

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт  
проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова  
Российской академии наук

*На правах рукописи*

Котлов Иван Павлович

**ПРОСТРАНСТВЕННАЯ СТРУКТУРА ЛЕСНОГО ПОКРОВА  
МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ  
(ОЦЕНКА НА ОСНОВЕ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ МЕТРИК  
ФРАГМЕНТАЦИИ)**

1.5.15 — экология (биологические науки)

Диссертация на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Научный руководитель:

кандидат биологических наук

Курбатова Юлия Александровна

Москва – 2023

## ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	5
ГЛАВА 1. ИСТОРИЯ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	13
1.1. Развитие подходов к оценке пространственной структуры .....	13
1.2. Современное состояние и изученность объекта исследования .....	15
1.3. Современные подходы к оценке пространственной структуры экосистем .....	17
1.4. Проблема экологического каркаса территории .....	17
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	22
2.1. Ландшафтная структура территории и факторы формирования экосистем .....	22
2.2. Климат.....	29
2.3. Рельеф.....	31
2.4. Поверхностные отложения и почвы .....	31
2.5. Растительность и ботанико-географическое районирование территории 32	
2.6. Антропогенный фактор и фрагментация.....	33
ГЛАВА 3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	36
3.1. Типологическая классификация полевых геоботанических описаний.....	36
3.2. Пространственное картографирование лесного покрова .....	39
3.3. Метрики фрагментации.....	42
3.3.1. Метрики площади и периметра.....	42
3.3.2. Метрики конфигурации.....	45
3.3.3. Метрики экологического ядра.....	52
3.3.4. Метрики контраста .....	58

3.3.5. Метрики изоляции и связанности .....	60
3.4. Математические и статистические методы анализа .....	65
3.5. Использование метрик фрагментации для проектирования экологического каркаса территории .....	66
3.5.1. Апробация использования метрик для выявления элементов экологической сети лесного покрова. ....	66
3.5.2. Моделирование экологических коридоров .....	67
ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ.....	69
4.1. Типологическая классификация и пространственное картографирование формаций .....	69
4.1.1. Взаимосвязь размера и конфигурации выделов и их соотнесение с охранным статусом .....	72
4.1.2. Природные и антропогенные факторы конфигурации выделов....	75
4.1.3. Проявление островных и краевых эффектов в пространственной структуре лесного покрова.....	77
4.2. Взаимосвязь метрик фрагментации и геоботанических параметров, измеренных в поле .....	81
4.2.1. Особенности пространственной структуры выделов и их лесохозяйственных и биотопических характеристик .....	81
4.2.2. Проявление взаимосвязи видового разнообразия выдела и метрик фрагментации. ....	87
4.2.3. Эколого-ценотические особенности состава выделов с точки зрения различного характера фрагментации. ....	91
4.3. Неоднородность характера фрагментации в разрезе формаций лесного покрова .....	96
4.3.1. Различия метрик размера по формациям .....	96
4.3.2. Различия метрик конфигурации по формациям .....	97
4.3.3. Различия метрик экологического ядра по формациям .....	99

4.3.4. Различия метрик изоляции и контрастности по формациям.....	100
ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ ЛЕСНОГО ПОКРОВА МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ .....	102
5.1. Пространственная неоднородность формационного состава лесного покрова .....	102
5.2. Визуально наблюдаемые свойства выделов с различными метриками фрагментации .....	105
5.3. Взаимосвязь пространственной и геоботанической структуры выделов	109
5.4. Характерные особенности фрагментации и пространственного рисунка, присущие различным формациям лесного покрова .....	110
ГЛАВА 6. АПРОБАЦИЯ МЕТРИК ФРАГМЕНТАЦИИ В КАЧЕСТВЕ ОСНОВЫ ДЛЯ ПРОЕКТИРОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАРКАСА МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ.....	115
6.1. Оценка корреляции между метриками фрагментации и удаление наиболее скоррелированных.....	115
6.2. Выявление выделов, характерных типов фрагментации с помощью классификации k-средних .....	117
6.3. Проектирование экологических коридоров на основе метода весового расстояния.....	124
ЗАКЛЮЧЕНИЕ .....	133
ВЫВОДЫ	136
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	138
ПРИЛОЖЕНИЯ.....	151

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность работы.** Исследование пространственной структуры растительного покрова предполагает оценку характера географического рисунка, мозаичности и фрагментации экосистем. В ландшафтной экологии структура понимается как сочетание взаимодействующих пространственных элементов с их площадью, конфигурацией, ориентацией, соседством, фрагментированностью [Forman, Godron, 1986]. В этом контексте структура является одновременно результатом и индикатором радиальных и латеральных процессов. Эта трактовка особенно продуктивна для трансформированных антропогенной деятельностью территорий, где зональные экосистемы сохраняются в виде «островов» [Хорошев, 2016].

Важность изучения пространственных отношений как сути географического пространственного подхода подчеркивается в работах [Ласточкин, 2011; Максимов, 1988; Трофимов, Чистобаев, Шарыгин, 1993]. Однако в целом представлениям о самостоятельном значении пространственной структуры экосистем уделено довольно мало внимания в отечественных экологии, биогеографии и ландшафтоведении [Хорошев, 2016]. В советской и российской науке исследования природных систем преимущественно акцентированы на изучении функциональных особенностей – взаимосвязей между компонентами экосистем и происходящих в них процессов. Однако изучение взаимообусловленности пространственного строения природной среды и процессов, которые в ней происходят, может уточнить знания о структуре и функционировании экосистем, дифференцировать факторы формирования и устойчивости, дать материал для прогнозирования и управления природными и природно-антропогенными экосистемами.

В связи с общей тенденцией к увеличению степени трансформации экосистем и необходимостью оценки их устойчивости, прогноза и управления природно-антропогенными системами, все более актуальной становится тема оценки пространственной структуры экосистем (измерения фрагментации) в том числе в рамках определения функций связи с функциями экологического каркаса территории.

Немаловажным представляется вопрос выбора объекта и методов исследования, отвечающих наиболее современным представлениям. Одним из наиболее интересных объектов для анализа фрагментации является типологическое разнообразие лесного покрова, оцененное в рамках эколого-фитоценотического подхода [Черненко, Морозова, 2017]. Эколого-фитоценотический подход является наиболее развитым инструментом при картографировании, изучении биоразнообразия, организации мониторинга и ландшафтного планирования, в частности в урбанизированных регионах [Noss, 1999; Wang, Wang, Liu, 2019]. Типологическое разнообразие позволяет оценивать биоразнообразие лесов в простых и четких терминах [Gardner, 2010]. При этом наиболее эффективный путь оценки пространственной структуры типологического разнообразия лежит через совмещение данных дистанционного зондирования, полевых измерений и картографическое моделирование [Girardet, 2014; Thomson, Newman, 2018].

**Цели и задачи.** Целью работы является выявление особенностей пространственной структуры лесного покрова Московской области на основе количественных методов измерения фрагментации.

Задачи исследования:

1. Оценить типологическую структуру и разнообразие лесов Московской области на уровне формаций методами картографического моделирования;

2. Охарактеризовать взаимообусловленность геоботанических параметров, измеренных в поле и количественных метрик фрагментации лесного покрова региона;
3. Выявить характерные особенности фрагментации, присущие различным типологическим единицам лесного покрова в ранге формаций;
4. Оценить разнообразие характерных типов фрагментации, пространственных рисунков лесного покрова в регионе;
5. Охарактеризовать потенциал использования метрик фрагментации для проектирования элементов экологического каркаса региона, включая оценку соответствия существующей сети ООПТ и других природных территорий.

#### **Научная новизна, теоретическое и практическое значение работы.**

В ходе исследования разработана новейшая геоботаническая карта Московской области, основанная на обширной базе данных полевых геоботанических описаний и независимая от лесотаксационных данных. Карта разработана путем совмещения геоботанических описаний с данными дистанционного зондирования в геоинформационной среде и методом картографического моделирования. Вместе с тем карта показывает хороший уровень соответствия как с картой преобладающих пород, так и с ранее выполненными геоботаническими картами. Предыдущее геоботаническое картографирование выполнялось в 1996 году [Огуреева, 1996].

Впервые показана и охарактеризована связь метрик фрагментации и геоботанических характеристик выделов. Для метрик фрагментации показано наличие корреляций с геоботаническими параметрами: лесохозяйственными характеристиками выделов, индексами видовой уникальности и выровненности, видовым богатством, представленностью эколого-ценотических групп в целом и по отдельным ярусам растительности.

Показаны значимые различия метрик фрагментации в разрезе эколого-фитоценологических формаций. Установлена достоверная связь между пространственной структурой и процессами, протекающими внутри выделов лесного покрова.

Большинство ранее изучаемых метрик фрагментации относится к т.н. простым структурным – периметру, площади, их соотношениям и производным. В ходе исследования оценены т.н. функциональные метрики – экологического ядра, контрастности, изоляции и связанности, ранее практически не изученные применительно к структуре лесного покрова. Среди современных геоботанических работ характерно преобладание исследований метрик, посвященных изучению тундровых сообществ [Кораблёв, 2011; Холод, 2017]. При этом лесным сообществам уделено меньше внимания; ещё меньше внимания уделено аспекту природно-антропогенной фрагментации структуры растительных сообществ.

На основе установленных закономерностей предложен и апробирован новый подход к проектированию экологического каркаса территории, в частности выделения разноуровневых приоритетных ядер экологической сети и оптимальных коридоров, призванных формировать связность ядер. Сравнение спроектированных элементов экологической сети с существующим экологическим каркасом территории, приведенным в Схеме территориального планирования региона, показало их совместимость, а в ряде случаев более оптимальное размещение элементов экологической сети по сравнению с существующим экологическим каркасом.

Предлагаемые комплекс и последовательность методических решений отвечают наиболее современным подходам к картографическому моделированию и оценке пространственной структуры. Эколого-фитоценологический подход при классификации лесных сообществ является наиболее удобным базисом для решения фундаментальных и прикладных задач при оценке типологического разнообразия. Данные дистанционного

зондирования обеспечивают высокое разрешение, актуальность результатов и возможность дальнейшего мониторинга. Оценка пространственной структуры с помощью количественных метрик фрагментации открывает широкие возможности для выявления фоновых, уникальных и уязвимых экосистем. Для задач разработки региональных экологических сетей предлагаются методы и техники, позволяющие упростить, формализовать и повысить точность процесса природоохранного проектирования.

**Методы исследования.** Для классификации лесных сообществ использован эколого-фитоценотический подход в рамках доминантной классификации, включающий в себя сбор материала в поле по стандартизованным методикам, статистическую обработку результатов и экспертную полу-инструментальную классификацию лесных сообществ по принадлежности к формациям [Черненкоова, Морозова, 2017]. Для картографического моделирования использованы данные дистанционного зондирования – мультиспектральные снимки, цифровые модели рельефа, радарные снимки. Моделирование выполнено ансамблевым методом случайный лес (random forest) с использованием тестовой выборки объемом 30% [Joelsson, Benediktsson, Sveinsson, 2006]. На основе полученного растрового картографического продукта выполнен расчет метрик фрагментации индивидуально для каждого выдела. Характер проявления различных значений метрик фрагментации выполнен методом экспертной картографической оценки. Оценка связи метрик фрагментации и геоботанических характеристик выполнены с помощью корреляционного анализа. Выявление характерных значений метрик фрагментации в разрезе формаций выполнено с помощью дисперсионного анализа. Классификация выделов по различным типам фрагментации выполнена с помощью классификатора k-средних. Построение экологических коридоров выполнено методом анализа весового расстояния. Дополнительно использованы методы пространственного анализа в геоинформационной среде.

### **Положения, выносимые на защиту.**

- Среди метрик фрагментации выделяются значительно скоррелированные между собой структурные метрики (размера) – площадь, периметр, охват и другие, а также независимые от них и между собой функциональные метрики – изоляция, контрастность;
- Метрики фрагментации демонстрируют достоверную связь с измеренными в поле и рассчитанными геоботаническими характеристиками, являются индикаторами принадлежности к формации.
- Характер пространственного рисунка лесных сообществ меняется в зависимости от их эколого-ценотического состава и сукцессионного статуса, демонстрируя тем самым взаимосвязь между процессами, протекающими в них и пространственной структурой.
- Проектирование элементов экологических сетей на основе метрик фрагментации показывает хорошую согласованность с уже существующим экологическим каркасом, а в ряде случаев превосходит его по качеству интегрирования с природной средой.

**Личный вклад автора.** Автор принимал частичное участие в сборе полевого материала, участие в обработке геоботанических описаний. Автором полностью выполнены работы по формированию геопро пространственной базы данных, обработке данных дистанционного зондирования, картографическому моделированию лесных сообществ, статистической обработке данных, анализу и интерпретации результатов, написанию текста диссертации и подготовке публикаций. В получении фактического материала автору оказана помощь со стороны сотрудников Института Географии РАН.

**Апробация результатов.** Основные результаты работы вошли в доклады, представленные на 13 международных и 4 российских конференциях: 1) Всероссийская научно-практическая конференция с

международным участием: Актуальные проблемы урболесоведения: город, лес, человек, посвященная 90-летию со дня рождения члена-корреспондента РАН Л.П. Рысина, Москва, 2019; 2) Лесные экосистемы бореальной зоны: биоразнообразие, биоэкономика, экологические риски, Красноярск, 2019; 3) 28th Meeting of the European Vegetation Survey, Мадрид, 2019; 4) Вторая международная научная конференция «Современные фундаментальные проблемы классификации растительности», г. Ялта, 2019; 5) IV Конференция Сообщества природоохранных ГИС в России, Кенозерский национальный парк, 2019; 6) Современная наука о растительности, Звенигородская станция МГУ, 2019; 7) VII Всероссийская конференция с международным участием, посвященной 30-летию научной школы чл.-корр. РАН А.К. Темботова и 25-летию Института экологии горных территорий им. А.К. Темботова РАН, Нальчик, 2019; 8) V Конференция Сообщества природоохранных ГИС в России, Кенозерский национальный парк, 2021; 9) Растительность Восточной Европы и Северной Азии. Материалы II Международной научной конференции. Брянск, 2020; 10) Международная научно-исследовательская конференция по перспективным исследованиям в науках о Земле, Барнаул, 2021; 11) International Boreal Forest Research Association (IBFRA) / Changing Boreal Biome, Канада, 2021; 12) 27-я конференция пользователей Esri в России и странах СНГ, Москва, 2022; 13) 2<sup>nd</sup> International Scientific Conference Landscape Dimensions of Sustainable Development: Science – Mapping – Planning – Governance, Tbilisi, 2022; 14) V (XIII) Международная ботаническая конференция молодых ученых, Санкт-Петербург, 2022 г; 15) «Российская геоботаника: итоги и перспективы» (к 100-летию Отдела геоботаники БИН) Санкт-Петербург, 2022 г; 16) XIV Международная ландшафтная конференция «Теоретические и прикладные проблемы ландшафтной географии», Воронеж, 2023; 17) 11th IALE World Congress, Nairobi, Kenya, 2023.

**Публикации.** По теме диссертации опубликовано 6 статей в изданиях, рекомендованных Высшей аттестационной комиссией при Министерстве

образования и науки Российской Федерации и 15 тезисов в сборниках материалов конференций.

### **Структура и объем**

Диссертация состоит из введения, 6 глав и заключения, 5 приложений. Список литературы включает 170 источников, в том числе 124 на иностранных языках. Общий объем диссертации – 165 страниц (основной текст – 150 страниц, приложения – 15 страниц), иллюстрирован 20 таблицами и 31 рисунком.

**Благодарности.** Автор глубоко признателен научному руководителю Юлии Александровне Курбатовой и Татьяне Владимировне Черненьковой за поддержку на всех этапах работы. Отдельную благодарность автор выражает своему учителю Ю.Г. Пузаченко. Автор признателен за советы и ценные рекомендации коллегам: А.А. Ячменниковой, Р.Б. Сандлерскому и за неоценимую моральную поддержку своей семье. Работа выполнена при поддержке гранта РНФ № 18-17-00129. Автор также благодарен авторам геоботанических описаний, среди которых наибольший вклад осуществили Е.Г. Сулова, Н.Г. Беляева, Т.В. Черненькова, О.В. Морозова, С.Ю. Попов и другие специалисты-геоботаники.

# ГЛАВА 1. ИСТОРИЯ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.

## 1.1. Развитие подходов к оценке пространственной структуры

Тема пространственной структуры неоднократно поднималась советскими и российскими учеными, начиная с исследований структуры почвенного покрова [Фридланд, 1973]. Количественные характеристики ландшафтных мозаик подробно изучены в работах отечественных ученых [Викторов, 1998; Ивашутина, Николаев, 1971; Николаев, 1989; Топчиев, 1988]. Геоиндикационный подход, подробно рассмотренный в работах А. С. Викторова, основан на изучении инвариантов экосистем и прогнозе их состояний, потенциале управления экосистемами. Подчеркивается слабая изученность связи количественных параметров экосистем с устойчивостью [Викторов, 1998]. Практически не изучен вопрос – связан ли характер пространственной структуры с типами экосистем, стадиями сукцессии и ландшафтно-экологическими процессами внутри отдельных экосистем.

В частности, картометрический анализ и связь пространственной структуры подробно рассмотрена для пространственной структуры фитоценозов острова Врангеля [Холод, 2017]. В работе проведен анализ связи пространственного рисунка с различными типами фитоценозов и почвенно— гидролого-геоморфологическими и климатическими факторами среды. Подсчет площадей тех или иных картографируемых категорий на разновременных картах растительности позволил выявить тенденции временной динамики растительного покрова на вулканогенных плато Камчатки [Кораблёв, 2011]. Проводилась работа по сопоставлению площади территориальных единиц со степенью их экологической и типологической контрастности для создания ГИС «Растительность Сибири» [Королюк, 1999]. На основе контуров карты растительности выделялись несколько типов их

рисунков [Мазинг, 1973]. Есть опыт типизации фитоценоз Чукотского п-ова на основе особенностей геометрии или типа узора их контура [Катенин, 1989].

