

ИДЕАЛИЗИРОВАННЫЙ ОБЪЕКТ И ФУНДАМЕНТАЛЬНЫЕ ПОНЯТИЯ СОВРЕМЕННОЙ ЭКОЛОГИИ (с примерами из экологии растительности)

Г.С. Розенберг

*Институт экологии Волжского бассейна РАН
Россия, 445003, Тольятти, Комзина, 10*

Поступила в редакцию 21.10.02 г.

Идеализированный объект и фундаментальные понятия современной экологии (с примерами из экологии растительности). – Розенберг Г.С. – Рассмотрено соотношение понятий «сообщество», «экосистема» и «биогеоценоз». Обсуждаются процедуры измерения в системе «оснований» экологической теории.

Ключевые слова: сообщество, экосистема, биогеоценоз, измерение.

Idealizing object and fundamental notions of the modern ecology (with examples from vegetation ecology). – Rozenberg G.S. – Correlation of notions «community», «ecosystem» and «biogeocenosis» are considered. Procedures of measuring at the system of «foundations» of ecological theory are discussed.

Key words: community, ecosystem, biogeocenosis, measuring.

Теории различаются прежде всего положенными в их основу *идеализированными объектами*. Так, в классический (евклидовой) геометрии – это точка, прямая; классическая (ньютоновская) механика основана на идеальных объектах с отсутствием трения; в специальной теории относительности – это абстрактное псевдоэвклидово четырехмерное пространство-время при условии отсутствия поля тяготения; в квантовой электродинамике – система гармоничных осцилляторов, колебания которых подчинены квантовым законам (Кузнецов, 1967).

Как и в различных разделах теоретической физики, выбор идеализированного, «основного» объекта фитоценологии крайне затруднен. На сегодня существует не меньше десяти различных объектов (реальных и абстрактных), которые так или иначе претендуют на эту роль (табл. 1).

Аналогичная трудность (проблема выбора) наблюдается и при определении идеализированного, «основного» объекта экологии. Концепция экосистем по Ю. Одуму (1975, 1986) является главенствующей в современной экологии – именно на изучении свойств структуры и динамики экосистем должны быть сконцентрированы усилия экологов (Розенберг и др., 1999). Однако наряду с понятием «экосистема» в современной экологии имеют хождение и другие понятия, которые, по мнению исследователей, могут претендовать на роль «основных» объектов в экологии.

Приведенные в табл. 2 структурные формулы позволяют единообразно представить сравниваемые понятия: P_i – популяция i , B – биоценоз, E – экотоп, S – некоторая область пространства, Ph – пространство в границах фитоценоза, R – характеризующие объект потоки энергии и вещества (кстати, существенную роль в

ИДЕАЛИЗИРОВАННЫЙ ОБЪЕКТ И ФУНДАМЕНТАЛЬНЫЕ ПОНЯТИЯ

организации и экосистемы, и биогеоценоза будут играть и потоки информации) и, наконец, $\cap$, $\in$, $\rightarrow$, $\cup$ – знаки для описания взаимодействия, отношения (принадлежности), характеристики и объединения объектов. Хорошо видны различия между тремя главными понятиями (сообщество, экосистема и биогеоценоз), претендующими на роль «основного» объекта экологии. Ясно, что группа взаимодействующих популяций P_i будет некоторой подсистемой системы биоценоза и экотопа ($B \cap E$) в одной и той же области S , т.е. *любое сообщество является экосистемой*. С другой стороны, экосистема «растительное сообщество – среда» по определению не является сообществом.

