

на правах рукописи



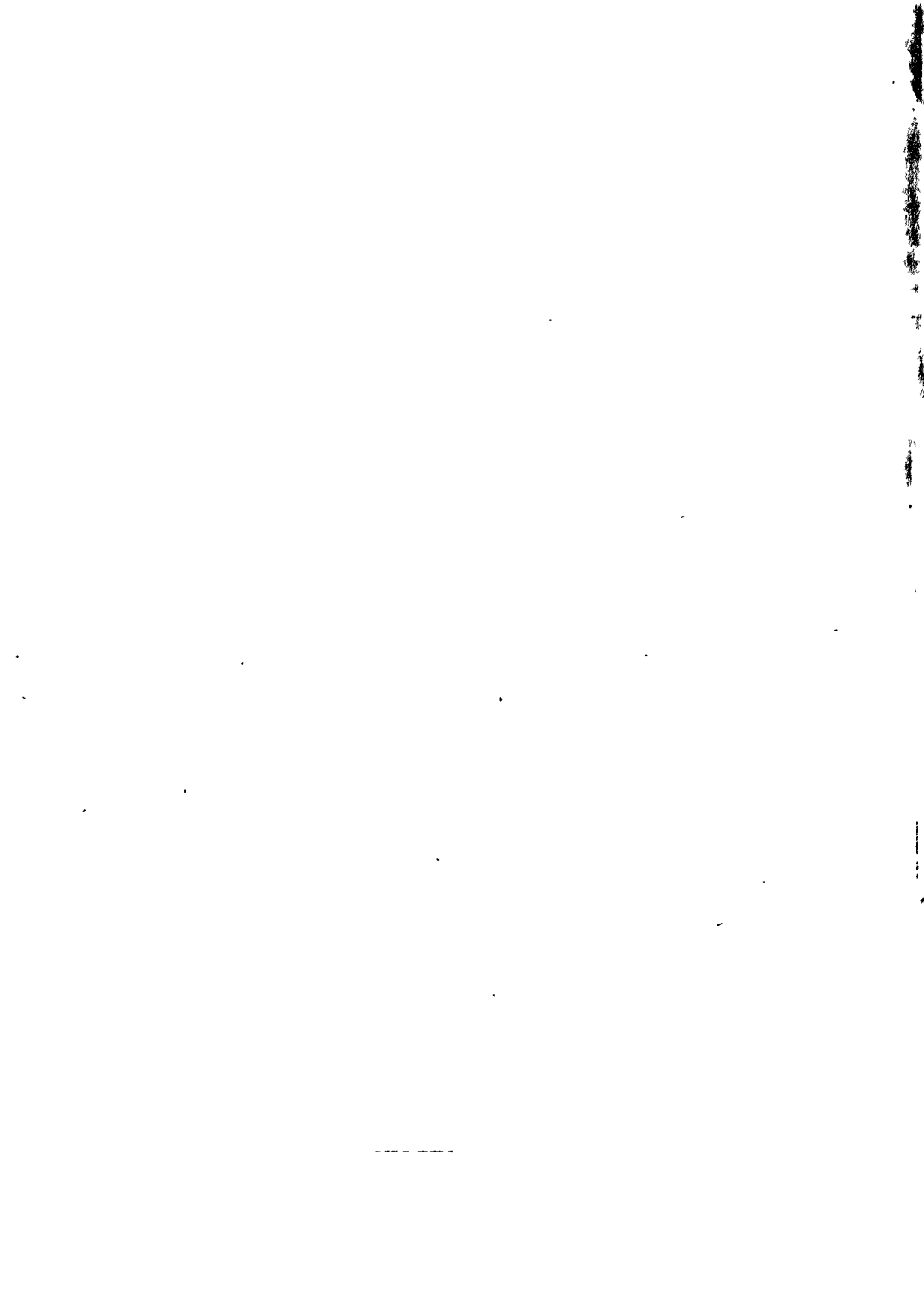
Омболо Тасси Энгельс Эддинг

**РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ МЕТОДОВ И СТАТИСТИЧЕСКИХ
ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ РАСТИТЕЛЬНОГО
БИОРАЗНООБРАЗИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ
КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ)**

06.03.02.- лесоустройство и лесная таксация

АВТОРЕФЕРАТ
диссертации на соискание ученой степени
кандидата сельскохозяйственных наук

Санкт-Петербург- 2005 г



2006-4
27626

на правах рукописи



Омболо Тасси Энгельс Эддинг

**РАЗРАБОТКА СИСТЕМЫ МЕТОДОВ И СТАТИСТИЧЕСКИХ
ПОКАЗАТЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ РАСТИТЕЛЬНОГО
БИОРАЗНООБРАЗИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ
КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ)**

06.03.02.- лесоустройство и лесная таксация

АВТОРЕФЕРАТ
диссертации на соискание ученой степени
кандидата сельскохозяйственных наук

Санкт-Петербург- 2005 г



2257258

2

Работа выполнена на кафедре лесной таксации, лесоустройства и геоинформационных систем Санкт-Петербургской государственной лесотехнической академии им. С. М. Кирова.

Научный руководитель: доктор географических наук,
профессор Алексеев А.С.

Официальные оппоненты: доктор биологических наук,
профессор Соловьев В.А.
кандидат сельскохозяйственных
наук, с.н.с. Пирогов Н.А.