В зарубежной ландшафтной экологии исследование пространственных отношений между элементами экосистем обозначено как основной вопрос ландшафтной экологии [Farina, 1998; Forman, 2006; Forman, Godron, 1986; Moss, 1999; Pickett, Cadenasso, 2002], рассматривается двустороннее влияние физико-географических процессов с одной стороны и пространственной структуры экосистем – с другой [Хорошев, 2016]. Ландшафтная экология ориентирована на применение пространственного географического анализа к объектам живой среды, в первую очередь – уровня метапопуляции. При этом основной целью ее является обоснование природопользовательских решений. В основу ландшафтной экологии заложена теория островной биогеографии, а прикладное значение в большинстве случаев реализовано при проектировании экологических сетей [Macarthur, Wilson, 1967]. Тенденция ландшафтной экологии к описанию и прогнозированию процессов через пространственные структуры противоположна и дополнительна к традиции ландшафтоведения изучать процессы как факторы формирования пространственной структуры («факторы дифференциации»).

В целях изучения малонарушенных экосистем, в том числе лесных, фрагментированных под воздействием антропогенного фактора, с конца XX в. разрабатываются подходы, основанные на применении количественных метрик фрагментации (метрики площади, периметра, соседства, контрастности) для изучения пространственной структуры экосистем. Метрики фрагментации содержат информацию об особенностях морфологической структуры и мозаичности наземного покрова. Многочисленными исследованиями подтверждена связь этих параметров с видовым разнообразием и богатством [Hu и др., 2011; Munguía-Rosas, Montiel, 2014; Petrášová-Šibíková, Vacigál, Jarolínek, 2017], филогенетическим разнообразием [Arellano-Rivas и др., 2017; Matos и др., 2017],

лесохозяйственными параметрами [Crouzeilles, Curran, 2016; Molina и др., 2015; Wangen, Webster, Griggs, 2006], поведением животных [Duengkae и др., 2019; Ochungo и др., 2022; Petitpas и др., 2016], природоохранной ценностью [Wintle и др., 2019], уязвимостью к опасным природным явлениям [Kim, Song, Chon, 2021] и другими параметрами природных систем. Характер метрик природных систем может свидетельствовать о различном генезисе, обусловленности почвенно-геоморфологическими или гидрологическими, процессами, и, конечно, различной степени и характере антропогенной трансформации, состоянии экологических и поддерживающих функций – экологических ядер и коридоров [Santos и др., 2020].

Известны также ограничения использования ландшафтно-экологических метрик: чувствительность к пространственному разрешению и масштабу, взаимная корреляция, неоднозначная интерпретация [Jaeger, 2000; McIntyre, Wiens, 2000; Opdam, Verboom, Pouwels, 2003; Tischendorf, Fahrig, 2000; Wu, Gao, Tueller, 1997].

## **1.2. Современное состояние и изученность объекта исследования**

Лесной покров Московской области на протяжении нескольких столетий испытывал сильное антропогенное воздействие (вырубка, распашка земель, посадка культур) [Низовцев и др., 2020]. В результате активная хозяйственная деятельность привела к сокращению площади и фрагментации лесов. Широко распространенная лесокультурная практика в значительной мере изменила эколого-ценотический ареал зональных хвойных и широколиственно-хвойных лесов [Chernenkova и др., 2020; Kotlov, Chernenkova, 2020]. В результате леса Московской области отличаются рядом особенностей: 1) рост численности поселений, изменения конфигурации транспортной сети и увеличения объема жилищного строительства, что сопровождается повышением общей антропогенной нагрузки на окружающую среду [Lurie и др., 2015]; 2) ограничением промышленных рубок в

соответствии с Лесным кодексом РФ [Правительство РФ, 2006b]; 3) неудовлетворительным санитарным состоянием вследствие недостатка нормативных санитарно-оздоровительных мероприятий [Chernenkova и др., 2019].

Для лесов Московской области накоплен большой опыт в изучении разнообразия лесного покрова и его динамики [Курнаев, 1968; Рысин, 1982], а также в составлении систематизированного перечня лесотипологических таксонов [Савельева, 2007]. Разработана карта растительного покрова Московской области масштаба 1:200 000, выполненная по материалам лесотаксационных данных и полевых исследований [Огуреева, 1996]. Позднее перечень типов сообществ, использованный для «Пояснительного текста и легенды к карте», существенно переработан и дополнен [Суслова, 2019].

Несмотря на длительную историю изучения региона, оценка актуального состояния лесов Московской области не до конца проработана, также сохраняется достаточно вопросов по динамике лесов и возможности прогнозирования их экологического и рекреационного потенциала. Доступная информация ограничивается ежегодно обновляемыми данными Комитета лесного хозяйства Московской области по площадям покрытия основными видами лесообразователями различных классов возраста на землях лесного фонда и на землях обороны и безопасности [Комитет лесного хозяйства Московской области, 2018]. Отсутствие актуальной информации о структуре и составе лесного покрова Московского региона, в том числе регулярно обновляемых цифровых карт типологического разнообразия, делает невозможной оценку текущего состояния лесов и выполнения ими соответствующих социально-экологических функций.

### **1.3.Современные подходы к оценке пространственной структуры экосистем**

Подходы к количественной оценке (измерению) пространственной структуры экосистем начали вырабатываться в 1960-х годах, вместе с развитием математических и аэрокосмических методов. В европейской ландшафтной экологии они заняли прочное место, и к 1980 годам был развит обширный инструментарий, в том числе соответствующее программное обеспечение. В последнее десятилетие наблюдается резкий рост количества и качества доступных данных дистанционного зондирования (ДДЗЗ) и методов обработки и интерпретации спутниковых снимков, что позволяет охватывать исследованием крупную территориальную единицу [Clemens Jänicke, Thilo Wellmann, 2019; Franklin, Wulder, Lavigne, 1996]. Использование ДДЗЗ позволяет создавать карты актуального состояния экосистем, в том числе лесного покрова и в дальнейшем вести их систематический мониторинг [Baines, Wilkes, Disney, 2020]. Особенно актуальна задача выявления типологического разнообразия лесов с учетом условий местообитаний и видов землепользования для крупных мегаполисов [Girardet, 2014; Thomson, Newman, 2018]. В условиях усиливающегося антропогенного воздействия особое значение приобретает не только мониторинг редких и охраняемых видов, но местообитаний, критических их сохранения. Это формирует современный запрос на совмещение полевых данных и ДДЗЗ при выполнении работ по инвентаризации, оценки состояния, мониторинга и охраны растительных сообществ [Лавриненко, 2020].

### **1.4.Проблема экологического каркаса территории**

Современные представления об экологическом каркасе территории построены на взаимодействии характерных элементов экологического каркаса – таких как ядра, коридоры и буферные зоны. Ядра играют роль центрального элемента каркаса, предполагается что они содержат в себе экосистемы с

высоким биологическим разнообразием, ценные и уникальные экосистемы, реликтовые природные образования. Экологические коридоры призваны обеспечивать поток вещества и энергии между ядрами, миграции организмов, в том числе генетический обмен. Задача буферных зон состоит в защите ядер и коридоров от проникновения негативных факторов, нарушающих функционирование, таких, как например световое и шумовое воздействие, факторы беспокойства, прямое проникновения людей и механизмов [Jongman, 1995]. Как следует из названия и структуры экологического каркаса, он призван обеспечивать устойчивость территории, в частности сохранность распространенных на ней экосистем, их структуры и функционирования. Экологический каркас в зависимости от диапазона масштабов может быть иерархичным и включать в себя несколько взаимосвязанных уровней – например региональный экологический каркас (уровень ландшафтных провинций) может иметь в соподчинении локальные, муниципальные каркасы (уровень индивидуальных ландшафтов).

На сегодняшний день в наибольшей степени информация о различных видах природопользования, в том числе об охранных мероприятиях аккумулируется в Схемах территориального планирования субъектов Российской Федерации [Правительство РФ, 2006а]. В этом отношении схемы территориального планирования регионов могли бы служить подходящей нормативной базой для фиксации экологического каркаса в структуре природопользования субъекта. Однако для них не разработана соответствующая терминологическая база, учитывающая специфику экологических ядер, коридоров и буферов. Схемы территориального планирования являются одним из обязательных документов, нормирующих деятельность по строительству и эксплуатации объектов инфраструктуры и жилого фонда во взаимодействии с природными объектами. Как любой нормативный документ, Схема опирается на установленные законом элементы природных экосистем. В соответствии с Земельным кодексом

Российской Федерации, к природным экосистемам можно отнести земли особо охраняемых природных территорий и объектов, земли лесного фонда, земли водного фонда. Лесной фонд является весьма широким понятием и включает в себя земли лесные и нелесные, в составе лесных земель выделяются покрытые лесом и непокрытые лесом (в том числе предназначенные для лесовосстановления). Большинство ООПТ федерального значения находятся на землях соответствующей категории, соответственно управление такими природными объектами осуществляется федеральным органом власти – Министерством природных ресурсов, внесение изменений в паспорта, положения таких ООПТ может осуществляться только по постановлению Правительства Российской Федерации и в этом отношении можно сказать, что они обладают определенным иммунитетом от хозяйственной деятельности на их территории. Немаловажно, что обычно федеральные ООПТ имеют собственную администрацию, штат научных сотрудников, егерей, обеспечены приборами, техникой, в том числе для пожаротушения.

Однако ООПТ регионального уровня практически во всех случаях относятся к землям лесного фонда и находятся под управлением Федерального агентства лесного хозяйства. На региональном уровне органами исполнительной власти, ответственными за состояние региональных ООПТ являются различные структуры. Например, это может быть Министерство экологии и рационального природопользования (Красноярский край) или Министерство лесного хозяйства и охраны животного мира (Нижегородская область). Чаще всего ООПТ регионального уровня не имеют собственной администрации или юридического лица и можно их охарактеризовать как «находящиеся на учете как действующие ООПТ». Чаще всего такие природные объекты являются одним из объектов лесной инвентаризации, в этот момент может быть установлено их состояние, зафиксированы возможные повреждения – незаконные рубки, гари, лесопатологические

усыхания. В ходе лесной таксации осуществляется запрос в орган исполнительной власти о наличии региональных ООПТ на таксируемой территории. В таксационную ведомость вносятся номера выделов и кварталов, относящихся к ООПТ. В этом случае региональные ООПТ могут не иметь кадастровых границ и номера. Реже (как например в Московской области) правительством субъекта проводится их мониторинг с одновременной постановкой на кадастровый учет (или снятием с учета в случае нарушения экологических функций). Таким образом, региональные ООПТ уязвимы в отношении неблагоприятных воздействий, в том числе антропогенного характера. Примером может служить получившее огласку уголовное дело о незаконных санитарных рубках в заказнике «Туколонь» в Иркутской области. Причем во многом свою роль сыграл не столько сам факт рубки, сколько не должным образом оформленные документы лесопатологических обследований.

Кроме ООПТ, земли лесного фонда включают в себя ряд других объектов, обозначающих те или иные потенциальные элементы экологического каркаса – прибрежные защитные полосы, водоохранные зоны, нерестоохранные полосы, защитные полосы вдоль дорог и др. Вместе с ООПТ такие объекты называются защитные леса и в них разрешены только «санитарные рубки в случае утраты природоохранных функций». Вся остальная территория относится к эксплуатационным лесам и в соответствии с лесным кодексом на ней разрешены различные виды использования, из которых основным является заготовка леса. Кроме того, осуществляется разведка и добыча полезных ископаемых, строительство объектов инфраструктуры, охотничье хозяйство, сбор недревесных и пищевых ресурсов. С точки зрения нормативной базы, большая часть лесного фонда не может быть отнесена к потенциальным элементам экологического каркаса, т.к. в любой момент на ней может начаться хозяйственная деятельность, прямо или косвенно нарушающая экологические функции. Субъектом такой

деятельности может быть инвестиционный проект, потенциальный недропользователь, лесозаготовитель, охотничье хозяйство.

Как уже сказано, для схем территориального планирования не разработана соответствующая терминологическая база, учитывающая специфику экологических ядер, коридоров и буферов. Даже учет ООПТ, защитных лесов и других потенциальных элементов экологического каркаса не позволяет в рамках существующего законодательства говорить об экологическом каркасе в полном соответствии с современными научными представлениями. В особенности это касается экологических коридоров и буферных зон. Наиболее вероятными кандидатами на роль экологических ядер являются ООПТ. Роль коридоров скорее по остаточному принципу отводится линейным объектам – рекам и речным объектам, или другим имеющимся протяженным объектам, находящимся в относительно слабонарушенном состоянии. Роль буферных зон в соответствие со сложившейся практикой отводится буферным зонам ООПТ (там, где они спроектированы и утверждены – чаще для крупных и федеральных ООПТ). Однако буферные зоны для ООПТ более низких рангов, для коридоров – не разрабатываются, т.к. не имеют нормативной базы. В сложившейся практике формирование экологического каркаса скорее имеет характер «по остаточному принципу». В этом смысле процесс территориального планирования имеет скорее пассивный характер в отношении экологического каркаса, нежели изучение особенностей территории и выявление участков с наибольшим потенциалом в качестве элементов экологического каркаса.

## ГЛАВА 2. ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 2.1. Ландшафтная структура территории и факторы формирования экосистем

Московская область расположена в центральной части Восточно-Европейской (Русской) равнины -  $35^{\circ}10'$  -  $40^{\circ}15'$  в.д.,  $54^{\circ}12'$  -  $56^{\circ}55'$  с.ш., занимает площадь 4.43 млн га (без Москвы). По своим природным условиям Московская область отличается значительным разнообразием.

Кристаллический фундамент залегает на глубине 0.5-5 км, сложен магматическими и метаморфическими породами архейского, ниже- и среднепротерозойского возраста и имеет сложное блоковое строение. Фундамент перекрыт толщей осадочных пород, структурно связанных с блоками фундамента. Это континентальные известняки, мергели и глины девонского, каменноугольного и пермского возрастов, а также морские юрские глины и меловые пески [Анненская и др., 1997]. В четвертичный период Московская область полностью покрывалась Окским (470-420 тыс. лет назад), Днепровским (300-250 тыс. лет назад) оледенениями. Граница Московского оледенения (195-130 тыс. лет назад) пересекает территорию исследований примерно по широте  $55^{\circ}20'$  -  $55^{\circ}50'$ . Валдайское оледенение (70-20 тыс. лет назад) непродолжительное время покрывало небольшой участок на севере территории исследования. В результате ледниковой деятельности слабодренированные моренные суглинистые плато на севере и северо-западе сменяются по направлению к востоку и юго-востоку хорошо дренированными водноледниковыми эродированными междуречьями, сложенными легкими суглинками и песками. Характер рельефа определен ледниковыми и водноледниковыми процессами четвертичного периода и современными эрозионно-денудационными процессами [Казакова, 1957;

Спиридонов, 1972]. Рельеф территории в целом – пологохолмистый, высоты варьируют от 90 до 320, в среднем 174 м н.у.м., средний уклон  $2.06^\circ$  ( $0-30.9^\circ$ ).

Моренные отложения, преобладающие на севере и западе области, состоят из опесчаненных средних и тяжелых суглинков с линзами песков. В водноледниковых отложениях преобладают пески с прослоями суглинков. Кроме того, распространены пылеватые покровные суглинки, а в южной части области встречаются лессовидные карбонатные покровные суглинки. Для западного сектора характерны высокотрофные озерно-водноледниковые отложения. Аллювиальные и озерные высокотрофные отложения приурочены к долинам рек. Субдоминантно распространены болотные, делювиальные, эоловые отложения. Градиентная смена и мозаика песчаного и супесчаного субстрата является важнейшим фактором формирования эдафических условий Московского региона. Пески и супеси бедны питательными веществами, но хорошо дренированы и проницаемы для воздуха. Моренные отложения обладают высокой трофностью, но при этом слабопроницаемы и плохо дренированы. В зависимости от сочетания трофности, дренированности субстрата, уровня грунтовых вод и других условий формируются почвы: дерново-подзолистые, подзолистые, болотно-подзолистые, серые лесные.

На территории региона проходит несколько важных природных и ботанико-географических рубежей, обусловленных климатическими градиентами и неоднородностью моренных и водноледниковых отложений, сформированных во время покровных оледенений Четвертичного периода. На территории Московской области выделяют 7 физико-географических провинций (ФГП): Верхне-Волжская, Мещерская, Московская, Смоленская, Москворецко-Окская, Заокская и Среднерусская провинции (рис. 1) [Анненская и др., 1997].



*Рисунок 1. Границы физико-географических провинций, края московского оледенения и лесорастительных зон по Курнаеву.*

Ниже приводится краткое описание основных факторов ландшафтообразования территории исследования по [Анненская и др., 1997].

Верхне-Волжская провинция подзоны смешанных лесов. С юга на север она пересечена правыми притоками Волги. Провинция приурочена к понижению в рельефе коренных пород и характеризуется наиболее сложной историей развития. Эта территория четырежды испытывала оледенения (Окское, Днепровское, Московское, Валдайское), из-за низменного положения она становилась ареной активной деятельности талых ледниковых вод. В целом это провинция типично полесского типа: понижена (80-160 м), слабоволниста, преобладают древнеаллювиальные и зандровые равнины с островами моренно-водноледниковых. К выступам коренного фундамента приурочены моренно-водноледниковые равнины, сложенные покровными суглинками или водноледниковыми песками и суглинками на морене, к понижениям - зандровые и древнеаллювиальные, сложенные, преимущественно, песками и супесями. Западная часть провинции несколько

теплее восточной (среднегодовые температуры  $3.6^{\circ}$  против  $3.4^{\circ}$ ). В западной части зандровые и моренно-водноледниковые равнины занимают примерно одинаковую площадь, а четвертичные отложения подстилаются известняками карбона, вследствие этого ландшафты здесь имеют более сухой, хотя и неравномерно дренированный облик. Здесь преобладают дерново-подзолистые, а также дерново-подзолистые глееватые и глеевые почвы под мелколиственно-еловыми, березово-сосновыми и мелколиственными лесами. Частично территория распахана. В восточной части зандровые и древнеаллювиальные равнины занимают до 70% территории. Глины юры, подстилающие здесь четвертичные отложения, создают условия для повышенного увлажнения. Поэтому господствуют дерново-подзолистые глееватые и глеевые почвы, много низинных и верховых болот. Ныне здесь преобладают березовые и сосново-березовые леса. Частично территория распахана и осушена.