Таблица 1

Сравнение некоторых фитоценологических и внутрифитоценологических функциональных элементов для определения «основного» объекта фитоценологии

Объект, претендующий на роль «основного» в фитоценологии	Определение	Структурная формула*
1	2	3
Растительность (по А.П. Шенникову) Растительный покров (по А.А. Ниценко)	Часть растительного покрова, состоящая только из растительных сообществ	$V = \bigcup_{i=1}^n PH_i;$ U – знак объединения
Растительность (по А.А. Ниценко, В.И. Василевичу) Растительный покров (по А.П. Шенникову) Интегральная (комплексная) фитоценологическая система (по В.Б. Сочаве)	Любая совокупность растений на какой-либо площади (включает растительные сообщества и агрегации)	$VEG = \bigcap_{i=1}^n PH_i + \bigcap_{j=1}^m AG_j =$ $= \bigcap_{i=1}^n (CY + SIN + CEN + PH)$ $\cap$ – знак взаимодействия (пересечения)
Фитохора (по Б.Н. Норину)	В разной степени морфологически однородные территориальные выделы растительного покрова мезоразмера (фитоценологическая система, агрегация, однообразное чередование нескольких фитоценологических систем)	$TSP = \{ \bigcap_{i=1}^n PH_i + \bigcap_{j=1}^m AG_j \};$ TSP – территориальный выдел растительного покрова; $\{ \dots \}$ – обозначение морфологической однородности
Растительное сообщество (фитоценоз; по Б.М. Миркину)	Условно отграниченный и однородный (на глаз) контур растительности, часть фитоценологического континуума	$PH = TSP \in PH.cont$ $PH.cont$ – фитоценологический континуум; $\in$ – знак отношения
Растительное сообщество (фитоценоз; по Б.Н. Норину)	Система ценомов, эдификаторные растения которых относятся к одному виду или к ценологически родственным видам и при этом образуют синузию (или систему синузий)	$PH = \bigcap_{i=1}^n CEN_i (ED \in SIN);$ ED – вид-эдификатор
Ценоячейка (по В.С. Ипатову)	Группа растений, принадлежащих к одному морфологическому ярусу, которые имеют индивидуальные топические непосредственные взаимодействия с центральным растением	$CY = \bigcup_{i=1}^n \bigcup_{j=1}^m T(S_{ij}^u \in S);$ CY – ценоячейка, S_{ij}^u – особь j вида i яруса m , S – центральное растение

Окончание табл. 1

1	2	3
Синузия (по Х. Гамсу, Т. Липпмаа)	Одноярусная, материальная, ценоотическая система; элементами являются не отдельные растения, а ценоотчейки, системообразующими отношениями которых служат синергические топические взаимодействия, достигающие порога ценоотических влияний	$SIN = T(\bigcap_{i=1}^n CY_i) < R;$ R – порог ценоотических влияний
Ценом (по В.С. Ипатову) Ценоотчейка (по В.И. Василевичу)	Материальная фитоценоотическая система из растения верхнего яруса со всеми находящимися в его фитогенном поле растениями нижних ярусов	$CEN = F(S^{w+1} + S^u_{ij})$
Агрегация (по В.Н. Сукачеву) Группировка растений (по Б.М. Миркину)	При зарастании растительностью незанятого участка вначале фитоценоза нет, так как между растениями нет борьбы за существование и между ними нет сколь-нибудь ясно выраженного взаимного влияния	$AG = \bigvee_{i=1}^n S_i;$ $\bigvee$ – объединение растений без конкурентных отношений

* Структурные формулы в данном контексте представляют собой символическую запись определений основных объектов фитоценологии с использованием некоторых математических символов и буквенных обозначений.

Таблица 2

Системы, претендующие на роль основного объекта экологии

Термин	Определение	Структурная формула
Сообщество	Группы взаимодействующих популяций, которые встречаются в одной и той же области. «В сущности, термин «сообщество» можно с успехом использовать для обозначения любой группы взаимодействующих популяций ... нужно лишь достаточно четко обозначить границы сообщества» (Риклефс, 1979, с. 331)	$\cap P_i \in S$
Экосистема	Любая единица (биосистема), включающая все совместно функционирующие организмы (биотическое сообщество) на данном участке и взаимодействующая с физической средой таким образом, что поток энергии создает четко определенные биотические структуры и круговорот веществ между живой и неживой частями (Одум, 1986, с. 24)	$(B \cap E) \in S \rightarrow R$
Биогеоценоз	Биокосная открытая система, являющаяся частью биосферы, находящаяся под воздействием внешних по отношению к ней факторов, характеризующаяся свойственным ей взаимодействием слагающих ее биотических (автотрофных, в основном фототрофных, и гетеротрофных организмов) и абиотических компонентов и определенным типом обмена веществом и энергией между ними и компонентами других биокосных и косных систем, границы которой определяются границами свойственного ей фитоценоза (Работнов, 1983, с. 8)	$(B \cap E) \in Ph \rightarrow R$