Ведущее предприятие: Северо-Западное лесостроительное
предприятие

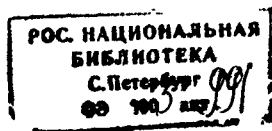
Защита состоится 21 декабря 2005 года в 13 часов на заседании диссертационного совета Д 212.220.02 Санкт-Петербургской лесотехнической академии им. С. М. Кирова по адресу: 194021, Санкт-Петербург, Институтский пер., 5, Главное здание, зал заседаний.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Санкт-Петербургской государственной лесотехнической академии.

Автореферат разослан “ ” ноября 2005 года.

Ученый секретарь диссертационного совета,
доктор сельскохозяйственных наук, профессор

Маркова И. А.



ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы работы. Одним из важнейших принципов устойчивого управления лесами является сохранение биологического разнообразия. Для успешного выполнения данного принципа является необходимым решение целого ряда задач, в первую очередь – определение уровня биоразнообразия лесных экосистем изучаемого региона. По этой причине большую актуальность имеют разработка и определение количественных показателей растительного биоразнообразия, которые в свою очередь могут быть использованы при оценке состояния лесных экосистем и проектировании лесохозяйственных мероприятий в ходе многоцелевого комплексного лесоустройства.

Цель работы и задачи исследований. Разработать методику количественного определения растительного биоразнообразия лесных экосистем Карельского перешейка Ленинградской области и создать на их основе систему статистических показателей для оценки растительного биоразнообразия лесных экосистем с целью устойчивого управления лесами.

Для достижения поставленной цели необходимо было решение следующих задач:

- изучить применяемые в научных исследованиях методы оценки растительного биоразнообразия лесных экосистем;
- провести сбор полевых данных и определить основные показатели растительного биоразнообразия лесных экосистем Карельского перешейка;
- построить теоретическую модель для разработки минимального стандарта безопасности в вопросе о растительном биоразнообразии и верхнего экстремального предела, а также интерпретации данных в рамках операций контроля-оценки растительного биоразнообразия;
- определить эталоны растительного биоразнообразия основных групп типов леса Карельского перешейка;
- провести анализ ранговых распределений видов в основных группах типов леса Карельского перешейка;
- испытать пригодность индекса лесной вариабельности ($F\{\nu, \gamma\}$) в качестве дополнительного инструмента устойчивого управления лесными биологическими ресурсами.;
- разработать направления практического применения и сделать рекомендации по отношению к использованию минимального стандарта безопасности и верхнего экстремального предела в многоцелевом комплексном лесоустройстве.

Научная новизна исследования заключается в определении и сравнительном анализе растительного биоразнообразия лесных экосистем Карельского перешейка Ленинградской области. При этом, наряду с классическим показателем α -разнообразия и его статистическими характеристиками в рамках исследования были использованы модели ранговых распределений, а также вектор изменчивости, состоящий из индексов разнообразия и компактности лесного растительного покрова, позволивший оценить горизонтальное пространственное разнообразие лесных экосистем.

Углубленный анализ варьирования уровня α -разнообразия внутри групп типов леса Карельского перешейка позволил установить минимальные стандарты безопасности и верхние экстремальные пределы растительного биоразнообразия.

Личный вклад. Автор участвовал в разработке методики исследования, сборе и обработке экспериментальных данных, анализе полученных результатов, формулировке выводов и практических рекомендаций.

Практическая ценность работы. Полученные данные могут быть использованы:

- для оценки растительного биоразнообразия лесных экосистем;
- при планировании лесохозяйственных мероприятий в рамках многоцелевого комплексного лесоустройства;
- при оценке влияния лесохозяйственных мероприятий на лесные экосистемы;
- при проведении экологической лесной сертификации.

Обоснованность и достоверность результатов. Сбор данных проводился по стандартной методике. Всего в ходе исследования были использованы данные обследования 248 постоянных пунктов учета. При последующей статистической обработке данных использовались общепринятые пакеты прикладных программ STATISTICA, STATGRAPHICS, STATGRAPHICS Plus и Microsoft Excel. Теоретическая модель, предлагаемая для разработки минимального стандарта безопасности и верхнего экстремального предела, а также интерпретации данных в рамках операций контроля-оценки растительного биоразнообразия, опирается на широко известную модель Лапласа-Гаусса. Оценка точности аппроксимации эмпирических данных использованными в рамках исследования моделями проводилась на основании коэффициента детерминации. Полученные закономерности о растительном биоразнообразии лесных экосистем согласовываются с данными других авторов.

Апробация работы. По материалам диссертационной работы прочитаны 3 доклада, в том числе:

- один (1) на международной научно-практической конференции молодых ученых, проходившей 16-18 ноября 2004 года в Санкт-Петербургской государственной лесотехнической академии;
- два (2) на межвузовской научно-практической конференции “Проблемы и перспективы лесного комплекса”, проходившей 26 – 27 мая 2005 г в Воронежской государственной лесотехнической академии.

Публикации. По теме диссертации опубликовано 3 работы.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из 7 глав, введения, заключения, списка литературы из 159 наименований, и приложения. Работа изложена на 140 страницах машинописного текста и содержит 10 таблиц и 26 рисунка.

1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ И СОСТОЯНИЕ ВОПРОСА

Впервые термин “биоразнообразие” был введен в 1988 году на первом американском форуме по биологическому разнообразию, в докладе энтомолога Е. Уилсона (Kaupel, 1998), заменив менее эффективный с точки зрения коммуникации термин “биологическое разнообразие”. В целом, биоразнообразие может быть определено как вариабельность живых организмов и биосистем, включая, среди прочего, наземные, морские и иные водные экосистемы и экологические комплексы, частью которых они являются. Это понятие включает в себя разнообразие в рамках вида, между видами и разнообразие экосистем (UNEP, 1992).