Смоленская физико-географическая провинция подзоны смешанных лесов дренируется реками окского и волжского бассейнов. В западной части коренной цоколь сложен преимущественно доломитово-известняковыми плотными породами карбона, восточная же часть имеет рыхлые коренные отложения юрского и мелового возраста. Провинция испытала три оледенения (Окское, Днепровское и Московское), в результате чего значительная часть ее площади ныне занята моренными равнинами. В западной части моренные равнины занимают до половины территории и хорошо дренированы. Часто встречаются узкие ложбины стока (повышенно увлажненные водноледниковые равнины), слабо освоенные долинно-балочной сетью, и крупные озерно-водноледниковые котловины, занятые болотами и реликтовыми озерами. В почвенном покрове здесь преобладают дерново-подзолистые почвы, оглеенные по понижениям. На них произрастают широколиственно-еловые, мелколиственно-еловые и мелколиственные широколиственные леса. Частично территория распахана. В восточной части

сформированы плоские и волнистые слабодренлируемые водноледниковые и озерно-водноледниковые равнины, сложенные суглинками и песками. Они приурочены к днищам крупных ложбин стока ледниковых вод. Здесь моренные равнины носят преимущественно останцовый характер. Вследствие более пестрого увлажнения встречаются свежие, влажные и сырые варианты широколиственно-еловых, мелколиственно-еловых, мелколиственных лесов на дерново-подзолистых, дерново-подзолистых глееватых и глеевых почвах. Многие озерные котловины заболочены. Территория частично распахана, местами - осушена.

Московская провинция подзоны смешанных лесов расчленена верховьями Клязьмы, Москвы, их притоков, а также верховьями рек волжского бассейна. Эта территория пережила три оледенения (Окское, Днепровское и Московское). Последнее сыграло самую большую роль в формировании современных свойств ее ландшафтов. В западной части провинции кровлю коренных отложений образуют водоупорные глины юры, вследствие чего сформировавшиеся здесь ландшафты повышено увлажнены. Здесь преобладают моренные, в том числе краевые, грядово-холмистые моренные равнины, разделенные моренно-водноледниковыми и водноледниковыми равнинами, на которых произрастают широколиственно-еловые, мелколиственно-еловые, мелколиственные влажные и сырые леса на дерново-подзолистых глееватых и глеевых почвах. Восточная часть провинции сформирована преимущественно на меловых отложениях, здесь также господствуют моренные равнины, разделенные моренно-водноледниковыми равнинами и долинными зандрами. Увлажнение пестрое, поэтому преобладают дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глееватые и глеевые, в низинах - болотные почвы. На них развиты свежие, влажные и сырые широколиственно-еловые, мелколиственно-еловые и мелколиственные леса. Территория частично распахана.

Москворецко-Окская провинция подзоны смешанных лесов дренируется правыми притоками Москва-реки и левыми притоками Оки. Важнейшая роль в формировании толщи четвертичных отложений и, соответственно, субстрата большинства ландшафтов провинции принадлежала аккумулятивной деятельности окского, днепровского и, особенно, московского ледника и его талых вод. В северной части провинции преобладают ландшафты моренных и водноледниковых равнин. Для них характерны относительно замедленная дренированность, господство дерново-подзолистых почв, нередко поверхностно оглеенных, большая залесенность, с преобладанием мелколиственных лесов. Значительные площади распаханы. В южной части господствуют ландшафты озерно-ледниковых равнин, а моренные и водноледниковые ландшафты занимают подчиненное положение. Рельеф здесь имеет более “зрелый” характер, реки врезаны непосредственно до известняков карбона, значительно развита овражно-балочная сеть. Ландшафты более освоены (имеют лесопольный или опольский облик), так как в почвенном покрове, вследствие повышенной трофности отложений, наряду с дерново-подзолистыми, встречаются светло-серые лесные почвы, на которых распространены мелколиственные и мелколиственно-широколиственные леса.

Мещерская провинция располагается в междуречье Оки, Москва-реки, Клязьмы и испытала Окское, Днепровское и Московское оледенения. Последнее было недолгим, но окончилось длительным воздействием талых ледниковых вод, поэтому ныне здесь преобладают моренно-водноледниковые и зандровые равнины. Западная часть провинции, кроме окского и днепровского, испытала еще и Московское оледенение. Здесь господствуют ландшафты моренно-водноледниковых равнин, а типично зандровые ландшафты занимают подчиненное положение. Первые приурочены к эрозионным и тектонически-эрозионным выступам коренного фундамента, а вторые - к древним долинам Москва-реки, Клязьмы, Нерской, Цны и к

эрозионным ложбинам карбонового рельефа. Наблюдается замедленное дренирование, поэтому здесь преобладают дерново-подзолистые и подзолистые глееватые и глеевые почвы под елово-дубово-сосновыми и мелколиственными лесами зеленомошниками и долгомошниками. Территория частично распахана. Восточная часть не покрывалась московским ледником, но была ареной деятельности водноледниковых потоков. Вследствие этого здесь господствуют ландшафты зандровых и долинно-зандровых равнин, а моренно-водноледниковые равнины днепровского возраста, зандрово-озерные, древнеаллювиальные и аллювиальные занимают подчиненное положение. Этот район значительно хуже дренирован, поэтому в нем преобладают подзолистые глееватые и глеевые, а также болотные низинные и верховые почвы. Первые заняты сосновыми и березово-сосновыми лесами зеленомошниками брусничниками и долгомошниками черничниками, вторые сосной и березой по осоково-болотнотравному или пушицево-кустарничково-сфагновому покрову.

Заокская провинция заходит в Московскую область лишь небольшой частью и относится к подзоне широколиственных лесов. Ее территория дренируется правыми притоками Оки. Литогенная основа ее ландшафтов сформировалась в своих основных чертах к концу Днепровского оледенения, приведшего к образованию моренных, моренно-водноледниковых и водноледниковых равнин. В эпоху Московского и Валдайского оледенений эта территория занимала перигляциальное положение. В преобразовании литогенной основы в это время принимали участие преимущественно мерзлотные, а в межледниковье и в голоцене - эрозионно-денудационные процессы. Неоднократная смена климата в последнепровское время вызывала также изменение биоконпонентов и почв. Современная структура эрозионно-денудационных ландшафтов в основных чертах сложилась к позднему голоцену, а затем была существенно преобразована под влиянием антропогенного фактора. Климат здесь значительно теплее и суше, чем в

вышеописанных провинциях. Здесь на днепровской морене и водноледниковых песках и суглинках залегают покровные лессовидные суглинки. Эрозионное расчленение густое и глубокое, вследствие этого хороший дренаж. Распространены серые и светло-серые лесные почвы, часто в различной степени эродированные. Тёмно-серые и дерново-подзолистые почвы встречаются реже. Территория сильно распахана. Мелколиственные и мелколиственно-широколиственные леса занимают не более 10% площади.

Среднерусская провинция лесостепной зоны заходит в Московскую область лишь небольшой частью (южнее широтного отрезка р. Осетр). Эта провинция также испытала два оледенения (окское и днепровское), в результате которых сформировались моренные, моренно-водноледниковые, реже, водноледниковые равнины. Все они испытали длительное воздействие эрозионно-денудационных процессов, вследствие которых были расчленены овражно-балочной сетью. Наиболее яркая отличительная черта этих ландшафтов - чередование участков с черноземами выщелоченными и оподзоленными, сформировавшимися под злаково-разнотравными степями с островами дубрав на серых лесных почвах. Леса сохранились плохо, территория преимущественно распахана.

## **2.2.Климат**

По климатическому районированию Кеппена территория относится к континентальному с теплым летом и без сухого сезона. По схематической карте климатических областей и районов Московская область отнесена к умеренно континентальной области [Корпен, 1918; Rivas-Martínez, Penas, Díaz, 2004]. Среднегодовая температура воздуха  $2.7^{\circ}$ - $3.8^{\circ}$  С, осадки 479-644 мм рт. ст.

Климатические характеристики в разрезе ФГП приведены на рис. 2. В общих чертах наблюдается широтный градиент температур и осадков. На графике зимних температур, вероятно, проявляется известное отепляющее

влияние Москвы (провинция 4 – Москворецко-Окская) [Варенцов и др., 2017]. Провинции Смоленская (3) и Московская (2) характеризуются небольшим спадом летних температур относительно общего тренда – это воздействие высотной дифференциации климатических условий – это две наиболее высокие провинции. Центральные провинции – Москворецкая (4) и Мещерская (5) характеризуются значительной амплитудой годовой суммы осадков (достигающей 138 и 160 мм соответственно). Это может быть связано как с разнообразием орографических условий, так и с фактором влияния крупного города.

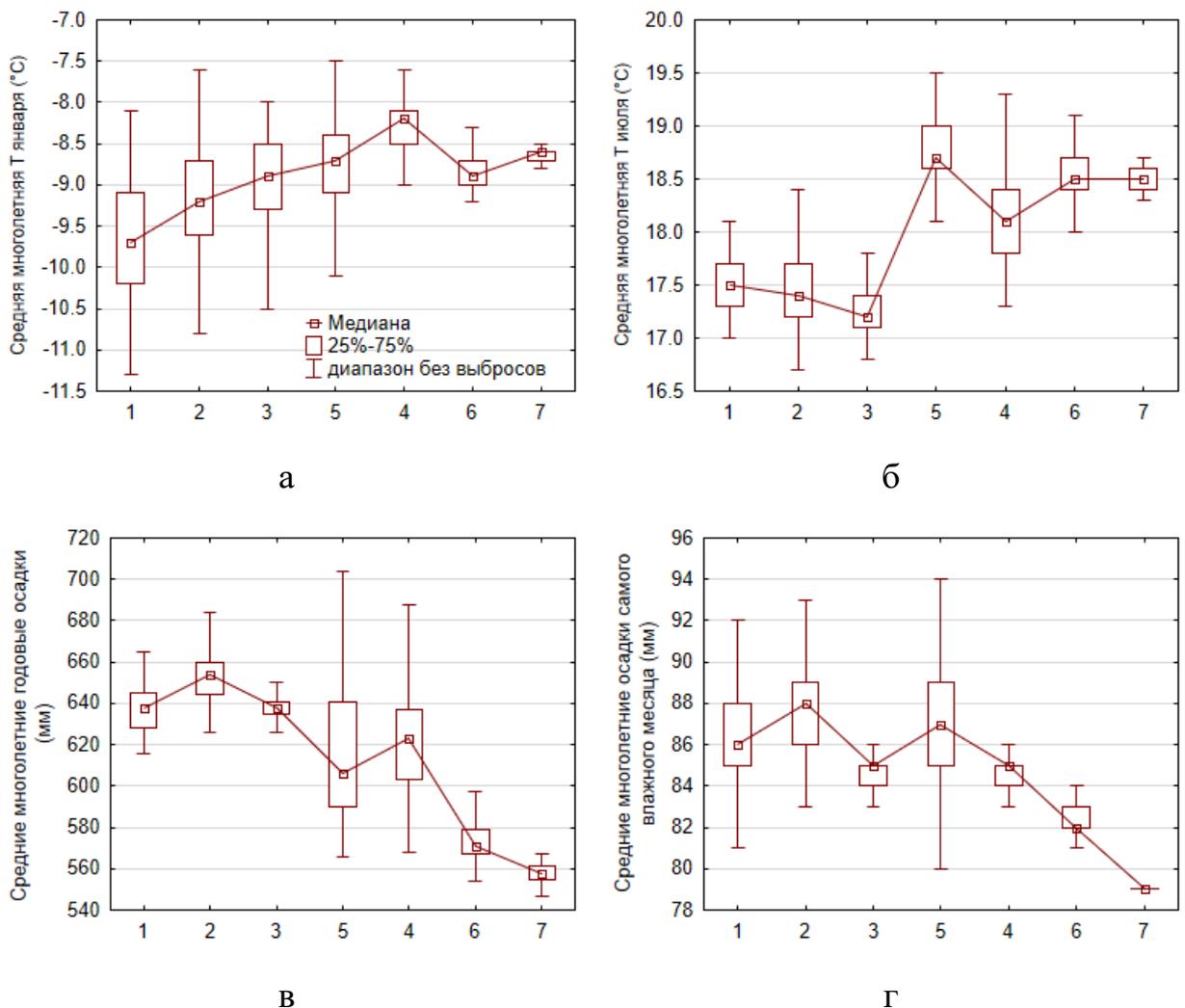


Рисунок 2. Климатические характеристики Московской области - средняя температура января (а) и июля (б), количество осадков с году (в) и в самом теплом месяце года (г). Ось X - номера провинций.

### 2.3.Рельеф

Рельеф территории в целом – пологохолмистый, высоты варьируют от 90 до 320, в среднем 174 м н.у.м., средний уклон  $2.06^\circ$  ( $0-30.9^\circ$ ). Различия характеристик рельефа приведены на рис. 3. Две провинции, связанные с понижением в кровле коренного фундамента, и соответственно, с активной деятельностью водноледниковых потоков в четвертичное время – имеют самые низкие высотные уровни. Это Верхневолжская (1) и Мещерская (4). Провинции 2, 3 и 7 Московская, Москворецко-Окская и Смоленская (2,3,7) являются водоразделом р. Волга 1-го порядка и ее притока р. Оки 2 порядка. В целом для более высоких провинций характерна бóльшая расчлененность рельефа и крутизна склонов. Достоверных различий в экспозиции и инсоляции не отмечается.

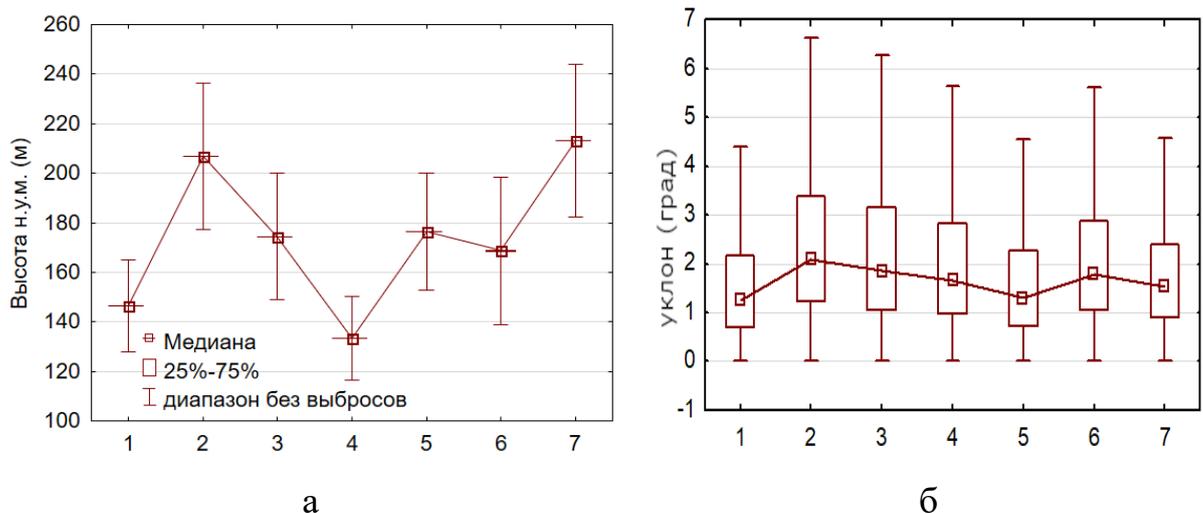


Рисунок 3. Характеристики рельефа Московской области по провинциям: абсолютная высота рельефа (а) и уклон (б). Ось X – номера провинций.

### 2.4.Поверхностные отложения и почвы

Моренные отложения, преобладающие на севере и западе области, состоят из опесчаненных средних и тяжелых суглинков с линзами песков. В водноледниковых отложениях преобладают пески с прослоями суглинков. Кроме того, распространены пылеватые покровные суглинки, а в южной части

области встречаются лессовидные карбонатные покровные суглинки. Для западного сектора характерны высокотрофные озерно-водноледниковые отложения. Аллювиальные и озерные высокотрофные отложения приурочены к долинам рек. Субдоминантно распространены болотные, делювиальные, эоловые отложения. Градиентная смена и мозаика песчаного и супесчаного субстрата является важнейшим фактором формирования эдафических условий Московского региона. Пески и супеси бедны питательными веществами, но хорошо дренированы и проницаемы для воздуха. Моренные отложения обладают высокой трофностью, но при этом слабопроницаемы и плохо дренированы. В зависимости от сочетания трофности, дренированности субстрата, уровня грунтовых вод и других условий формируются почвы: дерново-подзолистые, подзолистые, болотно-подзолистые, серые лесные.

По характеру поверхностных отложений Верхневолжская провинция отличается преобладанием зандровых песчаных отложений над водноледниковыми суглинистыми. При этом эдафические условия весьма пестрые – поверхностные отложения подстилаются как известняками, так и глинами. В Смоленской провинции на общем фоне значительна роль богатых озерных отложений, в Мещерской провинции – древнеаллювиальных песков и суглинков. Основной тип почв в провинциях 1-5 это дерново-подзолистые. Заокская и Среднерусская провинции в целом отличаются от остальных преобладанием покровных лессовидных суглинков и развитых на них серых лесных почвах.

В Приложении 1 приведены обобщенные различия ландшафтных особенностей семи провинций.

## **2.5. Растительность и ботанико-географическое районирование территории**

В соответствии со схемой геоботанического районирования, основная часть Московской области находится в пределах зоны хвойно-

широколиственных лесов. На юге региона проходит граница с широколиственной зоной [Грибова, Исаченко, Лавренко, 1980; Курнаев, 1973; Петров, 1968] (рис. 1). Смена зональных рубежей связывается с изменением геоморфологических условий, вызванным положением района по отношению к границе московского оледенения: слабодренированные суглинистые плато на западе сменяются по направлению к востоку хорошо дренированными эродированными междуречьями.

Для Московского региона характерны как собственно широколиственно-хвойные леса, так и еловые субнеморальные и бореальные, а также широколиственные леса, распространение которых зависит от ландшафтной структуры территории [Огуреева, Булдакова, 2006]. На водораздельных пространствах в составе лесов доминируют сложные ельники и мелколиственные леса. Широколиственные леса – дубовые, липовые, генетически связанные со сложными ельниками, встречаются на возвышенных поверхностях в более богатых лесорастительных условиях, а также фрагментарно на склонах холмов и речных террас. Характерно широкое распространение европейских неморальных видов растений, являющихся создателями, доминантами или характерными видами в смешанных лесах. Практически везде под пологом ели типичные виды хвойных лесов сочетаются с неморальным широколиственным. Бореальные типы ельников распространены незначительно. Сосняки на водоразделах, как правило, имеют искусственное происхождение.