Однако отметим, что уже на следующей странице (ср. с табл. 2) у Р. Риклефса (1979, с. 332) читаем: «... меры структуры и функции сообщества – число видов, число трофических уровней, скорости создания первичной продукции, потока

энергии и круговорота питательных веществ (*появляется характеристика R. – Г.Р.*) – отражают экологические взаимодействия между популяциями, а также между особями и окружающей их физической средой (*вот и экотоп E! – Г.Р.*)). Таким образом, *сообщество по Рифлексу становится синонимом экосистемы.*

Более последователен в различии сообществ и экосистем Р. Уиттекер (1980), чья монография так и называется «Сообщества и экосистемы». Под сообществом он понимает «... живую систему взаимодействующих между собой видовых популяций» (с. 70), а «... градиент среды вкупе с соответствующим градиентом сообществ – это есть градиент экосистемы» (с. 191).

Что касается экосистемы и биогеоценоза, то лучше всего привести определение Е.М. Лавренко и Н.В. Дылиса (1968, с. 159): «Биогеоценоз – это экосистема в границах фитоценоза», что полностью соответствует структурным формулам при конкретизации пространства S площадью фитоценоза Ph . Т.А. Работнов (1983, с. 8 – 9) отмечает, что «... экосистема и биогеоценоз по существу представления идентичные. Однако экосистема понимается как безразмерное образование ... Биогеоценоз же всегда понимают как хорологическую единицу, имеющую определенные границы». Здесь также легко привести пример экосистемы, которая не является биогеоценозом (например, кабина пилотируемого космического корабля).

Приведенное в табл. 2 определение «биогеоценоза» является уточненным по отношению к исходному понятию, предложенному В.Н. Сукачевым. Еще одно определение, «сужающее» рамки исходного понятия путем уточнения границ биогеоценоза, было предложено Н.В. Тимофеевым-Ресовским и А.Н. Тюрюкановым (1966, с. 126): биогеоценоз ограничен не только фитоценозом, но и должен быть однороден по почвенно-геохимическим, микроклиматическим и геоморфологическим параметрам, т.е. среда S в этом случае задается пересечением однородных участков растительности (Ph), почвы (So), климата (Cl) и геоморфологии (G):

$$S = Ph \cap So \cap Cl \cap G.$$

Естественно, что в этом случае площадь биогеоценоза будет меньше (или, в крайнем случае, равна) площади биогеоценоза по Сукачеву.

Рассмотрим еще одно определение биогеоценоза (Галицкий, Тюрюканов, 1981), которое, как отмечают сами авторы, существенно отличается от определения Сукачева (уже по этой причине за данным термином следовало бы закрепить какое-то другое название). В наших обозначениях структурная формула этого определения будет иметь следующий вид:

$$(Bi \cap Ei) \in F [\cup (Bj \cap Ej)] \rightarrow St, \\ j \neq i$$

где i -й биогеоценоз определяется экоценоотическими факторами F всех окружающих его биогеоценозов и характеризуется естественным развитием в сторону единого стационарного (или квазистационарного) состояния St , соответствующего набору растительных и животных видов в конкретном регионе. Естественно, что область пространства, заданная экоценоотическими факторами F , может рассматриваться как подобласть общей области S , причем, чем больше факторов F будет учтено, тем более «сблизятся» эти два пространства. Что касается стационарного со-

стояния St , то оно представляет собой климаксовое состояние биогеоценоза, т.е. с известными оговорками может характеризоваться достаточно совершенной структурой и оптимальным круговоротом веществ (см.: Миркин, 1985, с. 89). Отсюда следует, что определение «биогеоценоз» В.В. Галицкого и А.Н. Тюрюканова также является «узким» по сравнению с «экосистемой» Одума.