Оценка биоразнообразия может быть проведена на различных структурных уровнях. При этом для каждого уровня необходима разработка специальной методики оценки, а также подбор используемых критериев и индикаторов.

Пространственная структура и динамика биоразнообразия лесных экосистем подвержены определенным закономерностям и в значительной степени определяются проводимыми лесохозяйственными мероприятиями. Однако, на настоящем уровне знания, из-за недостатка эмпирического материала, невозможно однозначно судить о влиянии лесохозяйственных мероприятий на снижение биоразнообразия и его долго- и краткосрочных последствиях. Этим обусловлена необходимость более глубокого изучения генезиса биоразнообразия.

Вместе с тем, уже сейчас можно отметить постепенное сокращение уровня биоразнообразия экосистем. По этой причине под эгидой целого ряда международных организаций проводится целый ряд научно-практических

мероприятий, имеющих своей целью сохранение биоразнообразия. Кроме того, биоразнообразие включено в число пан-европейских критериев и количественных индикаторов устойчивого управления лесами.

2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА ИССЛЕДОВАНИЙ

В качестве объекта исследования были использованы лесные экосистемы расположенного между Балтийским морем и Ладожским озером Карельского перешейка Ленинградской области.

Территория Карельского перешейка относится к лесной зоне, с господством хвойных лесов. Его юго-западная часть расположена в подзоне южной тайги, остальная - в подзоне средней тайги Северо-европейской таежной провинции. На территории Карельского перешейка преобладают подзолистые, глеево-подзолистые и дерново-подзолистые почвы. Климат Карельского перешейка, как и в целом Ленинградской области, атлантико-континентальный.

Общая площадь лесов Карельского перешейка составляет 948,1 тыс. га. Все леса Карельского перешейка относятся к первой группе лесов. Заготовка древесины осуществляется рубками главного, промежуточного пользования и прочими рубками.

Экологическая ситуация на Карельском перешейке оценивается как удовлетворительная и характеризуется начальным уровнем загрязнения почв на 25-30% территории, начальным уровнем загрязнения лесной биоты и грунтовых вод, точечными проявлениями опасного и умеренно опасного загрязнения почв, лесной биоты и грунтовых вод.

3. МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

В качестве основы для организации полевых исследований была избрана существующая на Карельском перешейке Ленинградской области регулярная биоиндикационная сеть экологического мониторинга состояния лесов, созданная по программе ICP-Forest.

Планирование исследования осуществлялось по материалам лесоустройства с учетом данных о площадях, занимаемых группами типов леса, представленными на Карельском перешейке. Эти материалы позволили провести расчет распределения необходимого числа постоянных пунктов учета (ППУ) по группам типов леса. На основании материалов лесоустройства были выбраны наиболее представленные 7 групп типов леса: кисличная, черничная, брусничная, лишайниковая, долгомошная, сфагновая и

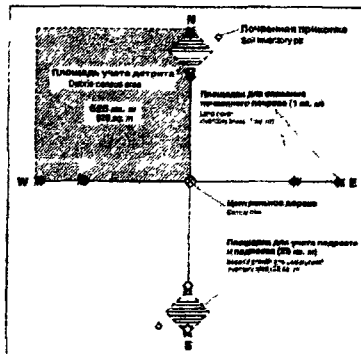
разнотравная (табл.1). Последняя включила в себя травяно-болотную и приручейно-разнотравную группы типов леса.

Таблица 1

Распределение площади насаждений и ППУ по группам типов леса

Группы типов леса	Площадь, тыс.га	Процент	Кол-во ППУ
Лишайниковая	17.1	2.8	8
Брусничная	114.6	18.6	48
Кисличная	72.6	11.7	44
Черничная	329.3	53.2	82
Долгомощная	22.9	3.7	18
Сфагновая	30.4	5.0	26
Разнотравная	32.2	5.0	22
ВСЕГО	619.1	100	248

Необходимое для обследования число ППУ, которое обеспечивало достаточную статистическую репрезентативность, составило 248. Закладка ППУ проводилась в соответствии со стандартной методикой создания регулярной биоиндикационной сети (РБИС) первого уровня мониторинга. Для учета биологического разнообразия в состав ППУ, при сохранении его общей схемы, были введены дополнительные элементы - 8 площадок для геоботанического описания травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов растительности, 2 площадки для геоботанического описания подроста и подлеска, 1 площадка для учета крупного детрита, 2 почвенные прикопки.



Модифицированная схема постоянного пункта учета региональной биоиндикационной сети лесного экосистемно-мониторинга.

Рис.1. Модифицированная схема постоянного пункта учета (ППУ).

Результаты измерений на ППУ и оценки элементов биологического разнообразия заносились в специальную карточку ППУ, являющуюся дополнением к стандартной карточке системы лесного мониторинга.

Анализ и обработка полученных в ходе полевой части работ данных проводились с использованием вычислительной техники и включали в себя ввод данных, определение основных статистических показателей рядов, корреляционный, регрессионный и дисперсионный анализ данных, а так же представление полученных результатов в виде графиков и таблиц и формулировку выводов и обобщений.