## **2.6. Антропогенный фактор и фрагментация**

В настоящее время коренных лесов в Подмоскowie не сохранилось. В соответствии с определением В.Н. Сукачева, «под коренными мы подразумеваем леса, сформированные типичными для этой зоны древесными породами и развивающиеся без существенного воздействия антропогенных и катастрофических природных факторов в течение времени, сопоставимого с

предельным биологическим возрастом этих пород или превышающего этот возраст» [Сукачев, 1972]. Вместе с тем в регионе представлены условно-коренные леса, под которыми принято понимать леса, близкие к коренным аналогам по составу древесного и подчиненных ярусов, но существенно отличающиеся от них по возрастной структуре древостоев. В итоге лесной покров в Московском регионе представлен сукцессионной мозаикой из лесных массивов разного состава, возраста и происхождения.

Создание лесных культур в Подмоскowie началось в первой половине XIX в [Мерзленко, 1978]. Созданные до 1917 г. площади искусственных насаждений были незначительными – 14.6 тыс. га (1.7% от общей площади лесов) [Цветков, 1957]. Лесокультурное производство стало массовым только во второй половине XX в., что было вызвано необходимостью ликвидации образовавшегося за военные годы дефицита древесины. В послевоенные годы, в конце 1940-х годов, широко была распространена закладка культур сосны, но с 1960-х гг. произошел переход на создание еловых культур, которые меньше повреждаются в первую очередь копытными, а также болезнями и вредителями [Маркова, 2009; Шутов и др., 2007]

Ель в сравнении с сосной обладает рядом свойств, которые позволяют снизить затраты на создание и выращивание лесных культур и при этом добиться высокой продуктивности искусственных насаждений. Теневыносливость ели обеспечивает сохранность культур под пологом других древесных пород. Культуры ели значительно лучше противостоят заглушению травянистой растительностью, не требуют интенсивных агротехнических уходов. Более того, окружающий травостой предохраняет на открытых местах молодые растения ели от повреждения поздними весенними заморозками. Важным лесокультурным свойством ели является высокая приживаемость саженцев; рост культур в этом случае обеспечивается при минимальном числе агротехнических уходов или без них. Ель пригодна для создания смешанных, подпологовых и предварительных культур. Посадочный материал ели в

меньшей степени повреждается грибковыми заболеваниями, а культуры — животными и грызунами [Чернов, 2004].

По данным Федерального агентства лесного хозяйства на 2015 г., доля лесов искусственного происхождения составляет около 20%. В настоящее время искусственное лесовозобновление значительно преобладает над естественным (88% и 12%), при этом естественное восстановление лесов включает содействия лесовосстановлению путем сохранения подроста ценных лесных древесных пород при проведении рубок лесных насаждений. Ежегодно создается 4-8 тыс. га новых культур [Комитет лесного хозяйства Московской области, 2018]. В последнее время для региона особенно характерны массовые вспышки короеда типографа в еловых насаждениях [Маслов, 2010], что обуславливает посадки культур на освободившееся после вырубki территории.

В настоящее время на территории Московской области, по данным официальной статистики, насаждения с участием ели занимают 25% от общей площади земель лесного фонда региона [Комитет лесного хозяйства Московской области, 2018]. В возрастной структуре еловых насаждений преобладают молодняки (насаждения возрастом до 40 лет) – 36%, средневозрастные (40-60 лет), приспевающие (60-80 лет), спелые с перестойными насаждениями (более 80 лет) имеют близкие значения по площади – 22, 24 и 18%, соответственно. Доля лесов искусственного происхождения – около 22% на 2019 г. В эту категорию не входят леса старше 80 лет, поскольку в соответствии с регламентом они выводятся из категории искусственных насаждений. По мнению Л.П. Рысина значительная часть хвойных древостоев, посаженных в разные годы, имеют искусственное происхождение [Рысин, Абатуров, Савельева, 2000]. Учитывая высокую долю культур в области, их частую одновозрастность и монодоминантность, можно предположить, что искусственное происхождение имеет более чем 22% еловых насаждений в регионе.

## ГЛАВА 3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 3.1. Типологическая классификация полевых геоботанических описаний

Сбор полевых геоботанических данных выполнен в 2006-2019 гг. на лесных участках без очевидных следов рубок и других антропогенных нарушений. Локализация точек связана с покрытием наземными исследованиями местообитаний, разнородных по составу растительности и генезису подстилающих пород территорий. Описания составлены по стандартной методике на площади 400-625 м<sup>2</sup> и 100 м<sup>2</sup> при описании культур. Общее число описаний – 1694. На площадке фиксировался полный видовой состав и вертикальная структура. Покрытие видов дано в процентах. При выделении ярусов принято обозначение: А – древесный ярус (генеративные и сенильные особи) в зависимости от структуры древостоя подразделялся на два подъяруса (А1 и А2); В – подрост (виргинильные деревья – В1) и кустарниковый ярус (виргинильные и генеративные кустарники высотой 1-10 м – В2); С – травяно-кустарничковый (в том числе имматурные особи деревьев и кустарников ниже 1 м); D – моховой ярус. Мохообразные учитывались только в составе D яруса.

Данные по культурам взяты из лесотаксационных описаний, а также из полевых и спутниковых данных (монодоминантность, одновозрастность, признаки посадок в рядах). При оценке возрастной структуры искусственных лесов мы использовали деление хвойных пород по возрасту на группы, принятое в лесной таксации [Анучин, 1982].

Флористическое сходство между формациями определено с использованием индекса Сьеренсена [Sorensen, 1948]:

$$C_s = \frac{2c}{(a + b)}$$

, где  $c$  – число общих видов в описаниях А и В,  $a$  и  $b$  – число видов в описаниях А и В соответственно.

Классификация полевых описаний выполнена на доминантной основе с использованием матричного принципа [Chernenkova, Morozova, 2017]. По доминирующей лесной породе выделены формации, каждая из которых представлена сообществами с разным сочетанием общих доминантов в нижних ярусах.

Для определения значимых различий видового состава формаций между групповыми средними координат описаний в пространстве NMDS ординации использован критерий Дункана - апостериорный критерий или критерий множественных сравнений [Winer, B. J, 1962]. Для интерпретации экологического содержания групп применены методы непрямой ординации – неметрическое многомерное шкалирование (NMDS ординация) в программной среде R [Team, 2013].

При ординации и интерпретации осей для каждого описания рассчитаны его балловые оценки в шкалах Элленберга [Ellenberg и др., 1992]. Рассчитаны показатели light (L), nutrients (N), soil reaction (R), moisture (M) в программе Juice 7.0. Были получены значения факторов для каждого описания, которые использовались при наложении векторов на ординационное пространство и при оценке различий групп сообществ по факторам. Анализ дифференциации четырех групп выполнены на основе состава подчиненных ярусов (B, C, D).

В анализе связи метрик фрагментации с геоботаническими параметрами использованы как оцененные и измеренные в поле, так и рассчитанные на их основе: биотопические и лесохозяйственные характеристики (измеренные в поле), Индексы видовой выровненности и уникальности (расчетные), видовое

богатство (расчетные), представленность эколого-ценотических групп (расчетные) (табл. 1).

*Таблица 1. Геоботанические параметры, измеренные в поле и рассчитанные камерально, использованные для оценки связи с метриками фрагментации.*

Биотопические и лесохозяйственные характеристики		
1	Гигротоп (1-ксерофильные, 2-мезоксерофильные, 3-мезофильные, 4-психрофильные, 5-гигрофильные, 6 - гидрофильные)	
2	Трофотоп (1-олиготрофные, 2-мезоолиготрофные, 3-мезотрофные, 4-мезоэвтрофные, 5-эфтрофные)	
3	Проективное покрытие яруса, %	Древесный (А)
4		Подрост (В)
5		Травяной(С)
6		Моховый (D)
7	Первый ярус древо стоя (А1)	высота, м
8		Диаметр, см
9	Высота подроста В1, м	
10	Высота подлеска В2,м	
Индексы выровненности и уникальности		
11	Индекс Симпсона (уникальности)	Все ярусы
12		А
13		В
14		С
15		Д
16	Индекс Шеннона (выровненности)	Все ярусы
17		А
18		В
19		С
20		Д
Видовое богатство (число видов)		
21	Все ярусы	
22	Ярус А	
23	Ярус А1	
24	Ярус А2	
25	Ярус В	
26	Ярус В1	
27	Ярус В2	
28	Ярус С	
29	Ярус D	
Представленность эколого-ценотических групп		
30	Олиготрофные	Все ярусы

Биотопические и лесохозяйственные характеристики		
31	виды, %	A-B1
32		B2-D
33	Бореальные виды, %	Все ярусы
34		A-B1
35		B2-D
36	Неморальные виды, %	Все ярусы
37		A-B1
38		B2-D
39	Нитрофильно- влажнотравные виды, %	Все ярусы
40		A-B1
41		B2-D
42	Влажнотравные виды, %	Все ярусы
43		A-B1
44		B2-D
45	Луговые виды, %	Ярусы B2-D
46	Степные виды, %	Ярусы B2-D
47	Опушечные виды, %	Все ярусы
48		A-B1
49		B2-D
50	Адвентивные виды, %	Все ярусы
51		A-B1
52		B2-D

### 3.2. Пространственное картографирование лесного покрова

В качестве данных дистанционного зондирования Земли использована полностью безоблачная мультиспектральная съемка Sentinel-2, выполненная в течение двух дней (20 и 23 июня 2021 г.) и соединенная в бесшовную мозаику. Кроме 11 спектральных каналов, рассчитан 41 спектральный индекс, включая индексы, оцененные как чувствительные к стрессовому состоянию растительности [Abdullah и др., 2019]. Для повышения точности моделирования использована цифровая модель рельефа SRTM и рассчитанные на ее основе 10 морфометрических характеристик. Также использованы радарные данные Palsar-2 [Shimada и др., 2014]. В общей сложности получены 63 растровых слоя (Приложение 2).

Для снятия скоррелированности между переменными применен метод удаления высоко скоррелированных слоев по границе отсечения 0.5 [Graham, 2003]. В результате оставлено 7 растровых слоев, которые имеют парные корреляции не более 0.5: каналы голубой (2) и красный край (6), индексы NDWI2, BNDWI, GLI, абсолютная высота и согласованная поляризация НН (табл. 2).

Таблица 2. Растровые слои пространственных характеристик с парными корреляциями менее 0.5.

№	Название	Описание	Характеристики, формула
1	B02 -Blue	Чувствительность к старению растений, каротиноидам, побурению и почвенному фону; атмосферная поправка (аэрозольное рассеяние)	458–522 нм
2	B06 – Red Edge	Положение красного края, атмосферная коррекция; извлечение аэрозольной нагрузки	733–747 нм
3	NDWI2	Нормализованный разностный водный индекс. Подчеркивает влажность местообитаний. [Abdullah и др., 2019; McFeeters, 1996]	$\frac{Green - NIR}{Green + NIR}$
4	BNDWI	Нормализованный разностный индекс голубого и инфракрасного каналов. Связь с индексом листовой пластины и объемом сухой биомассы [Abdullah и др., 2019; Hancock, Dougherty, 2007]	$\frac{NIR - BLUE}{NIR + BLUE}$
5	GLI	Зеленый листовой индекс. Характеристики хлорофилла и листовой поверхности на основе каналов видимого спектра [Abdullah и др., 2019; Gobron и др., 2000]	$\frac{2 \times Green - Red - Blue}{2 \times Green + Red - Blue}$

№	Название	Описание	Характеристики, формула
6	DEM SRTM (elevation)	Положение относительно водоразделов и долин водотоков, ледниковые и водноледниковые ландшафты [Puzachenko и др., 2014].	метры
7	НН Palsar	Текстурная неоднородность кроновой поверхности, высота древесного яруса, запас биомассы [Shimada и др., 2014]	условные единицы

С целью увеличения объема выборки по разносезонным высоко детальным изображениям в программе SasPlanet выполнена оцифровка выделов, принадлежащих к разным формациям. Оцифровывались только выделы, границы которых четко читались по различным снимкам и подтверждались полевыми наблюдениями. Средняя площадь выдела составила 1.81 га, общая площадь оцифрованных выделов составила 667.4 га (Приложение 3).

При моделировании пространственной структуры лесного покрова использован метод «случайный лес» [Breiman, 2001; Gislason, Benediktsson, Sveinsson, 2004; Grabska, Frantz, Ostapowicz, 2020]. Алгоритм деревьев решений не требует особой подготовки данных (выравнивания дисперсий, трансформации распределений и др.) и чувствителен к скоррелированности между переменными [Broszofske и др., 2014]. Использовано программное обеспечение OrfeoToolbox [Inglada, Christophe, 2009]. Для подбора оптимальных параметров моделирования и выработки наилучшей модели выбран способ калибровки на основе тестовой выборки [Cochran, 1977; Joelsson, Benediktsson, Sveinsson, 2006; Lyons и др., 2018]. В качестве тестовой выборки от исходного объема использовались 30% пробных площадей, не участвовавших в моделировании. Тестовая выборка готовилась методом случайного стратифицированного отбора. Доля точек тестовой выборки, для которых правильно определена принадлежность к моделируемому типу,

называется *сходимость формации*, общая доля правильно определенных типов – *общая сходимость*. Полученные карты синхронизированы с маской леса Global Forest Watch [Hansen и др., 2013]. Слои сельхозугодий, водных объектов и населенных пунктов подготовлены с использованием данных OpenStreetMap [Haklay, Weber, 2008].

### **3.3.Метрики фрагментации**

На основе полученной растровой карты формационного состава лесов Московской области проведен расчет 14 базовых метрик фрагментации. Расчет проведен для каждого лесного выдела индивидуально. Использовано программное обеспечение Fragstats. Базовые метрики фрагментации объединены в 5 групп в соответствии с теми картометрическими и функциональными свойствами, которые они отображают [McGarigal, 1995]: Метрики площади и периметра, конфигурации, экологического ядра, контраста и изоляции.

#### **3.3.1. Метрики площади и периметра**

Относительно небольшая группа метрик, имеющих наиболее тривиальный характер (табл. 3). Метрика площади отвечает за размер выдела и исчисляет соотношение формаций мозаики лесного покрова (но не оценивает их структуру). Экологическую значимость площади трудно недооценить. Метрика периметра отвечает за количество (длину) границ, сформированных этим выделом. Например, в естественных полу-вечнозеленых лесах северо-западного побережья Юкатана показана положительная связь видовой плотности растений с логарифмом площади выдела и отсутствие связи видовой плотности с периметром [Munguía-Rosas, Montiel, 2014]. Для той же территории показана положительная связь филогенетического разнообразия с площадью выдела и плотностью границ (производная метрика от периметра выдела) [Arellano-Rivas и др., 2017]. Вместе с тем, исследование сильно фрагментированных лесных выделов,

окруженных сельхозугодьями в южной Байте, Бразилия показало отрицательную связь филогенетического разнообразия с площадью выдела [Matos и др., 2017]. Природоохранные практики первой половины 20 столетия были направлены на увеличение доли границ, опушек и других краевых местообитаний, исходя из представлений о том, что это увеличивает видовое разнообразие [Leopold, 1933]. С тех пор стали очевидны негативные последствия создания краевых местообитаний, включая структурные повреждения и снижение успеха размножения певчих птиц на лесных опушках. Исследования изменений на лесных опушках показали, что краевое воздействие может привести к деградации лесных выделов. Эти негативные последствия вызвали в природоохранной экологии большой интерес к краевым местообитаниям в частности и фрагментации в целом [Harper и др., 2005].

Таблица 3. Формулы и характеристики метрик площади и периметра.

Метрика	Формула	Ед. изм., диапазон
AREA Площадь	$AREA = \frac{a_{ij}}{10000}$ $a_{ij}$ - площадь ( $m^2$ ) выдела $ij$ .	гектары $AREA > 0$
PERIM Периметр	$PERIM = p_{ij}$ $p_{ij}$ - периметр (м) выдела $ij$ .	метры $PERIM > 0$
GYRATE Радиус охвата Radius of Gyration	$GYRATE = \sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z}$ $h_{ijr}$ - дистанция (м) между пикселом $ijr$ [расположенным внутри выдела $ij$ ] и центроидом выдела $ij$ , основанное на расчете от центра пиксела к центру пиксела. $z$ - число пикселов выдела $ij$ .	метры $GYRATE > 0$

Взаимоотношение видов с метрикой площади можно ассоциировать с емкостью местообитаний. Причем емкости различны для разных видов. При этом может складываться ситуация, когда вид не использует полностью всю имеющуюся емкость. Например, когда другие виды используют часть емкости данного выдела или соседних выделов. Вид также может не использовать полностью всю емкость (площадь) выдела, избегая краевых (опушечных) зон. При равной площади конфигурация выдела и соседство с гетерогенными типами растительного покрова может влиять на емкость и качество выдела.

Однако размер выдела может оказаться не настолько значимым для видов или процессов, как его протяженность [McGarigal, 1995]. Радиус охвата является мерой протяженности выдела, то есть показывает, насколько широко в мозаике простирается выдел. При прочих равных, чем больше площадь выдела, тем больше радиус охвата. При постоянной площади, чем обширнее участок (т. е. менее компактный), тем больше радиус охвата. Радиус охвата можно рассматривать как меру среднего расстояния, на которое организм может перемещаться, прежде чем он пересечет границу выдела.