Наконец, совсем недавно в дискуссию об основном объекте экологии вступил С.А. Остроумов (2002, с. 571 – 572) и предложил следующим образом модернизировать понятия «экосистема» и «биогеоценоз»:

- экосистема – комплекс взаимосвязанных живых существ, обитающих на определенном участке или в определенном объеме, вместе со средой их обитания и взаимодействиями между собой и со средой; характеризуется описанием численности (обилия) конкретных видов, связей между видами, активности организмов, физических и химических характеристик среды, потоков вещества, энергии и информации, а также описанием изменений этих показателей во времени;
- биогеоценоз – совокупность на известном протяжении земной или водной поверхности природных составляющих компонентов (атмосферы, горной породы, растений, животных, мира микроорганизмов и грибов, почвы и гидрологических условий; донных отложений в случае водных систем), имеющая свою специфику взаимодействий слагающих ее компонентов и определенный тип потоков вещества, энергии и информации, обладающая определенной степенью единства (единенности компонентов, целостности) и подверженная изменениям во времени; организмы обычно содействуют формированию среды обитания или влияют на нее.

В принципе, эти уточненные (модифицированные) определения демонстрируют тенденцию к «слиянию» понятий «экосистема» и «биогеоценоз», что следует только приветствовать.

Подводя итог краткому сравнению, отметим, что все рассмотренные объекты являются системами взаимодействующих биоценотических и экотопических составляющих и различия наблюдаются лишь в определении границ этих систем в природе. Конкретизация границ экосистемы (кстати, Ю. Одум решает эту проблему путем задания значений среды на входе и выходе системы в ее описании в терминах круговорота вещества и потока энергии; 1986, с. 27) во многом зависит от целей исследования (вплоть до выделения, например, групп сопряженных видов для анализа их взаимодействия в рамках моделей Лотки-Вольтерра или при построении флористической классификации растительности). С другой стороны, точное задание границ, например биогеоценоза, подразумевает разделение непрерывного по своей природе пространства экоценотических факторов на своеобразные дискретные «соты» (Галицкий, Тюрюканов, 1981), что отражает организменные аналогии в противовес современным континуальным представлениям об экологических объектах (Миркин, 1985).

Все это заставляет рассматривать «экосистему» в определении Ю. Одума как основной объект экологического исследования. И теоретически, и операционально можно определить только нижнюю границу экосистемы: ее масштаб задается основной функцией – биогенным круговоротом вещества, сопровождаемым потоками энергии и информации. Биом (ландшафтная зона) или биосфера в целом также

ИДЕАЛИЗИРОВАННЫЙ ОБЪЕКТ И ФУНДАМЕНТАЛЬНЫЕ ПОНЯТИЯ

выполняют ту же функцию, поэтому верхняя граница экосистемы устанавливается условно. В свою очередь, понятием «экосистема» задается верхняя граница по градиенту объектов экологии: особь – популяция – экосистема (соответственно *экология как наука подразделяется на аутоэкологию, демэкологию и синэкологию*).

Выбор идеализированного объекта, как уже отмечалось, индуцирует введение целой **системы фундаментальных понятий (физических величин)**, специфических для каждой теории.

ПРОЦЕДУРЫ ИЗМЕРЕНИЯ В СИСТЕМЕ «ОСНОВАНИЯ» ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ТЕОРИИ

В соответствии с представлениями о содержательном (физическом) подходе к созданию теоретической фитоценологии (см. Кузнецов, 1967; Розенберг, 1984 б, 1991) существенными элементами «основания» теории будут процедуры измерения фундаментальных величин этой теории и правила действия над ними. К сожалению, именно этим элементам в экологических и фитоценологических исследованиях уделялось меньше всего внимания.

«Зависимость состояния конкретной науки от качества измерений настолько жесткая, что точными мы называем именно те науки, в которых с позиций потребностей сегодняшнего дня решена проблема измерения» (Митропольский, 1985, с. 3). Эта цитата свидетельствует о том большом значении, которое сегодня придается измерениям, так как процесс развития любой науки идет в направлении от менее точного уровня к более точному, теоретическому. Что же следует называть «измерением» в экологических исследованиях? Несколько видоизменяя и конкретизируя определение В.Н. Котова (1985, с. 7), можно дать следующее толкование: *приписывание различным проявлениям некоторого свойства экологических систем действительных чисел с целью познания этого свойства называется его измерением*. При этом, производя измерение (приписывая, например, показателю биологического разнообразия или устойчивости экосистемы действительные числа), мы тем самым невольно приписываем измеряемому показателю и свойства самих чисел (самое очевидное – свойство аддитивности чисел). Естественно, что такой упрощенный подход отражает лишь одну («простую») сторону сложных экологических систем.