4. АНАЛИЗ РАСТИТЕЛЬНОГО БИОРАЗНООБРАЗИЯ ЛЕСОВ КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА

Для оценки растительного биоразнообразия лесного покрова применяются разные показатели в том числе α -разнообразие. Кроме того, для оценки разнообразия лесного растительного покрова могут быть использованы статистические показатели, основными из которых являются среднее число видов, приходящееся на одну пробную площадь m , среднее квадратическое отклонение числа видов на пробных площадях от среднего σ , коэффициент вариации v и размах варьирования P числа видов по пробным площадям.

В ходе исследования были установлены статистические показатели α - разнообразия лесного растительного покрова Карельского перешейка по группам типов леса (см. таб.2).

Таблица 2

Статистические показатели α - разнообразия лесного растительного покрова Карельского перешейка по группам типов леса

Группа типов леса	Статистические показатели α - разнообразия				
	n	m	σ	$v, \%$	P
Лишайниковая	8	11	2,9	35	13
Брусничная	48	16	5,2	27	20
Черничная	44	23	6,0	28	28
Кисличная	82	33	8,2	26	34
Долгомшная	18	21	6,0	33	26
Сфагновая	26	19	4,7	28	20
Разнотравная	22	37	11,1	34	36

Как видно из табл.2, наибольшим видовым разнообразием характеризуются кисличная и разнотравная группа типов леса.

Анализ изменчивости растительного биоразнообразия как в целом по Карельскому перешейку, так и по группам типов леса показал, что для ее описания может быть применена модель Гаусса-Лапласа:

$$f(x) = \frac{1}{\sigma \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot e^{-\frac{(x-m)^2}{2\sigma^2}} \quad (1)$$

где x - величина α -разнообразия растительного покрова;

$f(x)$ - вероятность того, что лесная экосистема, принадлежащая к определенной группе типов леса, имеет α -разнообразие, равное x .

5. ЭТАЛОНЫ РАСТИТЕЛЬНОГО БИОРАЗНООБРАЗИЯ ПО ОСНОВНЫМ ГРУППАМ ТИПОВ ЛЕСА КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА

В качестве эталонов растительного биоразнообразия для определенного типа лесных экосистем мы вводим понятия минимального стандарта безопасности в вопросе о растительном биоразнообразии (МСБ) и верхнего экстремального предела (ВЭП).

В рамках нашей работы, минимальный стандарт безопасности является критическим значением среднего α биоразнообразия, которое выражает переход к ситуации, в которой лесная экосистема может рассматриваться с точки зрения биоразнообразия как «патологическая».

Следовательно, разработка минимального стандарта безопасности (МСБ) в вопросе о растительном разнообразии определённого типа лесных экосистем заключается в поиске наименьшего значения среднего α - биоразнообразия, наблюдаемого в репрезентативной выборке, сделанной в слабо нарушенной экосистеме этого типа. Рассматриваемая экосистема должна быть слабо нарушенной, так как только в этом случае ее состояние может быть оценено, как здоровое. В противном случае, экосистема находится в вызванных различными пертурбациями состояниях деградации или регенерации (Kuusela, 1990; 1994; 1998).

Если объектом исследования является слабо нарушенная лесная экосистема F_1 , имеющая в своем составе K ППУ, то в ней может быть рассмотрена совокупность из M репрезентативных выборок объемом n , при

$$M = C_K^n = \frac{K!}{n!(K-n)!} \quad (2)$$

где M - возможное количество выборок объемом n , n - число ППУ в репрезентативной выборке, а K - число ППУ в слабо нарушенной лесной экосистеме F_1 .

И поскольку результаты научного исследования показали, что распределение α -биоразнообразия в совокупности слабо нарушенной лесной экосистемы точно или приблизительно соответствует нормальному закону (Алексеев и др., 2002), то следует, что минимальный стандарт безопасности ($\bar{\alpha}_1$) выражается формулой

$$\bar{\alpha}_1 = \mu - 3 \left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right) \quad (\text{Graiss, 1992}) \quad (\text{см.рис.2}), \quad \text{где} \quad (3)$$

μ - математическое ожидание [т.е. общая средняя совокупности из M выборок объемом n (а также среднее α -биоразнообразие в совокупности нашей слабо нарушенной лесной экосистемы F_1 и среднее α - биоразнообразие в репрезентативной выборке B)], $\frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ - среднее квадратическое отклонение в совокупности из M выборок объемом n , σ - среднее квадратическое отклонение в слабо нарушенной лесной экосистеме F_1 , а n - число ППУ в каждой из M репрезентативных выборок.

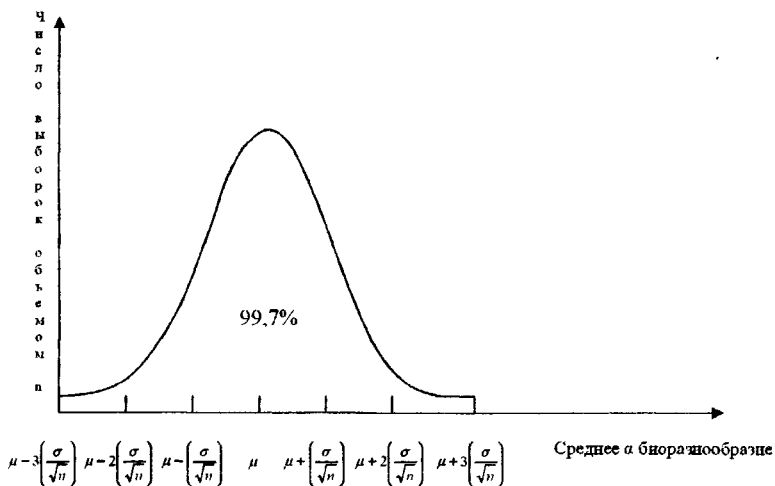


Рис.2. Распределение среднего α -биоразнообразия в совокупности, создаваемой всеми M выборками объемом n , рассматриваемыми в нашей слабо нарушенной лесной экосистеме F_1 .