Для лесов региона Лос Лагос Южного Чили оценена связь площади выдела, радиуса охвата и смежности, с одной стороны, с целым рядом лесохозяйственных параметров и метрик биоразнообразия. На площадках 25x25 метров измерены площади сечения древесных пород, плотность каждого вида деревьев, подроста, подлеска и кустарников, на их основе рассчитаны параметры  $\beta$ -разнообразия и богатства. Установлено, что при построении обобщенных линейных регрессионных моделей значимый вклад в модель обеспечивается параметром площади выдела, а дальнейшее включение в модель радиуса охвата и смежности не дает значимого прироста [Echeverría и др., 2007]. Исследование фрагментации лесов из араукарии в Андах и на побережье Чили косвенно показывает сильную значимую отрицательную связь радиуса охвата выделов и диаметра крон деревьев араукарии, которая здесь является реликтовым и уязвимым видом. Примечательно, что радиус

охвата в центральных Андах (основной ареал распространения и охраны араукарии) на 2 порядка выше, чем в других исследованных участках, где значимо антропогенное воздействие [Molina и др., 2015]. Рост радиуса охвата в восстанавливающихся лесных экосистемах Гонконга в период с 1945 по 2014 гг. послужил фактором роста популяции бьюльбюлей и японских белоглазок, которые, в свою очередь, являются распространителями семян почти исчезнувших видов семейств лавровых и буковых [Nichol, Abbas, Fischer, 2017]. Сдвиг землепользования от сельского хозяйства к туризму и рекреации привел к увеличению доли лесного покрова в коммуне Пукон, Чили, что в свою очередь привело к росту среднего радиуса охвата лесных выделов с 42 до 53 м (на 26%) [Petitpas и др., 2016]. В горных лесах Гиндукуша радиус охвата вместе с плотностью населения и долей лесопотерь логарифмически снижается с ростом градиента высоты [Das, Behera, Murthy, 2017]. Исследование пойменных широколиственных лесов в бассейне Дуная показало, что площадь выдела имеет устойчивую положительную связь с общим числом видов на пробной площади [Petrášová-Šibíková, Vacigál, Jarolímek, 2017], при этом авторы указывают, что есть и противоречащие результаты, в том числе отсутствие связи. Для лугов на карбонатных почвах в Центральной Германии не было обнаружено связи между видовым богатством растений и размером выдела [Rösch и др., 2015]

### 3.3.2. Метрики конфигурации

Взаимодействие конфигурации и размера выдела может влиять на многие экологические процессы, в том числе геоботанические, например скорость расселения древесных и кустарниковых видов [Hardt, Forman, 1989]. Однако первичная значимость конфигурации вероятнее всего связана с проявлением т.н. «краевых эффектов». Конфигурация это параметр, сложный для количественного расчета по ряду причин. В частности, конфигурация выдела это функция его морфологии. Можно было бы ожидать, что метрики конфигурации будут различать морфологии выделов. Хотя морфологические

паттерны хорошо различаются в области компьютерного зрения (например, распознавания лиц), это направление не развито в ландшафтно-экологических приложениях. Акцент чаще делается на геометрической сложности и различении участков и ландшафтов на основе общей сложности, а не конкретной морфологии. Следовательно, все метрики конфигурации, описанные ниже, имеют дело с общей геометрической сложностью и не дифференцируют различные морфологии [McGarigal, 1995].

Большинство метрик конфигурации основаны на соотношениях периметр/площадь. Самой простой метрикой конфигурации является прямое отношение периметра к площади PARA (табл. 4). Метрика показывает количество границ удельно к единице площади выдела. Особенность этой метрики заключается в том, что она меняется в зависимости от размера участка. Например, при постоянной конфигурации увеличение размера участка приведет к уменьшению отношения периметра к площади. Площадь и PARA значительно отрицательно скоррелированы, указывая на то, что, несмотря на их более сложную форму, более крупные выделы имеют меньшее количество границ по отношению к общей площади [Wu, 2004].

Таблица 4. Формулы и характеристики метрик конфигурации.

Метрика	Формула	Ед. изм., диапазон
PARA Отношение периметра к площади Perimeter-Area Ratio	$PARA = \frac{p_{ij}}{a_{ij}}$ <p><math>p_{ij}</math> - периметр (м) выдела <math>ij</math> <math>a_{ij}</math> - площадь (м<sup>2</sup>) выдела <math>ij</math></p>	б/р PARA > 0
SHAPE Сложность формы Shape index	$SHAPE = \frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$ <p><math>p_{ij}</math> - периметр (м) выдела <math>ij</math>  <math>a_{ij}</math> - площадь (м<sup>2</sup>) выдела <math>ij</math></p>	б/р SHAPE ≥ 1

Метрика	Формула	Ед. изм., диапазон
FRAC Индекс фрактальной размерности Fractal Dimension Index	$FRAC = \frac{2 \ln(0.25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$ <p><math>p_{ij}</math> - периметр (м) выдела <math>ij</math>  <math>a_{ij}</math> - площадь (м<sup>2</sup>) выдела <math>ij</math></p>	б/р $0 \leq FRAC < 1$
CIRCLE Описанная окружность Related Circumscribing Circle	$CIRCLE = 1 - \left[ \frac{a_{ij}}{a_{ij}^s} \right]$ <p><math>a_{ij}</math> - площадь (м<sup>2</sup>) выдела <math>ij</math>  <math>a_{ij}^s</math> - площадь (м<sup>2</sup>) наименьшей описанной  окружности вокруг выдела <math>ij</math></p>	б/р $0 \leq CIRCLE < 1$
CONTIG Смежность Contiguity Index	$CONTIG = \frac{\left[ \frac{\sum_{r=1}^z c_{ijr}}{a_{ij}^*} \right] - 1}{v - 1}$ <p><math>c_{ijr}</math> - значение смежности пиксела <math>r</math> в  выделе <math>ij</math>  <math>v</math> – сумма значений в скользящем квадрате  3x3 (13 в данном случае)  <math>a_{ij}^*</math> = площадь выдела <math>ij</math>, измеренная  в количестве пикселей</p>	б/р $0 \leq CONTIG \leq 1$

Для видового богатства Озера тысячи островов в Юго-восточном Китае показано, что метрика PARA связана с видовым богатством всех групп растений, в особенности деревьев и тенелюбивых видов [Hu и др., 2011]. Для лесов острова Маккинак (Мичиган, США) показано значимое различие метрики PARA между выделами хвойных, смешанных и твердолиственных лесов [Wangen, Webster, Griggs, 2006]. В нескольких исследованиях косвенно упоминается связь метрики PARA с видовым разнообразием лишайников [Ellis, 2012; Kruys, Jonsson, 1997]. Показана связь видового разнообразия сосудистых растений и грибов с метрикой PARA в полуестественных

резерватных местообитаниях пригородов Южного Сиднея, а также роль метрики в значимости этих резерватов [Drinnan, 2005].

Для того, чтобы компенсировать сильное влияние площади в соотношении периметра и площади, предложена метрика сложности формы (SHAPE), для количественной оценки границ среды обитания [Patton, 1975]. Эта метрика измеряет конфигурацию участка по сравнению со стандартной (квадрат) того же размера и, следовательно, устраняет проблему зависимости от размера, описанную выше. Метрика сложности формы широко применяется в ландшафтных экологических исследованиях [Forman, Godron, 1986]. Исследование функционального разнообразия и метрик фрагментации в горных лесах региона Восточная Усамбара, Танзания показало наличие дифференцированных взаимосвязей. Наибольшую отрицательную связь с метрикой сложности формы продемонстрировала функциональная сложность, в отличие от функциональных выровненности и дивергенции. Растения-анемохоры чаще встречались в выделах с более сложной формой. На уровне выделов обнаружено косвенное влияние сложности формы выдела на функциональное богатство и функциональную дивергенцию. Потеря сложности формы приводит к значительным изменениям в функциональном богатстве признаков, связанных с режимом рассеивания семян. Что касается характеристик использования ресурсов, обнаружено, что функциональное богатство и дивергенция уменьшаются с уменьшением сложности формы [Zambrano и др., 2020]. Для приматов *Alouatta caraya* региона Серраду, Бразилия продемонстрировано, что среди факторов расселения сложность формы выдела преобладала над облесенностью и общим уровнем фрагментации [Grande и др., 2020]. В систематическом обзоре более чем 30 публикаций по вопросу фрагментации и охранной значимости отмечается, что небольшие, относительно изолированные выделы сложной формы во фрагментированных ландшафтах, как правило, имеют более высокую природоохранную ценность, чем участки среды обитания аналогичного

размера в соседних участках нетронутой растительности низкой сложности формы [Wintle и др., 2019].

Увеличение сложности формы указывает на наличие нерегулярных границ за счет разрывов, созданных, например, вырубками, а также на уменьшение общей площади внутренних местообитаний. Более высокий уровень солнечной радиации в открытых местообитаниях прилегающих к лесным выделам с высокой метрикой сложности формы повышает температуру воздуха, скорость ветра и доступность света, что приводит к снижению влажности воздуха и почвы на краях выделов [Zuidema, Sayer, Dijkman, 1996]. Кроме того, чужеродные виды, адаптированные к изменениям среды, медленно изменяют флористический и эколого-ценотический состав естественного леса, расселяясь в окнах, образовавшихся в результате естественного падения деревьев на опушках. Следовательно, доля коренных и длительно-производных видов ниже, и, наоборот, доля неофитов и короткопроизводных видов выше в выделах с повышенным индексом сложности формы [Petrášová-Šibíková, Vacigál, Jarolímek, 2017].

Еще один базовый способ оценки конфигурации выдела — это метрика фрактальной размерности. Основной довод в пользу ее использования — возможность использования в широком диапазоне масштабов [McGarigal, 1995]. Концепция фрактала, проявляющего структурные признаки во всех масштабах, предложена Бенуа Мандельбротом вместе с основным методом измерения на основе периметра и площади фигуры [Mandelbrot, 1982]. Связь фрактальной размерности с экологическими индикаторами качества среды выполнена для сосновых выделов в пределах региона Кемпен, Бельгия. Сравнение площади и фрактальной размерности периметра с экологическим индексом качества местообитаний, (отношение внутренней части к опушке), показывает, что фрактальная размерность пригодна для прогнозирования емкости внутренней среды обитания, что более вероятно для участков с периметрами сглаженной конфигурации и компактной внутренней

территорией [Imre, Vogaert, 2004]. Для колоний медоносных пчел в агроландшафтах Кении показана связь показателей продуктивности с фрактальной размерностью выделов при оценке локального фуражирования (в пределах 1 км) в отличие от фуражирования на расстоянии 2.5 км, при котором продуктивность определяется долей лесных выделов [Ochungo и др., 2022]. При динамической оценке землепользования и фрагментации охотничьего заповедника Дхортапан, Непал в период 1993-2018 выявлено, что в момент наибольшей фрагментации лесов в 2011 году наблюдались наименьшие значения фрактальной размерности, плотности границ и агрегированности [Zhang и др., 2022].

Альтернативный метод оценки конфигурации основан на отношении площади выдела к площади наименьшей описанной окружности. Описанная окружность обеспечивает измерение общей вытянутости выдела. Узкий, но извилистый выдел будет иметь низкую метрику окружности из-за относительной компактности выдела, в то время как узкий и вытянутый участок будет иметь высокую соответствующую метрику окружности [Baker, Cai, 1992; McGarigal, 1995]. Метрика описанной окружности показала наибольшую эффективность в распознавании различных типов растительного покрова г. Сидней, в том числе лесопокрытых территорий во многом благодаря тому, что эта метрика нормализована от 0 до 1 [Bartesaghi-Кос, Osmond, Peters, 2019]. Однако например при моделировании местообитаний летучей лисицы Лиля (*Pteropus lylei*) показано, что вклад метрики описанной окружности минимален по сравнению с метриками площади, сложности формы, отношения периметр/площадь [Duengkae и др., 2019]. Для природно-антропогенных ландшафтов пригородов Сеула установлено, что метрика описанной окружности пустошей и заболоченных местообитаний негативно связана с уязвимостью к подтоплениям. Такая связь сформирована под влиянием вытянутых водотоков, которые определяют дренирующий потенциал пустошей и болот [Kim, Song, Chon, 2021].

Еще один способ оценки конфигурации выдела основан на оценке пространственной связанности (или смежности) ячеек растра, входящих в выдел [LaGro, 1991; McGarigal, 1995]. Смежность рассчитывается с помощью совмещения скользящего квадрата 3x3 пиксел с бинарным растровым изображением, в котором пикселям измеряемого выдела присвоено значение 1, а фоновым пикселям – значение 0. Значение скользящего квадрата 2 присваивается горизонтальному и вертикальному соседствам пикселов, значение 1 – диагональному. Такая комбинация присваивает ортогонально смежным пикселям больший вес, чем диагонально смежным, при этом соблюдается простота вычислений. Центральному пикселю матрицы присваивается значение 1, чтобы гарантировать, что одинопиксельный выдел имел значение 1, а не 0. Значение каждого пикселя выходного изображения, вычисленное в центре скользящего квадрата, является функцией количества и расположения пикселов измеряемого класса в пределах скользящего квадрата. В частности, значение смежности для пикселя в выходном изображении представляет собой сумму произведений значения каждого скользящего квадрата и соответствующего значения пикселя входного изображения.

В ряде исследований выявлены различные направления влияния смежности. Так, для лавровых вечнозеленых лесов Макронезии показано, что темп сукцессионной динамики при смене молодняков средневозрастными лесами выше для выделов с высокой смежностью. Это объясняется эффективной мобильностью переносчиков семян и черенков, более высоким качеством и разнообразием т.н. «семенного дождя» [Parada-Díaz и др., 2021]. Авторы подчеркивают положительную роль смежности выделов в процессах лесовосстановления [Crouzeilles, Curran, 2016]. Большая площадь старовозрастного леса вокруг нарушенных участков приводит к более быстрой и предсказуемой вторичной сукцессии [Arroyo-Rodríguez и др., 2015].

Вместе с тем смежность имеет и обратную сторону. Целый ряд современных исследований показывает ожидаемую уязвимость выделов

спелых и приспевающих лесов с высокой смежностью к воспламенению либо заражению насекомыми -вредителями [Frelich, Lorimer, Stambaugh, 2021; Hammond, 2020].

В исследовании двух групп насекомых - хищников (Ampulicidae, Sphecidae, Crabronidae) и паразитоидов (Tachinidae) городских насаждений Рима установлено, что видовое разнообразие, обилие и выровненность не связаны с общей емкостью местообитаний (площадью пригодных местообитаний), а определяются в большей степени метрикой смежности. Это может быть связано с большей мобильностью видов, принадлежащих верхним трофическим уровням, позволяющей им совершать миграции в пределах доступных местообитаний [Corcos и др., 2019].

### **3.3.3. Метрики экологического ядра**

Интерес к экологическому ядру выдела и контрастности между соседними выделами порождается одним явлением – краем между гетерогенными выделами, т.е. принадлежащими к различным классам (например, лесным формациям). Согласно предложенной терминологии, граница — это интерфейс (взаимодействие) между различными типами экосистем, а краевое воздействие процессов (как абиотических, так и биотических) на границе приводит к различию в составе, структуре или функционированию вблизи границы по сравнению с экосистемами на удалении от границ. Краевое воздействие может оцениваться двумя основными параметрами – магнитудой (степенью) и дистанцией воздействия [Harper и др., 2005]. Основываясь на этом предположении, магнитуда и дистанция краевого воздействия могут быть представлены как количественные характеристики градиента, который варьирует от сильного и короткого и короткого (большая магнитуда, малая дистанция) до слабого и длинного (малая магнитуда, большая дистанция). Следовательно, магнитуда и дистанция краевого воздействия функционально независимы и не обязательно

одинаково реагируют на возникновение границы и последующую динамику (рис. 4).

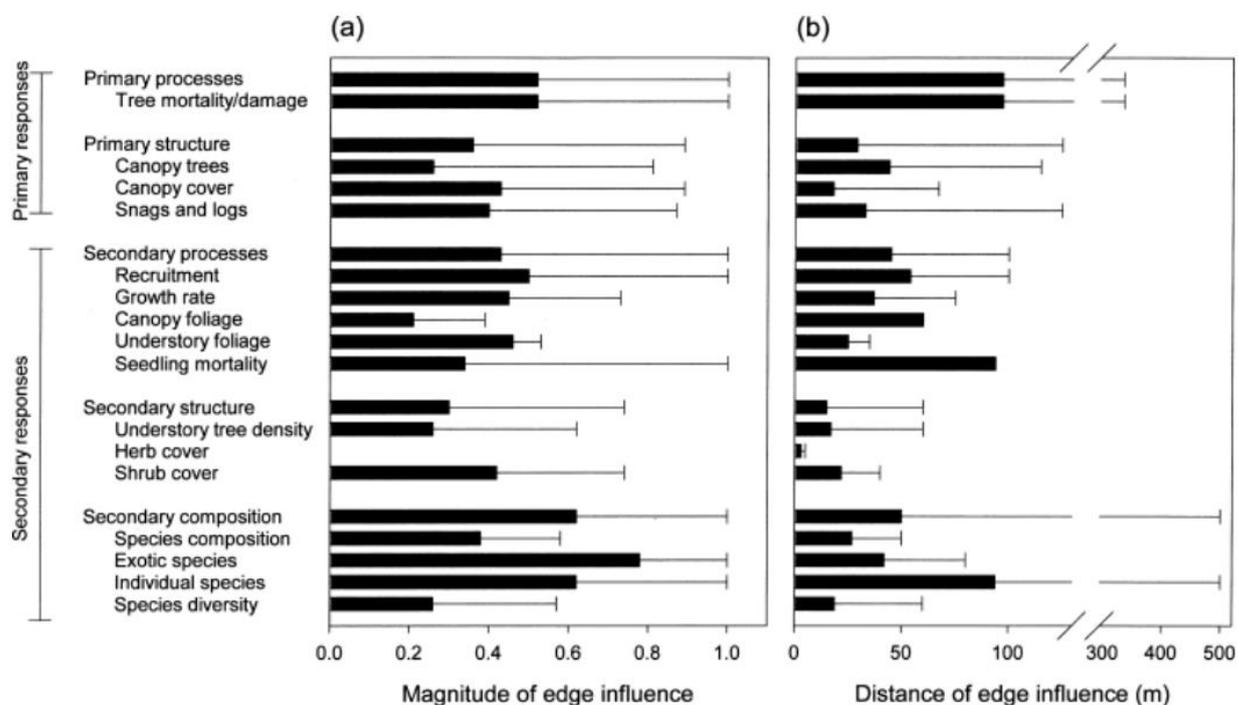


Рисунок 4. (а) магнитуда и (б) дистанция краевого влияния для различных категорий переменных. Средние значения (столбики) рассчитаны для каждой категории переменных. Максимальные абсолютные значения (линии) приведены для индивидуальных значений (т.е. не усредненных по исследованию) [Harper и др., 2005].

Соответственно, дистанция воздействия выражается в метриках экологического ядра, а магнитуда – в метриках контраста. Все границы имеют по крайней мере две общие черты: массо- и энергообмен (передвижение организмов через границу), и изменения в биофизических процессах, составе и структуре экосистемы [Cadenasso и др., 2003]. Прямые эффекты возникновения границ включают 1) физическое нарушение растительности и почвы, 2) абиотические изменения градиента окружающей среды по признакам освещения, ветрового режима и влажности, и 3) увеличение доступа организмов, пыльцы, семян, загрязнителей и энергии. Все границы характеризуются выраженными абиотическими и биотическими градиентами, связанными с этими прямыми эффектами. Потоки вещества и энергии через

границы, обусловленные этими градиентами, можно сравнить с движением через полупроницаемую мембрану [Wiens, 1992].