Новая системная методология заставляет с иных позиций подходить и к выбору системных параметров исследуемых сложных объектов, и к процедурам измерения, и к формированию связывающих их законов. Ранее (Розенберг, 1984 а; Брусиловский, 1987; Розенберг, Мозговой, 1992; Розенберг и др., 1999) было введено различие между простыми и сложными (системными) свойствами сложных объектов. *Целостные характеристики отличаются от простых ярко выраженной неаддитивностью*. Так, биомассу некоторого растительного сообщества можно узнать путем взвешивания и суммирования веса каждого растения. Однако в противоположность вещественно-энергетическим параметрам (простым характеристикам) экосистем и фитоценозов при создании экологической и фитоценологической теории необходимо уделять большее внимание системным параметрам (например целостности, замкнутости, биологическому разнообразию, устойчивости и др.).

Введение в разряд формализуемых дисциплин биологических наук (в том числе и экологии), экономики, социологии заставило, как уже отмечалось, использовать числа для измерения совершенно новых и необычных свойств (сходство, разнообразие, устойчивость) и широко использовать нетрадиционные (негеометрические и нефизические) шкалы (например шкалы порядка и наименований). На этом пути сразу возникло большое количество неверного, неадекватного измерения экологических величин. В качестве примеров назовем:

- индексы фитоценотической значимости видов В.М. Понятовской и И.В. Сырокомской, определяемые путем произведения фитомассы на проективное покрытие или на встречаемость и потому не имеющие ни физического, ни экологического смысла (см.: Миркин, Розенберг, 1983, с. 37);
- попытки напрямую увязать биоразнообразие, измеряемое по Шеннону–Уиверу, с устойчивостью экосистем, что неправомерно в силу математических свойств этого показателя, также выбранного неадекватно поставленной задаче (Свирижев, Логофет, 1978, с. 11 – 14; Левич, 1980, с. 51);
- бурную дискуссию 70-х годов о преимуществах измерения сопряженности видов с помощью коэффициентов корреляции Коула, Дайса и пр. (см.: Миркин, Розенберг, 1978), которая продемонстрировала необходимость каждый раз учитывать область применения того или иного измеряемого показателя сопряженности.

В основе процедур измерения и правил действия над измеряемыми экологическими параметрами (теория измерений) лежит несколько понятий и принципов (Котов, 1985). Так, различают *эмпирическую систему отношений* (например конкурентоспособность популяции проявляется в ее взаимодействии в пространстве с другими популяциями) и *числовую систему отношений*. С помощью последней можно вычлени из всех числовых свойств те, которые позволят приспособить их для изучения и измерения интересующего свойства (показателя). Измерить свойство (показатель) – это поставить ему в соответствие некоторое число так, чтобы, если объекты вступают в эмпирические отношения, то их числовые образы должны вступать в соответствующие числовые отношения. При этом *цель измерения не в том, чтобы приписать свойству (показателю) то или иное число, а чтобы извлечь из этих чисел информацию об этом свойстве (показателе)*. Иными словами, отношения должны быть *адекватными* и *инвариантными* (если температура кипения воды выше температуры замерзания, то это должно отражаться в разных шкалах – Цельсия, Кельвина, Реомюра и пр.). Наконец, результаты измерений в дальнейшем подвергают математической обработке, что неизбежно требует введения *адекватных функций от результатов измерений* (одна и та же функция в зависимости от множества допустимых преобразований частной числовой шкалы в одних случаях может нести информацию о действительности и быть совершенно бессмысленной в других – например использование для оценки сопряженности коэффициента корреляции для выборок разного эколого-фитоценотического диапазона; Миркин, Розенберг, 1978; Миркин, 1985). В этой ситуации можно говорить об *адекватном моделировании*.