Кроме того, мы будем также определять значение $\mu + 3\left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}}\right)$, которое может быть обозначено как **верхний экстремальный предел** (см.рис.2). В самом деле, этот верхний экстремальный предел представит большой интерес в рамках операций контроля-оценки растительного биоразнообразия как ключ интерпретации данных. Так же как мы ранее рассматривали нижний экстремальный предел как минимальный стандарт безопасности (МСБ), т.е как наименьшее среднее α -биоразнообразии, наблюдаемое в репрезентативной выборке, мы можем рассматривать и верхний экстремальный предел как наибольшее среднее α -биоразнообразии, наблюдаемое в репрезентативной выборке.

Допустим в качестве рабочей гипотезы, что для определенного типа лесных экосистем в основе значительных колебаний растительного биоразнообразия могут лежать лишь процессы сукцессионной динамики, после внешних воздействий, в то время как прочие факторы, не влияющие непосредственно на стадии сукцессии (исторические факторы, дрейф континентов, широта, высота над уровнем моря и др.) примерно одинаковы для рассматриваемого типа лесных экосистем. Тогда:

1. Репрезентативная выборка имеющая среднее α -биоразнообразии, меньше, чем минимальный стандарт безопасности означает, что данная экосистема является сильно нарушенной экосистемой (экосистемой в состоянии деградации), и может быть охарактеризована, как «патологическая» с точки зрения биоразнообразия.

2. Репрезентативная выборка имеющая среднее α -биоразнообразии, большее или равное минимальному стандарту безопасности (т.е., наименьшему среднему α -биоразнообразию, наблюдаемому в репрезентативной выборке, происходящей из слабо нарушенной лесной экосистемы) и меньше или равное верхнему экстремальному пределу (т.е., наибольшему среднему α -биоразнообразию, наблюдаемому в репрезентативной выборке), означает, что экосистема является слабо нарушенной экосистемой, являясь таким образом «здоровой» с точки зрения биоразнообразия.

3. Репрезентативная выборка имеющая среднее α -биоразнообразии большее, чем верхний экстремальный предел безопасности означает, что данная экосистема находится в стадии регенерации и по этой причине обладает рекордным биоразнообразием.

Область применения минимального стандарта безопасности (МСБ) и верхнего экстремального предела (ВЭП) в многоцелевом комплексном лесоустройстве, широка. В самом деле минимальный стандарт безопасности и

верхний экстремальный предел могут быть использованы в рамках лесной экологической сертификации, как критерий оценки качества лесного управления с точки зрения биоразнообразия.

Другим важным направлением применения минимального стандарта безопасности (МСБ) и верхнего экстремального предела в многоцелевом комплексном лесоустройстве является их использование в качестве параметра устройства.

В самом деле, можно предложить периодическую (например, каждые пять лет) контроль-оценку растительного биоразнообразия всех участков лесного фонда, являющихся предметом эксплуатации, чтобы:

1. Судить о соответствии растительного биоразнообразия участка лесного фонда минимальным стандартом безопасности (МСБ) и верхним экстремальным пределом (ВЭП);

2. Судить о состоянии здоровья участка лесного фонда с точки зрения биоразнообразия;

3. Оценить реальное влияние лесоразработки на растительное биоразнообразие участка лесного фонда;

4. Принять решение о продолжении лесоразработки в участке лесного фонда, или, напротив, ее запрете на время, необходимое для восстановления растительного биоразнообразия до уровня со средним α -биоразнообразием, находящимся между минимальным стандартом безопасности (МСБ) и верхним экстремальным пределом (ВЭП).

Ясно, что если лесозаготовка является причиной сокращения растительного биоразнообразия, то, лесоустроитель должен не только планировать восстановление участка лесного фонда, но и пересмотреть план лесоустройства, увеличив оборот рубки, и таким образом, сократив ежегодно вырубаемую площадь. Подобная мера позволит уменьшить воздействие и ущерб, наносимый лесозаготовкой растительному биоразнообразию участка лесного фонда.

Кроме того, минимальный стандарт безопасности и верхний экстремальный предел могут быть использованы для оценки реального влияния лесохозяйственных мероприятий на растительное биоразнообразие. Выводы об эффективности моделей лесоустройства или лесоводственных мероприятий могут быть сделаны в том случае, если они позволяют поддержать растительное биоразнообразие лесной экосистемы на постоянном уровне в пределах между минимальным стандартом биоразнообразия и верхним экстремальным пределом, или приблизить его к этим эталонам растительного биоразнообразия.

Таблица 3 знакомит с минимальным стандартом безопасности (МСБ) и верхним экстремальным пределом (ВЭП) для основных типов лесных экосистем Карельского перешейка.

Таблица 3

Сводная таблица величин Минимального стандарта безопасности (МСБ) и Верхнего экстремального предела (ВЭП) для основных типов лесных экосистем Карельского перешейка.