Площадь ядра определяется как площадь внутри выдела за пределами (за исключением) некоторой заданной глубины краевого влияния (т.е. расстояния до границы) или ширины буфера, построенной от границы выдела вовнутрь. Как и в случае со сложностью формы выдела, основное значение площади ядра в качестве метрики выделов в лесном покрове, связано с "краевым эффектом". Краевые эффекты возникают в результате воздействия биотических и абиотических факторов, изменяющих условия окружающей среды на границах выделов иным образом в отличие от внутренней площади выдела. Впервые исследования краевого эффекта в лесах (лесных опушках) начались с установления Альдо Леопольдом того факта, что краевые местообитания поддерживают относительно более высокую численность и разнообразие охотничьих видов [Leopold, 1933].

Природа краевого эффекта различна для разных организмов и экологических процессов [Hansen, DiCatri, 2012]. Некоторые виды птиц подвержены негативному воздействию хищничества, конкуренции, паразитизма на лесных опушках. Было установлено, что площадь ядра является гораздо лучшим предиктором качества среды обитания, чем площадь выдела для этих видов-специалистов экологического ядра выдела [Temple, 1986]. В отличие от площади выдела, площадь ядра в еще большей степени зависит от конфигурации выдела. Хотя выдел может быть формально достаточно большим, чтобы поддерживать данный вид, он все же может не содержать достаточно площади ядра для поддержания вида. Краевые эффекты варьируют в зависимости от типа и характера границы выдела (например, степень флористического и структурного контраста между соседними выделами). Для того, чтобы учесть этот фактор в расчетах, разрабатывается матрица глубины краевого влияния для каждой пары классов лесного покрова (формаций в нашем случае). Глубина краевого влияния может быть

установлена экспертно, для подчеркивания разницы между различными парами классов лесного покрова. Либо это может являться темой для отдельно изучения взаимного проникновения биотического (зоологического, ботанического) и абиотического (шумового, микроклиматического) воздействия классов друг на друга. Метрика CAI рассчитывает долю площади ядра от общей площади выдела. NCORE рассчитывает количество ядер, которые генерируются в результате воздействия сложной конфигурации выдела и глубины влияния краевого эффекта. Во многих случаях число ядер бывает больше одного – чем сложнее конфигурация и чем сильнее влияние краевого эффекта – тем больше вероятность возникновения двух и более экологических ядер выдела ( табл. 5).

Опираясь на ряд исследований, можно обозначить диапазон дистанций краевого воздействия на состав древесного и травяно-мохового ярусов в пределах 100-300 метров [Tinker и др., 1998], а в ряде исследований подчеркивается, что дистанция 50 метров это скорее всего наиболее консервативная оценка [Chen, Franklin, Spies, 1992; Vaillancourt, 1995]. Принимая во внимание, что Fragstats позволяет использовать дистанции, кратные размеру пиксела, устанавливаем диапазон дистанций от минимального 60 метров (например, краевой эффект хвойных лесов на широколиственные) до максимального 180 метров (краевой эффект от населенных пунктов на леса). Матрица дистанций краевых воздействий приведена в Приложении 4.

Таблица 5. Формулы и характеристики метрик экологического ядра.

Метрика	Формула	Ед. изм., диапазон
CORE Площадь ядра Core Area	$CORE = \frac{a_{ij}^c}{10000}$ $a_{ij}^c = \text{площадь ядра (м}^2\text{) выдела } ij, \text{ рассчитанная на основе матрицы глубины краевого эффекта (м)*.}$	Гектары $CORE \geq 0$
NCORE Число экологических ядер Number of core areas	$NCORE = n_{ij}^c$ $n_{ij}^c = \text{число обособленных ядер в выделе } ij \text{ полученное на основе матрицы глубины краевого эффекта (м).}$	б/р $NCORE \geq 0$
CAI Доля площади экологического ядра Core area index	$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} \cdot 100$ $a_{ij} = \text{площадь ядра (м}^2\text{) выдела } ij, \text{ рассчитанная на основе матрицы глубины краевого эффекта (м)}$ $a_{ij} = \text{площадь (м}^2\text{) выдела } ij.$	Процент $0 \leq CAI \leq 100$

\*глубина краевого эффекта устанавливается с помощью пользовательской матрицы, приведенной в Приложении 4.

Анализ вырубki и фрагментации тропического дождевого леса в Сишуанбаньна (юго-запад КНР) показал, что вырубka приводит к увеличению числа небольших выделов леса, увеличению площади краевых местообитаний (опушек) и изоляции, а также к уменьшению площади экологического ядра с 1976 по 2003 гг. [Li и др., 2009]. Авторы делают вывод, что анализ пространственных и временных изменений площади краевых местообитаний и экологических ядер на ландшафтном уровне может предоставить специалистам по охране природы и природоохранным менеджерам более важную информацию о текущем состоянии фрагментации и деградации лесов.

Метрики экологического ядра напрямую связаны с использованием т.н. «core-area model», которая говорит о том, что соотношение глубины краевого эффекта (выраженное в метрических единицах) в сочетании со средним размером выдела определяет степень потери экологических функций охраняемой территории. В свою очередь, глубина краевого эффекта может зависеть от охраняемого вида или экосистемы и вследствие этого варьирует. Следовательно, одни и те же участки охраняемых территорий могут по-прежнему сохранять свои природоохранные функции для, например, беспозвоночных и растений, имеющих локально высокие плотности. И утрачивать эти функции для видов, демонстрирующих негативную чувствительность к опушечным местообитаниям [Laurance, Yensen, 1991]. В частности, core-area model, разработанная для дождевых лесов центральной Амазонии, показала, что эффективность ООПТ, принятая на уровне площади ядра более 50% от площади выдела, может достигаться при площади от нескольких десятков га при глубине краевого эффекта 100 м до 3500 га при глубине 300 м (рис. 5) [Bierregaard и др., 2001].

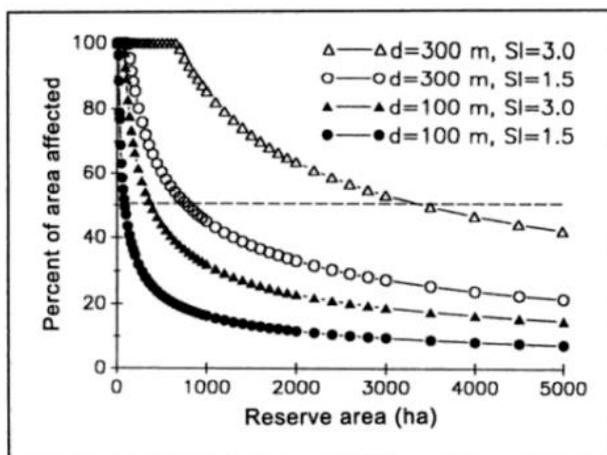


Рисунок 5. Core-area model для выделов дождевых лесов в центральной Амазонии, с использованием эмпирических данных о динамике леса для различных ( $d = 100$  м,  $d = 300$  м) краевых эффектов. Для каждого значения  $d$  были построены кривые для фрагментов с умеренно круглыми ( $SI = 1,5$ ) и умеренно неправильными ( $SI = 3,0$ ) формами. Пунктирная линия указывает точку, в которой 50 % площади выделов подвержены влиянию краевых эффектов.

### 3.3.4. Метрики контраста

Под контрастом подразумевается величина различия между соседними выделами различного класса (формации в нашем случае) с точки зрения одного или нескольких экологических атрибутов, которые имеют отношение к рассматриваемому организму или процессу (табл. 6). Наличие и степень контраста между выделом и соседними выделами может влиять на ряд важных экологических процессов [Forman, Godron, 1986; McGarigal, 1995]. В том числе на "краевые эффекты" влияет степень контраста между участками.

Таблица 6. Формула и характеристики метрики контрастности

Метрика	Формула	Ед. изм., диапазон
ECON Контрастность границ Edge Contrast Index	$ECON = \frac{\sum_{k=1}^m (p_{ijk} \cdot d_{ik})}{p_{ij}} (100)$ <p><math>p_{ijk}</math> = длина (м) границы выдела <math>ij</math>, прилегающая к выделу класса <math>k</math></p> <p><math>d_{ik}</math> = различие (вес контрастности границы) между выделами классов <math>i</math> и <math>k</math>*</p> <p><math>p_{ij}</math> = длина (м) периметра выдела <math>ij</math></p>	Percent $0 \leq ECON \leq 100$

\*контрастность границ устанавливается с помощью пользовательской матрицы, приведенной в Приложении 5.

Микроклиматические воздействия (ветровые, инсоляционные и др.), распространяются дальше вглубь выдела от границы с высоким структурным контрастом, нежели чем от границы с низким структурным контрастом [Ranney, Bruner, Levenson, 1981]. Аналогичным образом, негативное воздействие гнездового паразитизма Буроголового коровьего трупиала (*Molothrus ater*) на некоторые обитающие в лесах неотропические виды перелетных птиц сильнее проявляется на высококонтрастных лесных опушках

(например, между участками зрелого леса и лугами), поскольку буроголовые трупялы предпочитают кормиться в молодняках, а паразитируют на гнездах в средневозрастных и спелых лесах [Brittingham, Temple, 1983]. Кроме того, изоляция выдела может быть результатом контраста между выделом и его экологическим окружением. В частности, степень контраста между выделом и окружающим ландшафтом может влиять на характер расселения и выживаемость и, косвенно влиять на степень изоляции участка. Аналогичным образом, способность организма использовать ресурсы соседних выделов (как, например в процессе ландшафтного восполнения), зависит от характера и степени краевых эффектов [Dunning, Danielson, Pulliam, 1992]. Граница между выделами может функционировать как барьер для движения, как дифференцированно проницаемая мембрана, которая облегчает одни экологические потоки, но препятствует другим, или как полупроницаемая мембрана, которая частично препятствует потокам [Hansen, DiCatri, 2012; Wiens, 1992]. Контраст вдоль границы может влиять на ее функцию. Например, высококонтрастные границы могут препятствовать некоторым организмам искать дополнительные ресурсы в окружающих выделах. И наоборот, некоторые виды (например, виргинский филин *Bubo virginianus*), предпочитают соседство выделов с высоким контрастом, как в процессе ландшафтного восполнения [Dunning, Danielson, Pulliam, 1992].

Контраст границ можно определить различными способами, но он всегда отражает величину различий между выделами по одному или нескольким экологическим признакам в заданном масштабе [Kotliar, Wiens, 1990]. В большинстве случаев правомерно предполагать, что контрастность границ неоднородна. Зачастую для создания матрицы взаимной контрастности классов выделов не существует надежной эмпирической базы, однако обоснованное предположение, основанное на теоретическом понимании явления, однозначно лучше, чем предположение об одинаковости контрастности границ. Например, с точки зрения использования

местообитаний птицами, допустимо субъективно установить значения контрастности границ в зависимости от степени структурных и флористических различий между соседними выделами разных классов [Logan и др., 1985; Thomas, Maser, Rodiek, 1979].

В частности, в рамках разработки теории краевых воздействий установлено, что величина и расстояние краевого воздействия являются прямой функцией контраста структуры и состава между соседними выделами. Локальные факторы, такие как микроклимат, характеристики границы, параметры древостоя и биотические факторы, непосредственно влияют на контрастность выделов. Региональные факторы определяют контекст, в котором следует оценивать экологическую значимость краевого влияния [Harper и др., 2005]. В данном исследовании контрастность между формациями в целом соответствует дистанции краевого воздействия, нормированной от 0 до 1 в соответствии с требованиями программы Fragstats (Приложении 5).

### 3.3.5. Метрики изоляции и связанности

Изоляция показывает степень, в которой выделы пространственно изолированы друг от друга (табл. 7). Изоляция выделов среды обитания является критическим фактором в динамике пространственно структурированных популяций. Изоляция выделов играет решающую роль в островной теории биогеографии [MacArthur, Wilson, 1967] и теории метапопуляций [Hanski, Gilpin, 1991; Levins, 1970]. Изоляция выделов в метапопуляциях (измеряемая дистанцией между выделами) играет первостепенную роль в усилиях по сохранению исчезающих видов, таких, как например северная пятнистая неясыть (*Strix occidentalis caurina*) [Lamberson и др., 1992; McKelvey, Noon, Lamberson, 1993]. Разработаны математические модели динамики популяций и взаимодействия видов в пространственно разделенных популяциях, которые показывают, что на динамику местных

популяций растений и животных в пределах выдела влияет их близость к другим субпопуляциям того же или конкурирующего вида [Kareiva, 1990]. Изоляция выдела объясняет, почему во фрагментированных местообитаниях часто встречается меньше видов птиц, чем в соседних местообитаниях [Forman, Galli, Leck, 1976; Moore, Hooper, 1975].

Вследствие этого изоляция особенно важна в контексте утраты и фрагментации среды обитания. В частности, по мере утраты и фрагментации среды обитания остаточные выделы среды обитания становятся все более изолированными друг от друга в пространстве и времени. Одним из наиболее непосредственных последствий этого является нарушение маршрутов миграции и, как следствие, изоляция отдельных особей и местных популяций. По мере фрагментации среды обитания она разбивается на остатки, которые в той или иной степени изолированы. Поскольку выделы остаточных местообитаний относительно малы и, следовательно, на них обитает меньше особей, будет меньше локальных (в пределах выдела) возможностей для внутривидовых взаимодействий. Это может не представлять проблемы для отдельных особей (и сохранения популяции), если перемещение между участками в основном не затруднено промежуточными местообитаниями и поддерживается связь по ландшафту. Однако если миграция между выделами среды обитания значительно затруднена, то отдельные особи (и локальные популяции) в оставшихся выделах среды обитания могут стать функционально изолированными. Степень изоляции для любой территории с фрагментированными местообитаниями будет варьировать в зависимости от того, относительно какого вида рассматривается изоляция. Менее мобильные виды с ограниченными требованиями к среде обитания и ограниченной способностью преодолевать границы, вероятно, будут наиболее чувствительны к эффекту изоляции.

Местообитания могут стать функционально изолированными несколькими способами. Во-первых, граница выдела может выступать в роли

фильтра или барьера, который препятствует миграции [Wiens, 1992]. В ряде случаев это показано для мелких млекопитающих [Bendel, Gates, 1987; Yahner, Scott, 1988]. Потенциал миграции зависит от того, какой вид пересекает границу и от структуры граничного местообитания [Kremsater, Bunnell, 1999].

Во-вторых, расстояние от остаточных выделов среды обитания до других соседних выделов влияет на вероятность успешной миграции особей. Расстояние, на котором скорость миграции снижается, варьирует среди видов в зависимости от того, как они масштабируют окружающую среду. В целом, более крупные организмы могут преодолевать большие расстояния. Поэтому сельскохозяйственное поле шириной 100 м может быть абсолютным барьером для беспозвоночных, но при этом быть вполне преодолимым для птиц.

Наконец, состав и структура ландшафтной мозаики может определять проницаемость для перемещений вида (особи). С точки зрения теории островной биогеографии выделы среды обитания расположены в однородной среде, которая неблагоприятна как для выживания, так и для расселения. В этом случае предполагается, что среда не содержит значимой структуры, и изоляция зависит в основном от расстояния между благоприятными участками среды обитания. Однако, с точки зрения мозаичности ландшафта, выделы среды обитания ограничены другими выделами, которые могут быть более или менее гомогенными (в отличие от сильно контрастирующих - гетерогенных), а изолированность оценивается по степени, в которой движение затрудняется через различные выделы среды обитания в пределах ландшафта. Каждый выдел среды обитания может отличаться по своей "вязкости" или сопротивлению миграции, облегчая или препятствуя миграции.

Таблица 7. Формулы и характеристики метрик изоляции и связанности.

Метрика	Формула для вычисления	Диапазон
ENN Евклидова дистанция до ближайшего соседа Euclidean Nearest- Neighbor Distance	$ENN = h_{ij}$ <p><math>h_{ij}</math> = дистанция (м) от выдела <math>ij</math> до ближайшего выдела, принадлежащего к такому же классу, рассчитанная от границы до границы</p>	Метры $ENN > 0$
PROX близость Proximity	$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}}$ <p><math>a_{ijs}</math> = площадь (<math>m^2</math>) выдела <math>ijs</math> в пределах заданного буфера вокруг выдела <math>ij</math>, размер буфера установлен 500 м</p> <p><math>h_{ijs}</math> = дистанция (м) от выдела <math>ij</math> до ближайшего выдела, принадлежащего к такому же классу, рассчитанная от границы до границы</p>	None $PROX \geq 0$
SIMI сходство Similarity	$SIMI = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs} \cdot d_{ik}}{h_{ijs}^2}$ <p><math>a_{ijs}</math> = площадь (<math>m^2</math>) выдела <math>ijs</math> в пределах заданного буфера вокруг выдела <math>ij</math>, размер буфера установлен 500 м</p> <p><math>d_{ik}</math> = сходство между выделами классов <math>i</math> и <math>k</math> *</p> <p><math>h_{ijs}</math> = дистанция (м) от выдела <math>ij</math> до ближайшего выдела, принадлежащего к такому же классу, рассчитанная от границы до границы</p>	None $SIMI \geq 0$

\*сходство устанавливается с помощью пользовательской матрицы, приведенной в Приложении 6, полученной путем инвертирования матрицы контраста.

Степень, в которой совокупность выделов среды обитания облегчает или затрудняет миграцию, варьирует с точки зрения восприятия видами (особями). Независимо от того, каким образом выделы среды обитания стали изолированными, вследствие свойств их границ, расстояния между ними или вследствие свойств матрицы ландшафта, конечный результат один и тот же - меньшее количество индивидуальных перемещений между выделами среды обитания.

Исследование березовых древостоев в центральной Италии и классификация по степени фрагментации показали, что дистанция для наиболее фрагментированных выделов составляет 40.84–519.81 м, для выделов средней степени фрагментации составляет 23.46 – 39.46 м и для наименее фрагментированных дистанция составляет менее 7.46м [Frate и др., 2011]. Исследование пойменных широколиственных лесов в бассейне Дуная показало, что дистанция между выделами имеет слабоотрицательную достоверную корреляцию с числом индикаторных и характерных видов для сообществ смешанных дубово-ильмово-ясеневых пойменных лесов [Petrášová-Šibíková, Vacigál, Jarolímek, 2017]. Показано, что изоляция выделов это наиболее значимый фактор, влияющий на число видов в типичных полусухих лугах и число видов IUCN Red List на полусухих сенокосных лугах альпийского предгорья Штирии (Австрия) [Sengl и др., 2016].