Рассмотрим самый простой пример – измерение и определение средней тенденции некоторой экологической характеристики (Розенберг и др., 1994).

В общем случае определение статистических характеристик случайной функции по экспериментальным данным представляет собой весьма сложную процедуру

ру, состоящую из трех этапов: оценки стационарности функции, оценки характеристик ординат случайной функции и осреднения этих оценок. На практике при анализе временных рядов им приписывают свойство *эргодичности*, основанное на предположении о том, что единственная реализация случайной функции репрезентативной продолжительности является достаточным опытным материалом для получения ее статистических характеристик. Другим свойством, которым должна обладать итоговая статистика, является *устойчивость*. Если при резком изменении малой доли количества данных (вследствие выбросов или других случайных искажений) значение статистической характеристики претерпевает существенные изменения, то такая статистика неустойчива.

Среднее значение для стационарного временного ряда определяется как математическое ожидание любого индивидуального значения (ввиду стационарности это ожидание не зависит от момента наблюдения). В качестве оценки среднего используют обычно *выборочное среднее* значений ряда – сумму значений ряда, деленную на их общее число. При предположениях эргодичности эта оценка состоятельна, хотя при наличии сильной автокорреляции она теряет свою эффективность. **Арифметическое среднее** (при условии равновероятного закона распределения) является примером неустойчивой статистики (если в данных изменится какое-нибудь одно значение на n единиц, то среднее изменится в том же направлении на n/m единиц, где m – объем выборки). В экологических исследованиях равновероятность всех значений – редкое явление, и в этом случае рекомендуется использовать **средневзвешенную среднюю** (фактически, этот показатель как «*элективное среднее*» использовал Л.Г. Раменский, 1929). Кроме того, для распределений значений, слишком отличных от нормального (отдельные значения в выборке далеко отстоят от остальных значений), используют **геометрическое среднее**. В общем виде оценки математического ожидания стационарного ряда выглядят следующим образом (см. Розенберг и др., 1993):

$$X_z = \sqrt[n]{(\sum x(i)^z)/n},$$

где $x(i)$ – i -я реализация величины X ($i=1, n$). Тогда при $z = 1$ получаем *среднюю арифметическую*, $z = -1$ – *среднюю гармоническую*, $z = 2$ – *среднюю квадратическую*, $z = 0$ – *среднюю геометрическую*:

$$X_0 = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n x(i)}.$$

Легко убедиться, что имеет место *правило мажоритарности*:

$$X_{-1} < X_0 < X_1 < X_2.$$

Медиана временного ряда определяется как медиана распределения реализаций случайной функции в момент времени t , т.е. такое действительное число, вероятность превышения которого для произвольного измерения равна 0.5 (для стационарного временного ряда эта величина не зависит от момента наблюдения).

Для оценки медианы используют выборочную медиану ряда, т.е. центральный член (либо полусумму центральных членов) последовательности измерений, упорядоченной по возрастанию. В случае симметричного (например, гауссовского) распределения теоретическое значение медианы совпадает со средним значением ряда, а выборочная медиана является альтернативной оценкой среднего значения. Медиана служит примером устойчивой статистики. На медиану не влияют величины «больших» и «малых» значений: она терпима к нарушениям нормальности на «хвостах» распределения. Однако кроме робастности (устойчивости) к предпосылкам, «хорошая» статистика должна обладать еще и свойством робастности к эффективности, т.е. высокая эффективность оценивания должна гарантироваться при широком варьировании ситуаций.

Если для определения средней тенденции требуется робастность к эффективности, то рекомендуется использовать более сложные статистики, например бивес-оценку (Мостеллер, Тьюки, 1982):

$$b = \frac{\sum \omega_i x_i}{\sum \omega_i},$$

$$\text{где } \omega_i = \begin{cases} [1 - (\frac{x_i - b}{c \mu_s})^2]^2, & \text{если } (\frac{x_i - b}{c \mu_s})^2 < 1; \\ 0 & \text{в противном случае;} \end{cases}$$

c – константа, которая берется равной 6 или 9, μ_s – медиана абсолютных отклонений $(x_i - b)$. Поскольку μ_s – оценка для примерно $2/3\sigma$, то при расчете бивес-оценки не учитываются «хвосты» нормального распределения, т.е. измерения, превышающие 4σ (при $c = 6$) или 6σ (при $c = 9$). Так как мы не можем непосредственно вычислить b , не зная вектора весовых коэффициентов ω , и в то же время не можем найти веса, пока не знаем b , бивес-оценка рассчитывается по приведенным формулам с использованием итеративной процедуры.

