигрантами контактных сообществ иной ассоциации, а не случайными видами. В общем, это направление можно рассматривать как расширение описанного метода в область каузального экологического анализа фитоценозов по видовому составу, но, к сожалению, пока еще мы не располагаем достаточным количеством накопленных данных в этой области.

Выводы

Опираясь на известный качественный состав и постоянство видов для «опорных» синтаксонов, можно моделировать состав потенциального фитоценоза, занимающего заданное положение в синтаксономическом пространстве. Количественный показатель, позволяющий оценить расположение амплитуды отдельного вида относительно определенной точки градиента - потенциальное участие, используется в качестве основного критерия при фитоценоотическом моделировании. Рассмотренный метод позволяет использовать данные классификации растительности в качестве эталона для деления видового состава фитоценоза на плеяду сопряженных видов ядра, имеющих в значительной мере совпадающие амплитуды, и атипичный элемент. В ходе анализа исследователь проходит этапы распознавания синтаксономической принадлежности фитоценозов и определения степени тяготения "фитоценоз-ассоциация". Однако сфера применения описанного метода значительно шире и касается оценки гомогенности видового состава ценозов, подбора типичных участков ассоциаций, каузального анализа локальных флуктуаций факторов для конкретного фитоценоза по экологии атипичных видов, исследования сукцессий и подбора видов для искусственных фитоценозов при активных методах охраны природной растительности.

РЕЗЮМЕ

Синтетичні таблиці класифікації природної рослинності північно-східного Лісостепу України використані для фітоценоотичного моделювання, при якому розраховується видовий склад потенційного фітоценозу шляхом підбору видів з найбільш перекриваючимися амплітудами. При цьому враховується, з одного боку, положення окремого фітоценозу в синтаксономічному просторі, обумовлений через масив коефіцієнтів зв'язку по флористичній спільності або виходячи з дискримінантних функцій, що враховують едафічні параметри. З іншого боку, амплітуда окремого виду характеризується послідовністю значень сталості в синтаксонах, розташованих на визначеній відстані уздовж комплексного градієнта. Аналізуються теоретичні поняття, розглянута техніка розрахунків потенційної участі виду,

що дозволяє оцінити імовірність його появи у фітоценозі на тій або іншій частині градієнта. У результаті зіставлення дійсного і потенційного видового складу співтовариства в ньому виділяється основна плеяда видів фітоценотичного ядра й атипічні види, а також підбирається ряд очікуваних видів, що виявляються на подібних екоотопах.

SUMMARY

Synthetic tables of classification of natural vegetation of northeast Ukrainian Forest-steppe are used for phytocenotic modeling when the specific structure of a potential phytocenosis is formed by selection of species with the most overlapped amplitudes. On the one hand, position of a separate phytocenosis in the space of syntaxa determined by an array of similarity coefficients derived from floristic resemblance or discriminates functions by edaphic parameters is taken into account. On the other hand, the amplitude of a separate species is characterized by a sequence of values of a constancy in syntaxa, located within certain distance along a complex gradient. Theoretical concepts are analyzed, the technique of calculation of a species' potential participation allowing to estimate probability of specie's occurrence in phytocenosis on one or other part of a gradient is considered. A basic pleiad of species of phytocenosis kernel and atypical species are distinguished as a result of comparison of valid and potential species composition of community, furthermore a number of expected species encountering on similar ecotopes are picked up.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Василевич В.И.* Очерки теоретической фитоценологии. Л., Наука, 1983. 247 с.
- Геоботаничне районування Української РСР / Андрієнко Т.Л., Білик Г.І., Брадів С.М. та ін. К.: Наук. думка, 1977.-302с.*
- Гончаренко І.В.* Флористичне та фітоценотичне різноманіття північно-східної частини Лісостепу України (Сумський геоботанічний округ): Автореф. дис. ... канд. біол. наук. К., 2001. 20 с.
- Гончаренко І.В.* Аналіз рослинного покриву північно-східного Лісостепу України // Укр. фітоцен. зб. Сер. А, вип. 1(19). К., Фітосоціоцентр, 2003а. 203 с.
- Гончаренко І.В.* Визначення асоціацій в дискримінантному аналізі // Науковий вісник Ужгородського національного університету. Сер. Біологія. 2003б. №12. С. 22-26.
- Дідух Я. П., Плюта П. Г.* Фітоіндикація екологічних факторів. К., Наук. думка, 1994. 280 с.
- Дэйвисон М.* Многомерное шкалирование. Методы наглядного представления данных. М., Финансы и статистика, 1988. 348 с.
- Карпов Д.Н., Розенберг Г.С.* Эксперимент по машинному распознаванию засоления пойменных почв Башкирского Зауралья и Предуралья по растительности // Статистические методы классификации растительности и оценка ее связи со средой. Сб. ст. Отв. ред. Б.М. Миркин. Уфа, 1975. С. 218-222.
- Клекка У.Р.* Дискриминантний аналіз // Факторний, дискриминантний і кластерний аналіз: Пер. с англ. / Дж.-О. Ким, Ч.У. Мюллер, У.Р. Клекка і др. Под. ред. И.С. Енюкова. М., Финансы и статистика, 1989. С. 78-137.
- Раменский Л.Г.* Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. М., 1938. 615 с.
- Розенберг Г.С.* Некоторые вопросы оптимизации процесса распознавания условий среды по растительности//Аспекты оптимизации количественных исследований растительности. Сб. ст. Отв. ред. Р.Г. Минабаев. Уфа, 1976. С. 6-34.
- Уиттекер Р.* Сообщества и экосистемы. М., Просвещение, 1980. 326 с.
- Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M.* Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev, 1999. 345 p.