Для лесов Монтреги (Квебек) показана заметная (квадратическая) связь метрики близости (к границе леса) и суммы площадей сечений стволов деревьев, при этом линейная отрицательная связь с видовым богатством числом видов на единицу площади [Ziter, Bennett, Gonzalez, 2014].

Видовое богатство флоры сильно зависит от индексов сходства и близости выделов. Эта связь может быть объяснена различными типами воздействия на лес. Когда лес вырубается по схеме подсечно-огневого земледелия, вырубленные выделы остаются перемешанными с выделами леса, соответственно вырубленный выдел будет эквивалентен большому разрыву

между деревьями. Однако, когда лес вырубается для трансформирования землепользования (например, под сельское хозяйство или под пастбища), большинство расчищенных участков остаются изолированными от ненарушенного леса. Эти расчищенные выделы находятся вне диапазона рассеивания видов и здесь наблюдается низкая плотность семенного дождя [Alvarez-Buylla, Garcia-Barrios, 1991].

Большее расстояние между выделом и его соседями говорит о том, что выдел более изолирован. Напротив, при увеличении значений индексов близости и сходства могут быть найдены конфигурации, в которых выделы образуют кластеры из похожих фрагментов или выделы с меньшим контрастом между ними. Это будет указывать на то, что изучаемый выдел менее изолирован, а ландшафт менее фрагментирован [McGarigal, 1995]. Фрагментированные ландшафты и изолированные выделы заняты сообществами с меньшим видовым богатством [Hernandez-Stefanoni, 2005].

### **3.4. Математические и статистические методы анализа**

Анализ связи метрик фрагментации и геоботанических параметров выполнен методом корреляционного анализа в программе Statistica. Корреляционный метод является наиболее простым инструментом для выявления наличия, знака и степени линейной связи попарно между наборами континуальных переменных. Исследуемые переменные гетерогенны, имеют различные распределения, в основном отличные от нормального, в этой связи использована ранговая корреляция Спирмена [Пузаченко, 2004]. Детально рассмотрены наиболее значимые корреляции (уровень значимости  $p < 0.005$ ) и экспертно описан их физический смысл. Анализ связи метрик фрагментации с принадлежностью к формациям выполнен методом дисперсионного анализа в программе Statistica [Пузаченко, 2004]. Построены диаграммы типа «ящик с усами» и экспертно описан их физический смысл.

Для удаления корреляции между переменными (15 метрик фрагментации) использован наиболее простой способ – пошаговое выявление наиболее скоррелированных пар переменных и удаление из них той, которая имеет наибольшую по модулю среднюю корреляцию с остальными переменными [Wagner, Shimshak, 2007]. Шаги выполняются до тех пор, пока не достигается максимальное значение парной корреляции 0.7. В практике используются различные пороги парной корреляции, например 0.5 или 0.8. используемый порог 0.7 является умеренным критерием [Franke, 2010].

### **3.5.Использование метрик фрагментации для проектирования экологического каркаса территории**

В рамках данного исследования проводится попытка использования анализа фрагментации наземных лесных экосистем с целью выявления участков, наиболее подходящих для роли экологических ядер, коридоров и буферных зон с выявлением наименее фрагментированных участков леса (выделов) и их классификацией по характерным типам фрагментации. Еще один немаловажный аспект – это учет типологического разнообразия лесов на уровне формаций. Предлагаемая методика не претендует на полный охват всех нормативных и землепользовательских ограничений в силу их ограниченной ведомственной доступности. Однако отчасти такие факторы учтены косвенно путем отделения нелесных земель и жилого фонда, инфраструктуры, сельхозугодий в их составе. Иные неучтенные ограничивающие факторы могут быть достаточно просто интегрированы методами картографии и пространственного анализа.

#### **3.5.1. Апробация использования метрик для выявления элементов экологической сети лесного покрова.**

Для выявления выделов, устойчиво различающихся между собой по характеру фрагментации, использован метод классификации к-средних. Для корректности классификации удалены метрики, наиболее скоррелированные с

остальными с использованием порога парной корреляции 0.7. При классификации значения метрик стандартизованы в соответствии с общепринятой практикой. Выполнен ряд классификаций с варьированием числа классов от 2 до 20 и выбран наилучший вариант классификации по двум параметрам – F-критерий и p – уровень значимости. Полученные классы отражают характерные типы фрагментации лесных выделов. С помощью дисперсионного анализа классы охарактеризованы по собственным значениями метрик. Кроме того, выполнен экспертный анализ классов на основе их картографического распределения в пространстве и каждому классу присвоена его потенциальная роль в экологическом каркасе.

На основе полученных результатов установлена необходимость дополнительного поиска потенциальных коридоров экологического каркаса. Использован широко распространенный метод анализа весового расстояния (cost distance analysis) [Ye, Yang, Xu, 2020].

Предлагаемый метод в качестве апробации применяется к выделам формаций лесного покрова и имеет в большей степени исследовательский характер, нежели практический. При практическом применении могут быть выбраны различные объекты для моделирования экологического каркаса (например, отдельные ООПТ или ареалы обитания видов) и различные техники выявления элементов экологического каркаса (классификация, ранжирование и др.). В данном случае продемонстрирован наиболее обобщенный подход.

### **3.5.2. Моделирование экологических коридоров**

Дополнительно для моделирования экологических коридоров использован широко распространенный метод анализа весового расстояния [Ye, Yang, Xu, 2020]. Суть метода заключается в том, что предполагаемые ядра экологической сети совмещаются с весовым растром и алгоритм итерационным путем подбирает расстояние между каждой парой соседних

ядер на основе как линейной дистанции, так и через территории, характеризующиеся наименьшим сопротивлением среды (наименьшим весом). Успешность метода весовых дистанций во многом определяется параметрами, которые заложены в растр издержек. С его помощью можно учитывать пригодность местообитаний, сложность рельефа, удаленность от населенных пунктов и любые другие факторы, которые можно формализовать в виде растрового слоя или их сочетания. В нашем случае используется степень фрагментации. Полученные классы ранжируются от наименее к наиболее фрагментированным. Вес рассчитывается на основе экспоненциальной функции порядкового номера по шкале фрагментации (обратной к натуральному логарифму) вида:

$$y = e^a$$

где  $y$  – искомый вес выдела на основе фрагментации,  $e$  – основание натурального логарифма,  $a$  – порядковый номер на шкале фрагментации.

## ГЛАВА 4. РЕЗУЛЬТАТЫ

### 4.1. Типологическая классификация и пространственное картографирование формаций

В результате типологической классификации лесных сообществ выделено 11 формаций, различающихся по составу и обилию видов древесного и подчиненных ярусов (табл. 8).

*Таблица 8. Список формаций, полученных в ходе типологической классификации*

Номер	Сокр. назв.	Название формации
		Хвойные
1	Е	Ельники с березой, осиной, сосной, местами с дубом и липой
2	Е-М	Елово-мелколиственные леса
3	С-Е	Сосново-еловые леса
4	С	Сосняки с елью и березой, местами с липой и дубом и лещиной
		Широколиственные
5	Д	Дубняки с липой, елью и березой
6	Л	Липняки с дубом, местами с елью и березой
7	Ш-Е	Широколиственно-еловые
		Мелколиственные
8	Б	Березово-осиновые с елью и осиной, местами с дубом и липой
9	О	Осинники с елью и дубом
10	Олс	Сероольшатники
11	Олч	Черноольшатники

Использованные объемы обучающей и тестовой выборок и полученные сходимости формаций приведены в Приложении 3. Общая сходимость по

формациям составила 67%. Как видно из Приложения 3, наиболее низкие сходимости - у Елово-мелколиственной и сероольховой формаций. Елово-мелколиственная хуже всего отделяется от еловой, а сероольховая от еловой, сосново-еловой и сосновой формаций. На рис. 6 представлена карта и легенда распределения типологических единиц в ранге формаций.

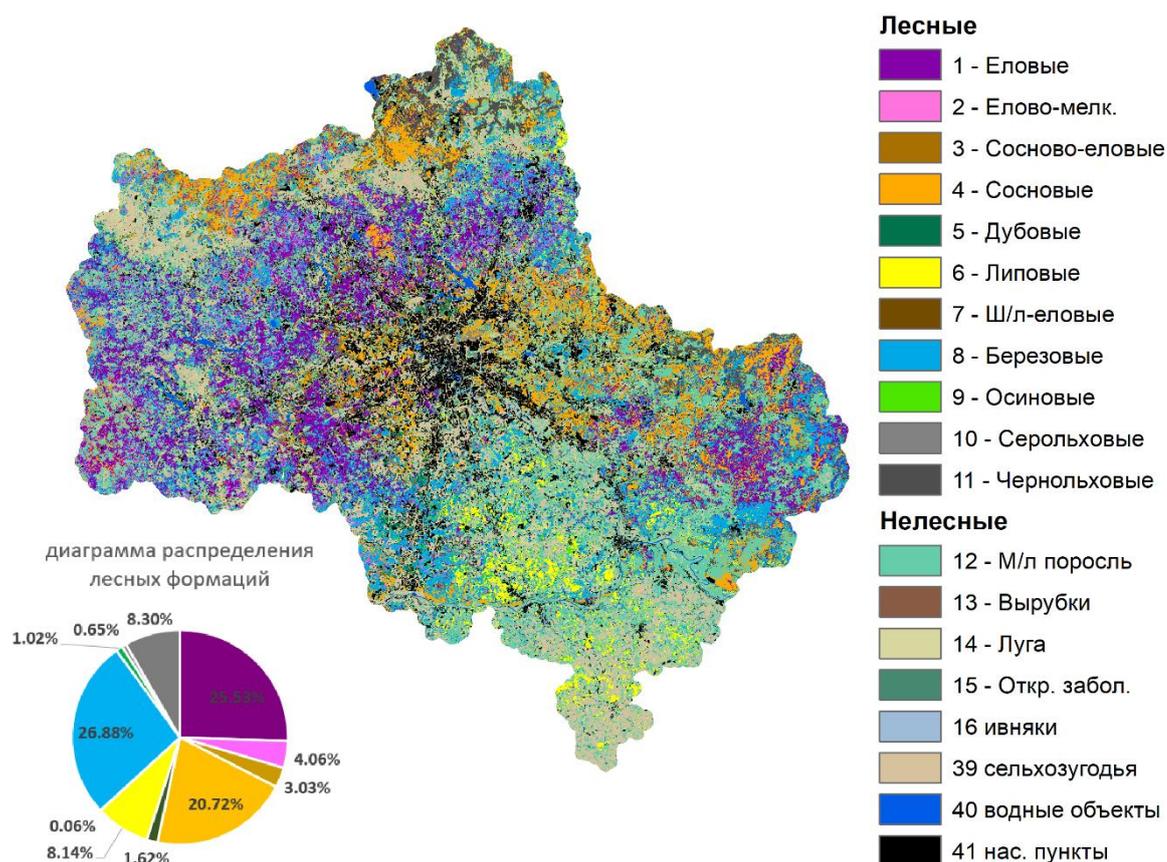


Рисунок 6. Карта и легенда распределения типологических единиц в ранге формаций.

Максимальная площадь – под березовыми и еловыми лесами – 27% и 26% соответственно. 21% площади принадлежит сосновым лесам. Среди хвойных лесов нередко встречаются культуры, посаженные 60-100 лет назад/ Широколиственным породам принадлежит 9.8 % площади (дубовые леса занимают 1.62 %, липовые – 8.14 %, елово-широколиственные – 0.06 %). Вторичные осиновые леса представлены на 1 % площади. Сероольховые и черноольховые леса занимают 0.65% и 8.3% соответственно.

## Особенности пространственного рисунка лесного покрова при различных типах фрагментации

Полученная карта типологического разнообразия Московской области в ранге лесных формаций использована для расчета 14 метрик фрагментации. Метрики рассчитывались индивидуально для каждого выдела, при этом в повыведельной базе данных сохранялась принадлежность к формации и дополнительно были внесены переменные, содержащие значения рассчитанных метрик. В общей сложности количество выделов составляет 147630. Несмотря на то, что площадь выделов варьирует от 1 до 22652 га, межквартильный размах от 2.16 до 7.56 га, а медиана 3.6 га (рис. 7, табл. 9).

Таблица 9. Описательные статистики площадей выделов.

Число выделов	Среднее	Медиана	Ст. отклонение
147630	15.88	3.6	171.1
Минимум	Максимум	Нижний квартиль	Верхний квартиль
1.44	22652	2.16	7.56

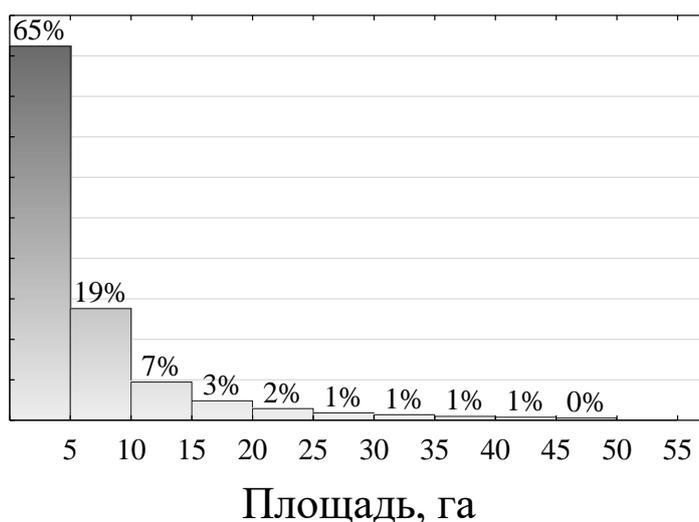


Рисунок 7. Гистограмма распределения площадей выделов.

Значения метрик выделов проанализированы на предмет характерных особенностей при различных значениях диапазона каждой метрики, проведена

визуализация выделов с типичными значениями метрик и качественное сравнение. Дополнительно проанализировано наличие ООПТ внутри или вблизи выдела.

#### **4.1.1. Взаимосвязь размера и конфигурации выделов и их соотношение с охранным статусом**

На рис. 8а изображен выдел еловых лесов с максимальной площадью 22652 га на границе Егорьевского и Шатурского городских округов на СВ от Шалаховского вдхр. Юго-западный участок выдела занят государственным природным заказником «Цна», а север выдела – заказниками Большегридинский и Долина реки Поли. Центральная часть выдела охранного статуса не имеет. Кроме площади, у данного выдела максимальная площадь ядра 19002 га, максимальный периметр 1962 км, второе место по значению метрик радиуса охвата (8669 м), фрактальной размерности (1.3622), сложности формы (32.6), третье место по числу экологических ядер - 128 шт. На рис. 8б представлен выдел сосновых лесов, максимальный по радиусу охвата (10209 м). Выдел расположен на севере Богородского г.о. и частично в Щелковском г.о. Небольшие участки выдела на севере заняты заказниками Черноголовский, болота Душоновские и Гумениха. Одновременно этот выдел является первым по метрикам сложности формы и фрактальной размерности (38.3 и 1.378 соответственно) вторым по периметру (1827 км), третьим по площади ядра (14738 га), четвертым по площади (16372 га) и числу ядер (119). Эти выделы можно признать наименее фрагментированными по метрикам размера и конфигурации, и одновременно отметить взаимную скоррелированность этих метрик по крайней мере для больших выделов.

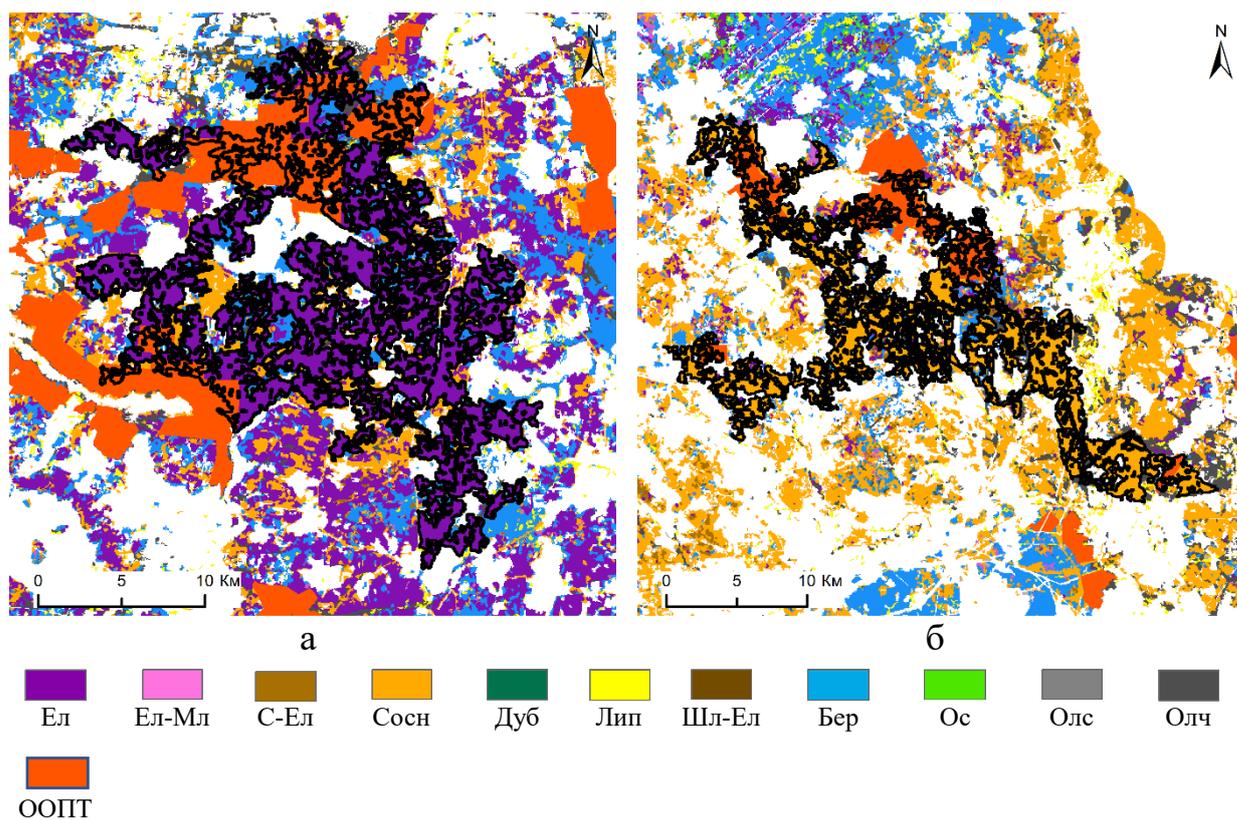


Рисунок 8. а - выдел еловых лесов с максимальной площадью 22652 га на границе Егорьевского и Шатурского городских округов, б - выдел сосновых лесов, максимальный по радиусу охвата (10209 м). Зеленым обозначены ООПТ.