Дисперсия динамического ряда определяется как дисперсия любого индивидуального значения (для стационарных рядов эта величина не зависит от момента наблюдения). Для его оценки используют обычно выборочную дисперсию ряда – сумму квадратов отклонений от среднего значения ряда, деленную на $(n - 1)$, где n – число значений ряда. При справедливости предположения об эргодичности эта оценка состоятельна, хотя при наличии сильной автокорреляции она теряет эффективность.

Выборочные оценки среднего, медианы и дисперсии могут быть вычислены и для нестационарного ряда, но в этом случае они не имеют вероятностной интерпретации.

Ф. Мостеллер и Дж. Тьюки (1982, с. 214) приводят важную для практики таблицу свойств некоторых статистик центральной тенденции, которую имеет смысл здесь воспроизвести (табл. 3).

Анализ этой таблицы позволяет сделать следующий вывод: если пренебречь совсем малыми выборками, бивес-оценка будет обладать всеми желаемыми свойствами и может быть рекомендована для практики. В ситуациях для достаточно умеренной эффективности, а также при малых выборках, лучше работать с медианой.

ИДЕАЛИЗИРОВАННЫЙ ОБЪЕКТ И ФУНДАМЕНТАЛЬНЫЕ ПОНЯТИЯ

ной. Среднее же нужно использовать достаточно осторожно, когда нет выбросов, «хвосты» распределения коротки и т.п. Таким образом, *сложившаяся практика прогнозирования численности различных видов только с помощью среднего неадекватна реальной ситуации.*

Таблица 3

Устойчивость и робастность к эффективности
некоторых статистик центральной тенденции

Статистика	Объем выборки	Устойчивость	Гауссова эффективность	Эффективность при разбросанных «хвостах»	Робастность к эффективности
Арифметическое среднее	Малый	Нет	100%	Плохая	Плохая
	Большой	Нет	100%	Очень плохая	Очень плохая
Медиана	Малый	Да	Высокая	Достаточно высокая	Высокая
	Большой	Да	62%	Достаточно высокая	Умеренная
Бивес-оценка	Малый	Разумно	Неплохая	Достаточно высокая	Высокая
	Большой	Да	90%	90%	Высокая

Примечание. Сост. по: Мостеллер, Тьюки, 1982; с измен.

В прогностических экологических исследованиях широко распространено описание и моделирование систем в количественных шкалах (отношений или интервалов). Вместе с тем зачастую результаты исследования формируются в шкалах наименований. Так, при описании динамики млекопитающих (цит. по: Брусиловский, 1987) в модели фигурируют переменные, измеряемые в количественных шкалах (численность популяции), результаты же моделирования и прогнозы описываются в терминах переменных, измеряемых в шкале наименований (в такие-то годы произойдет вспышка численности, а в такие-то – нет).

В экологии, как правило, точность наблюдений и достоверность выводов в шкалах наименований (например при работе с бинарными данными) выше, чем в количественных шкалах. Поэтому часто имеет смысл описывать, измерять и предсказывать параметры экосистем сразу в шкалах наименований, минуя промежуточный этап исследований в количественных шкалах (годы сильного «цветения» водохранилищ, вспышек численности популяций вредителей и пр.).