Группы типов леса	МСБ	ВЭП
Лишайниковая	8 виды/ЛПУ	14 виды/ЛПУ
Брусничная	14 виды/ЛПУ	18 виды/ЛПУ
Черничная	21 виды/ЛПУ	25 виды/ЛПУ
Кисличная	29 видов/ЛПУ	37 видов/ЛПУ
Долгомошная	17 видов/ЛПУ	25 видов/ЛПУ
Сфагновая	16 видов/ЛПУ	22 видов/ЛПУ
Разнотравная	30 видов/ЛПУ	44 видов/ЛПУ

6. РАНГОВЫЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВИДОВ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ОСНОВНЫХ ГРУППАХ ТИПОВ ЛЕСА КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

В любом сообществе есть виды более обильные и более редкие, причем обильных обычно меньше, чем редких. Ранговым распределением (РР) называется распределение видов (или других групп) по обилию, где виды ранжированы по мере убывания их обилия. Вид РР представляет собой эмпирический закон, отвечающий природе изучаемого экологического объекта. РР могут служить удобным «инструментом» для оценки и контроля за состоянием и динамикой биоразнообразия. Сравнивая кривые распределения относительного обилия видов, можно зафиксировать изменения видовой структуры. Непосредственным объектом анализа может быть форма РР или при неизменной общей форме- количественные значения его параметров. Форма РР может характеризовать тип сообщества, сезонные изменения, стадию сукцессии и степень нарушенности среды обитания.

Для объяснения распределений обилия, наблюдаемых в природе, предложено несколько (в настоящее время- более 10) моделей, основанных на

различных предпосылках. Эти модели отражают гипотетические представления их авторов о процессах формирования данной видовой структуры, то есть о причинах наблюдаемого соотношения видов. Однако разнообразие обычно анализируется с учетом трех основных теоретических моделей (1.геометрическое, 2.лог-нормальное и 3. распределение по типу «разломанной палки»).

Гипотеза геометрического ряда (или гипотеза преимущественного захвата ниши)- это статистическое выражение неравномерного процесса. Следовательно, если в сообществе доминирующее значение имеет какой-то один фактор, и пространство ниши разделено по иерархическому принципу, то следует ожидать геометрического распределения обилия. Эта модель пригодна для простых сообществ с сильно выраженным доминированием, а также отдельных частей более крупных сообществ.

Модель геометрического ряда имеет следующий вид:

$$Y_i = Y_1 \cdot c^{i-1} \quad (4)$$

где Y_i - относительное обилие i -го вида;

Y_1 - относительное обилие вида первого ранга;

c - доля обилия i -го вида от величины обилия предыдущего.

В нормированном виде модель геометрического ряда может быть представлена как:

$$Y_i = N \cdot \left[\frac{1-c}{1-c^n} \right] \cdot c^{i-1} \quad (5)$$

где n - общая длина рангового распределения – наибольший ранг вида, включенного в распределение;

N – выраженное в процентах ($N = 100\%$) или долях единицы ($N = 1$) полное обилие всех видов.

Для статистического описания равномерного распределения видов по рангам лучше всего использовать распределение по типу «разломанной палки», которому соответствуют модель Мак-Артура и экспоненциальная модель (Джиллер, 1988).

В нормированном виде экспоненциальная модель принимает вид:

$$Y_i = N \cdot \left[\frac{1-e^b}{e^{-nb}-1} \right] \cdot e^{-bi} \quad (6)$$

где b – параметр модели.

Модель Мак-Артура, имеет следующую форму (Уиттекер, 1975):

$$Y_i = \frac{N}{S} \cdot \sum_{r=1}^i \frac{1}{S-r+1} \quad (7)$$

где S - число видов, N - число особей в выборке, i - место вида в последовательности от наименее к наиболее обильным видам, а r - место вида с относительным обилием Y_i в этой последовательности.

Промежуточное положение между этими крайностями занимает логарифмически нормальное распределение. Поскольку данная модель в наилучшей степени подходит для описания распределений, близких к нормальному, ее применение в рамках предлагаемой работы, учитывая характер ранговых распределений давало заведомо низкие результаты. По этой причине при описании ранговых распределений использовали только гипотезу геометрического ряда, экспоненциальную модель, а также модель Мак-Артура.

В ходе работы были рассчитаны указанные в табл.4 параметры моделей ранговых распределений.

Таблица 4

Параметры моделей ранговых распределений видов растительности в различных группах типов лесов Карельского перешейка

Группа типов леса	Модель геометрического ряда		Распределение по типу «разломанной палки»		
			Экспоненциальная модель		Модель Мак-Артура
	c	R ² , %	b	R ² , %	R ² , %
Липайниковая	0,63	0,98	0,45	0,98	-
Брусничная	0,58	0,97	0,54	0,97	-
Кисличная	0,86	0,97	0,14	97,0	0,65
Разнотравная	0,88	0,70	0,12	0,70	0,55
Черничная	0,68	0,96	0,37	0,96	-
Долгомошная	0,67	0,94	0,40	0,94	-
Сфагновая	0,68	0,85	0,42	0,85	-

Как видно из данных табл.4, и гипотеза геометрического ряда, и экспоненциальная модель показали одинаково высокую точность аппроксимации эмпирических данных, и, как следствие, могут быть в равной мере использоваться с данной целью.

Выбор применяемой модели в этом случае должен определяться, исходя из ключевых характеристик моделей. То есть, если ярко выражено доминирование наиболее обильных видов более обоснованным является

использование модели геометрического ряда, базирующейся, как уже отмечалось, на гипотезе “преимущественного захвата ниш”, а гипотезу «разломанной палки» лучше всего использовать для статистического описания более равномерного распределения видов по рангам.