Надійшла до редакції 20.11.2004 р.

To cite in publications use:

1. Гончаренко И.В., Дидух Я.П. Моделирование потенциального флористического состава растительных сообществ // Вісн. Донец. ун-ту: Сер. А. Природн. науки. – 2004. – Т. 1. – С. 429-441. Доступно на: <https://goo.gl/bnmywZ>
2. *Goncharenko I.V., Didukh Y.P.* Modelling potential species composition of the plant communities [In Russian] // Bulletin of Donetsk National University. – 2004. – Vol. 1. – P. 429-441. Available from: <https://goo.gl/bnmywZ>

Synopsis:

Опираясь на фактический видовой состав «опорных» синтаксонов можно моделировать (предсказывать) состав потенциального фитоценоза в определенной точке градиента. Количественный показатель "потенциальное участие" используется в качестве основного критерия. Метод позволяет разделить в видовом составе фитоценозов ядро сопряженных видов ядра, имеющих перекрывающиеся экологические амплитуды, и атипичный (заносный) элемент.

You may also be interested in related publications:

2. **Гончаренко И.В.** Фитоценотическое разнообразие на эдафических градиентах // Промышленная ботаника. – 2007а. – Т. 7. – С. 119-127. Доступно на: <https://goo.gl/eTFuD>
3. *Гончаренко И.В.* Метод оцінки репрезентативності видового складу синтаксонів // Укр. ботан. журн. – 2004. – Т. 61. – № 1. – С. 124-132. Доступно на: <https://goo.gl/B1Qdm1>
4. *Гончаренко И.В.* Модульна організація баз даних для цілей фітоценотичного аналізу // Екологія та ноосферологія. – 2008. – Т. 19. – № 1-2. – С. 31-44. Доступно на: <https://goo.gl/prurea>
5. *Гончаренко И.В.* Оцінка якості фітоценотичної класифікації (теоретико-методичний аспект) // Чорноморський ботанічний журнал. – 2016. – Т. 12. – № 1. – С. 41-50. Доступно на: <https://goo.gl/oVmj7w>
6. **Гончаренко И.В.** Принципи побудови і ревізії макросинтаксономічної системи. – Суми: СумДПУ, 2007б. – 141 с. Доступно на: <https://goo.gl/wnLVJV>
7. *Гончаренко И.В.* Розпізнавання синтаксономічної належності фітоценозів за фітоіндикаційними даними // Екологія та ноосферологія. – 2002. – Т. 12. – № 3-4. – С. 41-46. Доступно на: <https://goo.gl/X8jcRk>
8. *Goncharenko I.V.* A method for assessing representativeness of species composition of syntaxa [In Ukrainian] // Ukrainian Botanical Journal. – 2004. – Vol. 61. – № 1. – P. 124-132. Available from: <https://goo.gl/B1Qdm1>
10. *Goncharenko I.V.* Modular structure of vegetation databases for the purposes of phytocoenotic analysis [In Ukrainian] // Ecology and Noospherology Journal. – 2008. – Vol. 19. – № 1-2. – P. 31-44. Available from: <https://goo.gl/prurea>
11. *Goncharenko I.V.* Phytocoenotic diversity on edaphic gradients [In Russian] // Industrial Botany. – 2007а. – Vol. 7. – P. 119-127. Available from: <https://goo.gl/ejTFuD>

12. *Goncharenko I.V.* Principles of growing and revisioning macro-syntaxonomy system [In Ukrainian]. – Sumy: SumDPU, 2007b. – 141 p. Available from: <https://goo.gl/wnLVJV>
13. *Goncharenko I.V.* Quality assessment of phytocoenotic classification (theoretical-methodological aspect) [In Ukrainian] // Chornomorski Botanical Journal. – 2016. – Vol. 12. – № 1. – P. 41-50. Available from: <https://goo.gl/oVmj7w>
14. *Goncharenko I.V.* Recognition of the syntaxonomic affiliation of phytocoenoses using phytoindication data [In Ukrainian] // Ecology and Noospherology Journal. – 2002. – Vol. 12. – № 3-4. – P. 41-46. Available from: <https://goo.gl/X8jcRk>

Please don't hesitate to contact me

if you need more information:

goncharenko.ihor@gmail.com