Таким образом, прогнозы состояния экосистем, как уже отмечалось, могут строиться и в количественных, и в качественных шкалах одновременно. Можно сказать, что в таких ситуациях отдельные предикторы «разговаривают» на различных диалектах языка прикладной математики (представления В.В. Налимова, 1979). Но при этом одни из них никак не используются для повышения надежности других. Вопросам повышения надежности экологического прогнозирования и адекватности получаемых прогнозов посвящены монографии (Брусиловский, 1987; Розенберг и др., 1994), и это – предмет специального рассмотрения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Брусиловский П.М.* Коллективы предикторов в экологическом прогнозировании. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 1987. 104 с.
- Галицкий В.В., Тюрюканов А.Н.* О методологических предпосылках моделирования в биогеоценологии // Моделирование биогеоценологических процессов. М.: Наука, 1981. С. 16 – 29.

- Котов В.Н.* Применение теории измерений в биологических исследованиях. Киев: Наукова думка, 1985. 100 с.
- Кузнецов В.И.* Структура физической теории // *Вопр. философии.* 1967. № 11. С. 86 – 98.
- Лавренко Е.М., Дылис Н.В.* Успехи и очередные задачи в изучении биогеоценозов суши в СССР // *Ботан. журн.* 1968. Т. 43, № 2. С. 155 – 167.
- Левич А.П.* Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 162 с.
- Миркин Б.М.* Теоретические основы современной фитоценологии. М.: Наука, 1985. 136 с.
- Миркин Б.М., Розенберг Г.С.* Фитоценология. Принципы и методы. М.: Наука, 1978. 212 с.
- Миркин Б.М., Розенберг Г.С.* Толковый словарь современной фитоценологии. М.: Наука, 1983. 136 с.
- Митропольский Ю.А.* Предисловие // *Котов В.Н.* Применение теории измерений в биологических исследованиях. Киев: Наук. думка, 1985. С. 3, 4.
- Мостеллер Ф., Тьюки Дж.* Анализ данных и регрессия. М.: Финансы и статистика, 1982. 300 с.
- Налимов В.В.* Теоретическая биология? Ее все еще нет ... // *Знание – сила.* 1979. № 7. С. 9 – 11.
- Одум Ю.* Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Одум Ю.* Экология: В 2 т. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с.; Т. 2. 376 с.
- Остроумов С.А.* Новые варианты определений понятий и терминов «экосистема» и «биогеоценоз» // *Докл. АН.* 2002. Т. 383, № 4. С. 571 – 573.
- Работнов Т.А.* Фитоценология: 2-е изд. М.: Изд-во МГУ, 1983. 296 с.
- Раменский Л.Г.* К методике сравнительной обработки и систематизации списков растительности и других объектов, определяемых несколькими несходно действующими факторами // *Тр. Совещания геоботаников-луговедов.* Л.: Гос. луговой ин-т, 1929. С. 1 – 26.
- Риклефс Р.* Основы общей экологии. М.: Мир, 1979. 424 с.
- Розенберг Г.С.* Модели в фитоценологии. М.: Наука, 1984а. 240 с.
- Розенберг Г.С.* Пути создания теоретической фитоценологии и ее математизация // *Ботанические исследования на Урале.* Свердловск: УНЦ АН СССР, 1984б. С. 50 – 51.
- Розенберг Г.С.* О структуре теоретической фитоценологии // *Теоретические проблемы эволюции и экологии.* Тольятти: ИЭВБ АН СССР, 1991. С. 127 – 138.
- Розенберг Г.С., Мозговой Д.П.* Узловые вопросы современной экологии. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1992. 139 с.
- Розенберг Г.С., Шитиков В.К., Мозговой Д.П.* Экологическая информатика: Учеб. пособие. Самара: Изд-во Самар. ун-та, 1993. 152 с.
- Розенберг Г.С., Шитиков В.К., Брусиловский П.М.* Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов). Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. 186 с.
- Розенберг Г.С., Мозговой Дж.П., Гелашивили Д.Б.* Экология. Элементы теоретических конструкций современной экологии. Самара: СамНЦ РАН, 1999. 396 с.
- Свирижев Ю.М., Логофет Д.О.* Устойчивость биологических систем. М.: Наука, 1978. 352 с.
- Тимофеев-Ресовский Н.В., Тюрюканов А.Н.* Об элементарных биохорологических подразделениях биосферы // *Бюл. МОИП. Сер. Биол.* 1966. Т. 71, № 1. С. 123 – 132.
- Уиттекер Р.* Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 328 с.