Ярко выраженное доминирование обильных видов наблюдалось в лишайниковой, брусничной, черничной, долгомошной и сфагновой группах типов леса. Следовательно, наиболее обоснованным является использование для описания ранговых распределений в них модели геометрического ряда. Для описания ранговых распределений видов в кисличной и разнотравной группах типов леса в наилучшей степени подходит распределение по типу «разломанной палки» и именно модель экспоненциального ряда.

Для каждой из основных групп типов лесных экосистем Карельского перешейка полученные реальная и теоретическая кривые распределения относительного обилия видов позволили установить форму и пределы изменчивости PP для слабо нарушенных сообществ.

6. ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ РАЗНООБРАЗИЯ ЛЕСНОГО РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

Для пространственной оценки разнообразия может быть использован вектор изменчивости, состоящий из индексов разнообразия и компактности лесного растительного покрова (Kumar Das, Nautiyal, 2004). Данный подход позволяет оценить разнообразие расчлененных и перфорированных участков лесной растительности.

В ходе исследования на примере лесонасаждений Ройкинского, Агалатовского и Кавголовского лесничеств Токсовского опытно-показательного парксхоза Ленинградской области был проведен анализ лесного растительного покрова, характеризующегося преобладающей породой и группой возраста. При этом разнообразие лесного растительного покрова имело функциональную зависимость от числа групп участков, однородных по данным показателям.

Индекс разнообразия лесного растительного покрова ν , являющийся мерой разнородности леса, варьирует в пределах от 0 до 1 и может быть определен по формуле:

$$\nu = \left(1 - e^{-K \cdot (n-1)} \right), \quad (8)$$

где n - число групп участков;

K - константа.

Однако индекс разнообразия лесного растительного покрова не дает информации о пространственной структуре леса. При этом форма и

расчлененность лесного массива оказывают существенное влияние на биологическое разнообразие. Так, узкий, расчлененный и перфорированный участок леса является менее пригодным для обитания видов, чем представленный одним блоком и имеющий форму, близкую к кругу. По этой причине, при пространственном анализе лесного растительного покрова наряду с индексом разнообразия следует использовать индекс компактности лесного растительного покрова γ :

$$\gamma = \frac{A}{C_a}, \quad (9)$$

где γ - индекс компактности лесного растительного покрова;
 A - общая лесопокрытая площадь;
 C_a - площадь наименьшего круга, в который можно вписать рассматриваемый участок лесного массива.

Для лесного покрова, состоящего из нескольких фрагментов индекс компактности лесного растительного покрова (γ) выражается формулой:

$$\gamma = \gamma_0 \cdot \frac{\sum_{i=1}^m (\gamma_i \cdot x_i)}{m}, \quad (10)$$

где m - число фрагментов.
 x_i - доля i -того фрагмента леса, $x_i = A_i / A$;
 γ_0 и γ_i - индексы компактности, равные соответственно:

$$\gamma_0 = \frac{A}{C_0} \quad \text{и} \quad \gamma_i = \frac{A_i}{C_i}, \quad (11)$$

где A_i - площадь i -того фрагмента леса;
 C_i - площадь наименьшего круга, содержащего i -тый фрагмент леса;
 C_0 - площадь наименьшего круга, в который можно вписать рассматриваемый участок лесного массива.

Индекс компактности лесного растительного покрова варьирует в пределах от 0 до 1. Значение $\gamma = 1$ означает, что лесной массив представлен одним цельным блоком, имеющим форму круга.

Как уже отмечалось, индексы разнообразия и компактности лесного растительного покрова образуют вектор изменчивости $F\{v, \gamma\}$, который может быть использован для сравнения пространственного разнообразия различных участков лесного фонда и при планировании устойчивого управления лесным хозяйством.

Определенные в ходе исследования индексы разнообразия и компактности лесного растительного покрова лесонасаждений Ройкинского, Агалатовского и Кавголовского лесничеств Токсовского опытно-показательного парклесхоза Ленинградской области приведены в табл.5.

Таблица 5

Индексы разнообразия и компактности лесного растительного покрова

Показатель	Лесничество		
	Ройкинское	Агалатовское	Кавголовское
Индексы разнообразия растительного покрова			
Взвешенное число групп участков n_w	8,93	12,52	7,20
Индекс разнообразия v	0,101	0,103	0,1
Индекс Шеннона $H = -\sum_{i=1}^n (P_i \times \ln P_i)^1$	2,5996	2,8087	2,3127
Индексы компактности растительного покрова			
Индекс компактности γ_0	0,2336	0,2934	0,2854
Индекс компактности γ	0,0192	0,0213	0,0099

Для большей наглядности, полученный в ходе исследования вектор изменчивости лесного растительного покрова $F \{v, \gamma\}$ был представлен в виде графика (рис.3).

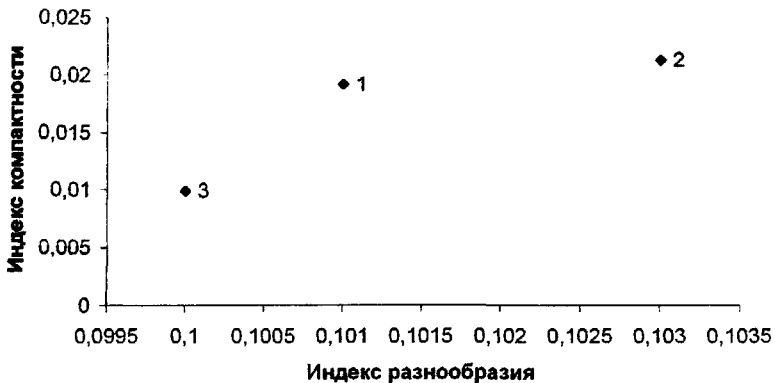


Рис.3. Индекс лесной вариабельности.

Примечание: 1 – Ройкинское, 2 – Агалатовское, 3 – Кавголовское лесничество

¹ H - индекс разнообразия Шеннона (энтропия), P_i - доля i -ой группы участков, а n - общее число групп участков

Как видно из рис.3, чем дальше от точки начала координат находится вектор изменчивости, характеризующий рассматриваемый объект, тем большим разнообразием растительного покрова и компактностью территории характеризуется последний.

На основании полученных величин индексов разнообразия лесного растительного покрова и индексов Шеннона можно заключить, что наибольшим разнообразием характеризуется лесной фонд Агалатовского лесничества. Это же лесничество характеризуется наиболее высоким индексом компактности что, наряду с формой образующих его фрагментов лесного фонда, может быть объяснено их сравнительно меньшим количеством, а также значительным доминированием размера одного из фрагментов.

Значения векторов изменчивости растительного покрова могут быть использованы при планировании лесохозяйственных мероприятий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. На примере лесных экосистем Карельского перешейка Ленинградской области проведен количественный анализ растительного биоразнообразия лесного растительного покрова.
2. Показано, что изменчивость растительного биоразнообразия внутри групп типов леса с высокой достоверностью может быть описана кривой Гаусса-Лапласа, параметры которой, в свою очередь, могут быть использованы при разработке эталонов растительного биоразнообразия.
3. В ходе исследования были подобраны математические модели, в наилучшей степени описывающие ранговые распределения (РР) в наиболее представленных группах типов леса Карельского перешейка. Установлено, что ввиду ярко выраженного доминирования обильных видов в лишайниковой, брусничной, черничной, долгомошной и сфагновой группах типов леса, наиболее обоснованным является использование для описания ранговых распределений в них модели геометрического ряда. Для описания ранговых распределений видов в кисличной и разнотравной группах типов леса в наилучшей степени подходит распределение по типу «разломанной палки» и именно экспоненциальную модель. Для каждой из основных групп типов лесных экосистем Карельского перешейка полученные реальная и теоретическая кривые распределения относительного обилия видов позволили установить форму и пределы изменчивости РР для слабо нарушенных сообществ.
4. На примере лесонасаждений Ройкинского, Агалатовского и Кавголовского лесничеств Токсовского опытно-показательного парклесхоза Ленинградской области проведен пространственный анализ разнообразия

лесного растительного покрова. Данный анализ позволил сравнить уровень биоразнообразия данных территорий с учетом степени их расчлененности и перфорированности. Полученные данные могут быть использованы при планировании лесозооэкономических мероприятий и выделения ООПТ.

5. В ходе исследования проведен анализ ряда методов и статистических показателей, которые могут быть использованы для оценки растительного биоразнообразия лесных экосистем с целью устойчивого управления лесами. К ним относятся ранговые распределения видов растительности, вектор изменчивости, состоящий из индексов разнообразия и компактности лесного растительного покрова, а также минимальный стандарт безопасности и верхний экстремальный предел растительного биоразнообразия.

Основные положения диссертации опубликованы в следующих работах:

1. Омболо Т.Э.Э. Предложение альтернативной теоретической модели для разработки минимального стандарта безопасности в вопросе о растительном биоразнообразии а также для интерпретации данных в рамках операций контроля-оценки биоразнообразия // Сборник тезисов докладов международной научно-практической конференции молодых ученых. СПбЛТА, 2005. с.21-25.
2. Алексеев А.С., Омболо Тасси Э.Э., Гурьянов М.О. Биоразнообразие лесных экосистем и устойчивое управление лесами (на примере Карельского перешейка Ленинградской области) // Сборник статей по материалам научно-практической конференции “Проблемы и перспективы лесного комплекса” 26 – 27 мая 2005 г. т.1. Воронежская государственная лесотехническая академия, 2005 г., с. 7 – 11.
3. Алексеев А.С., Гурьянов М.О., Омболо Тасси Э.Э. Ранговые распределения видов растительности в основных группах типов лесов Карельского перешейка Ленинградской области // Сборник статей по материалам научно-практической конференции “Проблемы и перспективы лесного комплекса” 26 – 27 мая 2005 г. т.1. Воронежская государственная лесотехническая академия, 2005 г., с. 11 – 15.

Отзывы на автореферат в двух экземплярах с заверенными подписями просьба направлять по адресу: 194021, г. Санкт-Петербург, Институтский пер. 5, ЛТА, Ученому секретарю диссертационного совета.

ОМБОЛО ТАССИ ЭНГЕЛЬС ЭДДИНГ

АВТОРЕФЕРАТ

Подписано в печать с оригинал-макета 10.11.05.
Формат 60x84/16. Бумага офсетная. Печать трафаретная.
Уч.-изд. л. 1,0. Печ. л. 1,25. Тираж 100 экз. Заказ № 279. С 16а.

Санкт-Петербургская государственная лесотехническая академия
Издательско-полиграфический отдел СПбГЛТА
194021, Санкт-Петербург, Институтский пер., 3

№ 24770

РНБ Русский фонд

2006-4

27626