На рис. 9а представлен выдел черноольховых лесов с максимальным значением метрики отношения периметра к площади 606.07. Площадь выдела 3.96 га. Выдел расположен в Богородском г.о. ООПТ рядом отсутствуют. Выдел изображенный на рис. 9б также имеет высокую метрику площадь/периметр, относится к дубовой формации, расположен на востоке Чеховского г.о. Это также выдел небольшой площади (10.8 га), имеет сложную (дисперсную, сетчатую) конфигурацию. Большинство выделов с высоким значением метрики площадь/периметр имеют маленькую площадь и сложную конфигурацию.

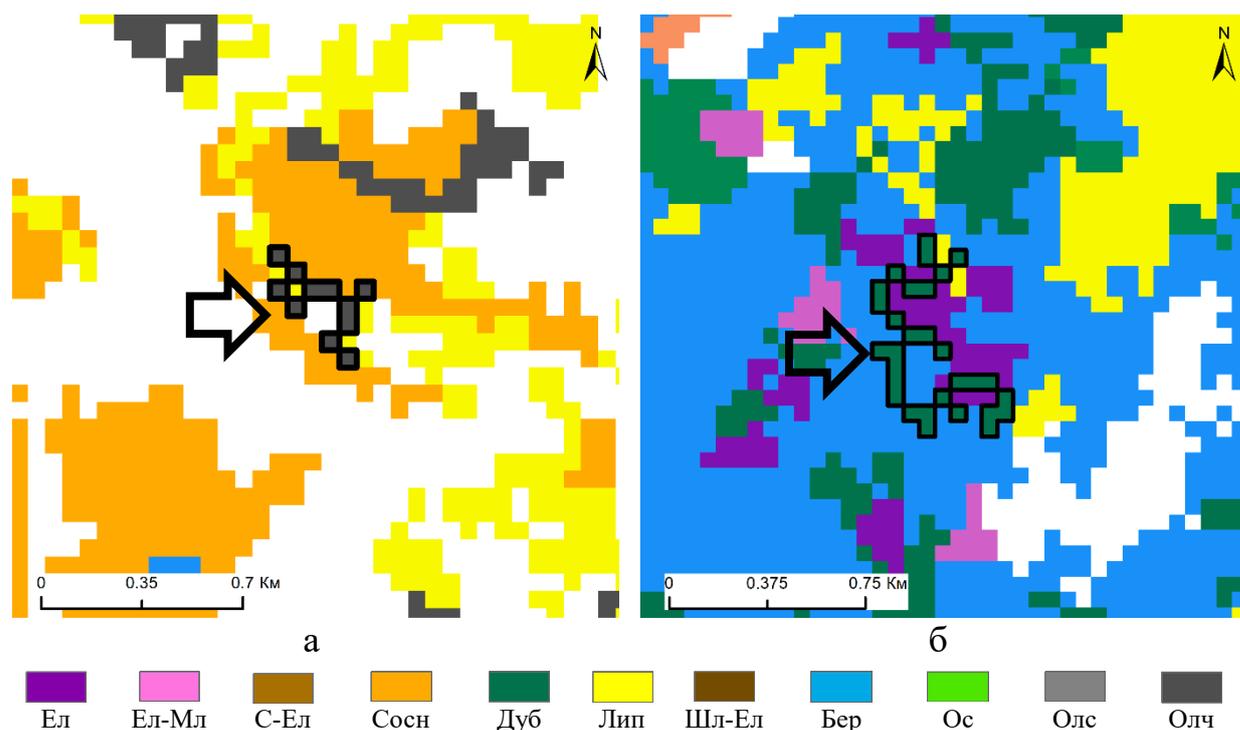


Рисунок 9. а - выдел черноольховых лесов (показан стрелкой) с высоким значением метрики отношения периметра к площади 606.07, б – дубовый выдел (показан стрелкой) с высоким значением метрики периметр/площадь 620.1.

На рис. 10а изображен выдел березового леса, занимающий в регионе первое место по количеству экологических ядер (195). Выдел расположен в Серпуховском г.о. Южная часть выдела входит в Приокско-Террасный заповедник. Выдел занимает второе место по площади (18323 га), третье место по периметру, фрактальной размерности и метрике сложности формы (1572 км, 1.35 и 32.7 соответственно), четвертое место по радиусу охвата и площади ядра (7322 м и 14098 га соответственно). Выдел елового леса, изображенный на рис. 10б, расположен на границе Одинцовского, Истринского и Рузского районов. Он является четвертым по метрике сложности формы и пятым по фрактальной размерности (27.0 и 1.352) после вышеперечисленных наименее фрагментированных выделов. Его отличительная особенность - значительная протяженность с ЮЗ на СВ – 31 км. Внутри выдела (восточная часть) расположена большая часть природного резервата «Лесные массивы р. Дубешня», в западной части к нему прилегает заказник «оз. Глубокое». При

этом выдел занимает четвертое место по периметру (1267 км), пятое место по площади, ядру и числу ядер (13713 га, 11646 га и 112 ядер соответственно).

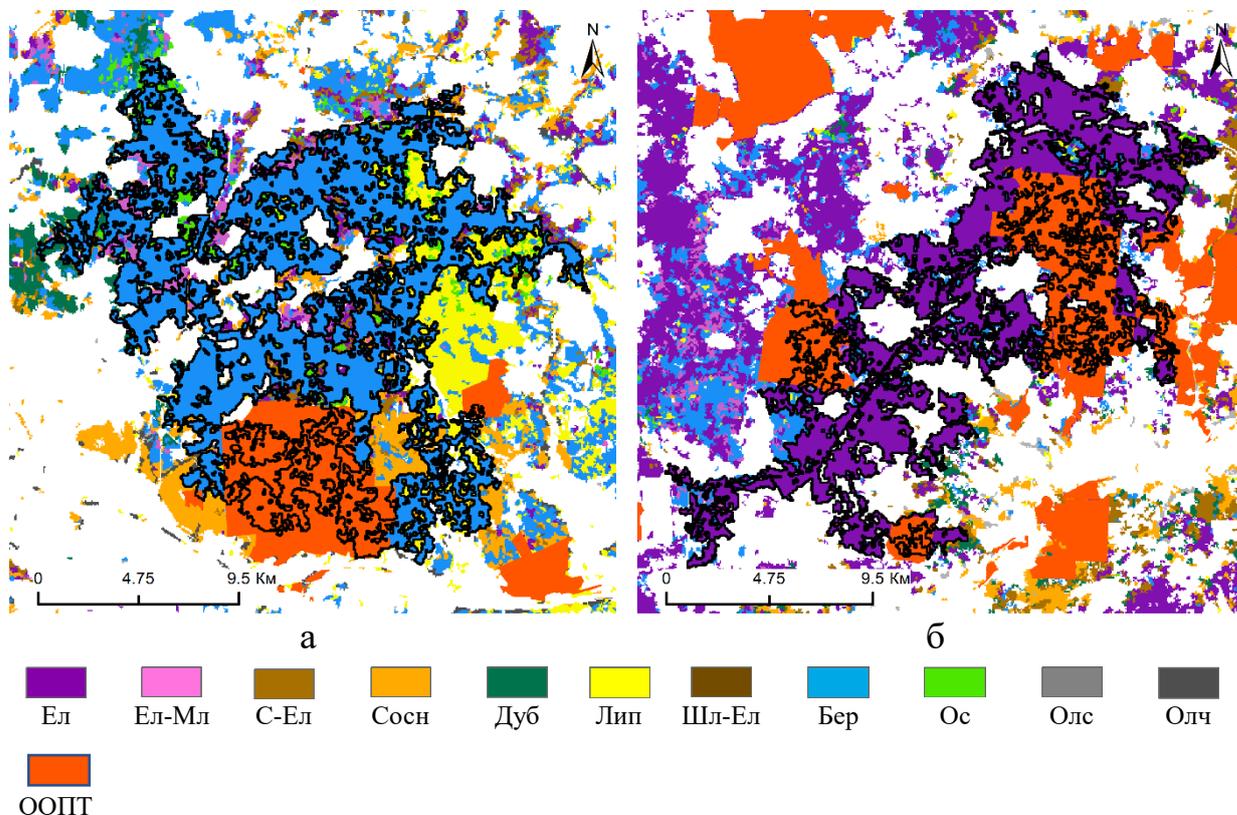


Рисунок 10. а - выдел березового леса, занимающий третье место по метрике сложности формы, б - выдел елового леса, занимающий четвертое место по метрикам формы и фрактальной размерности. Зеленой линией с пунктиром обозначены ООПТ.

#### 4.1.2. Природные и антропогенные факторы конфигурации выделов

Выдел сосновых лесов с наибольшей метрикой описанной окружности (0.96) продемонстрирован на рис. 11а. Он имеет протяженность 5.1 км с запада на восток и расположен в центральной части Сергиево-посадского г.о. Непосредственно на снимках высокого разрешения он не идентифицируется, однако в картографических материалах OpenStreetMap [Haklay, Weber, 2008] есть старая дорога, полностью ему соответствующая и пролегающая от сельхозугодий к населенному пункту через лесной массив. Для сравнения приведен выдел соснового леса из нижнего 1% перцентиля по метрике описанной окружности с максимальной площадью 190 га (рис. 11б). Значение описанной окружности при этом составляет 0.35. Выдел расположен в СВ

части Можайского г.о. и непосредственно примыкает к заказнику «Тесовский лес» с севера. Ровная и округлая конфигурация выдела объясняется границей с поселками и дорогой с одной стороны и извилиной Москвы-реки, с другой. Следовательно, метрика описанной окружности может подчеркивать те или иные результаты антропогенного воздействия, особенно связанные с заметно вытянутыми формами выделов.

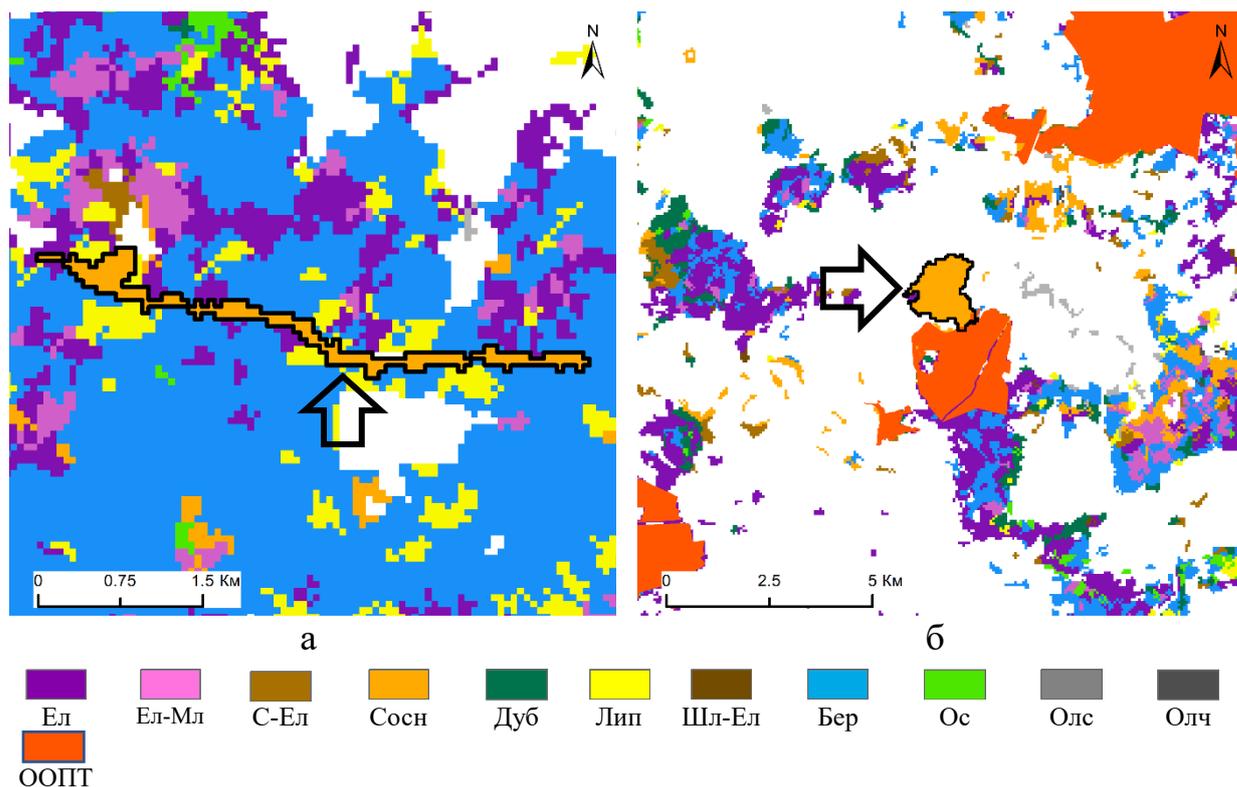


Рисунок 11. а - выдел сосновых лесов (показан стрелкой) с наибольшей метрикой описанной окружности (0.96), б - выдел соснового леса (показан стрелкой) из нижнего 1% процентилия по метрике описанной окружности с максимальной площадью 190 га.

Приведенный на рис. 12а выдел соснового леса, имеющий максимальную метрику смежности (0.94) расположен в Талдомском г.о. в пределах заказника «Журавлиная родина» и сформирован в пределах крупного осушенного и вырубленного торфяника, однако непосредственно сам выдел осушен, но не вырублен. Расположенные рядом черноольховые выделы лесов также имеют высокие метрики смежности. Выделы с наименьшими значениями метрики смежности одновременно имеют высокие значения метрики периметр/площадь (рис. 9б). Примером выдела с максимальной

долей ядра может служить выдел елово-мелколиственного леса, расположенный в окружении преимущественно еловых и отчасти сосновых лесов (рис. 12б). Примыкающие хвойные выделы почти полностью гомогенны елово-мелколиственному и не формируют опушек и краевых эффектов на его границе.

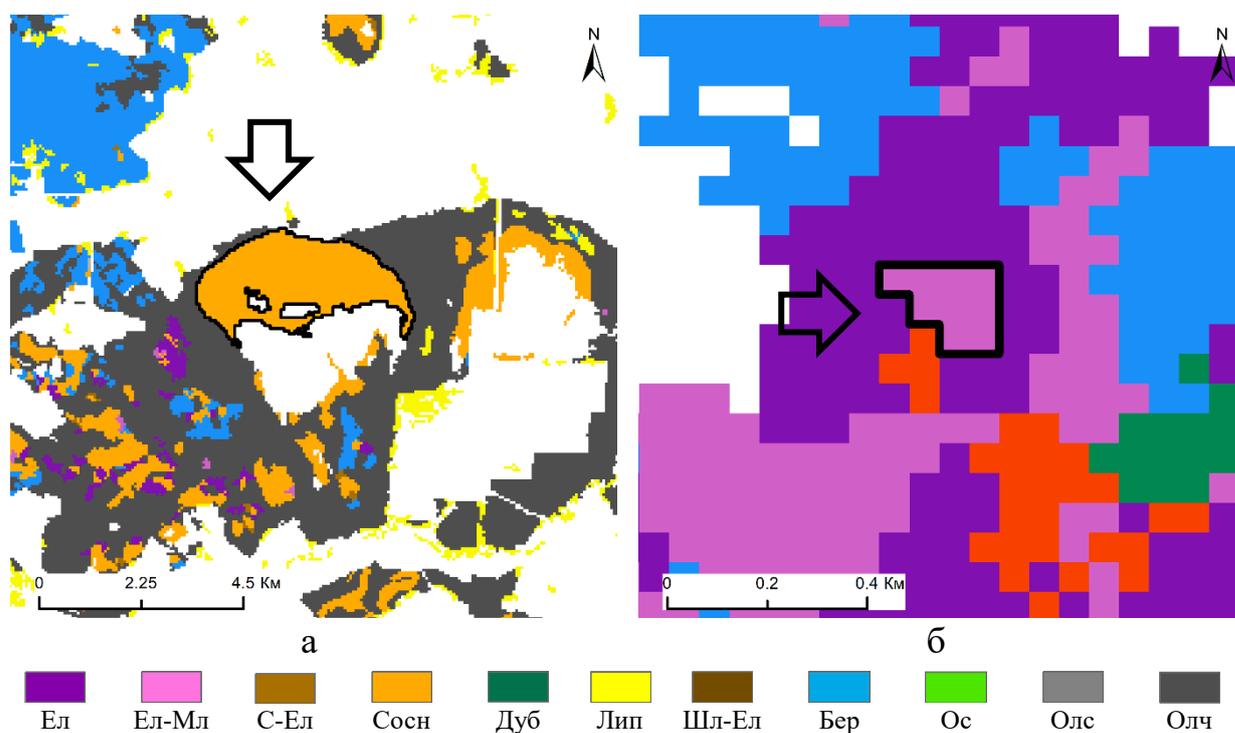


Рисунок 12. а - выдел соснового леса (показан стрелкой), имеющий максимальную метрику смежности (0.94), б – елово-мелколиственный выдел (показан стрелкой) с максимальной долей ядра (контуром показана граница выдела).

#### 4.1.3. Проявление островных и краевых эффектов в пространственной структуре лесного покрова

Выдел елового леса, приведенный на рис. 13а, имеет максимальную метрику близости (17388). Это обусловлено тем, что в его непосредственном окружении, расположены другие крупные выделы елового леса (в частности, с площадями 22652 га, 2165 га, 2117 га). При этом площадь самого выдела может быть невелика (178 га в данном случае). Выделы с высокими значениями метрики близости можно признать слабофрагментированными, а метрика близости показывает обеспеченность крупными массивами

гомогенной формации в непосредственном окружении. Напротив, выдел березового леса (рис. 13б), расположенный на севере Коломенского г.о., имеет метрику близости равной нулю. Он окружен сельхозугодьями и ближайшие другие березовые выделы расположены на удалении более 1.5 км, их площади невелики (24-41 га). Метрика близости может быть использована для выявления «островных» выделов, утративших функциональную связь с другими гомогенными выделами, уязвимыми и испытывающими снижение типологического разнообразия.

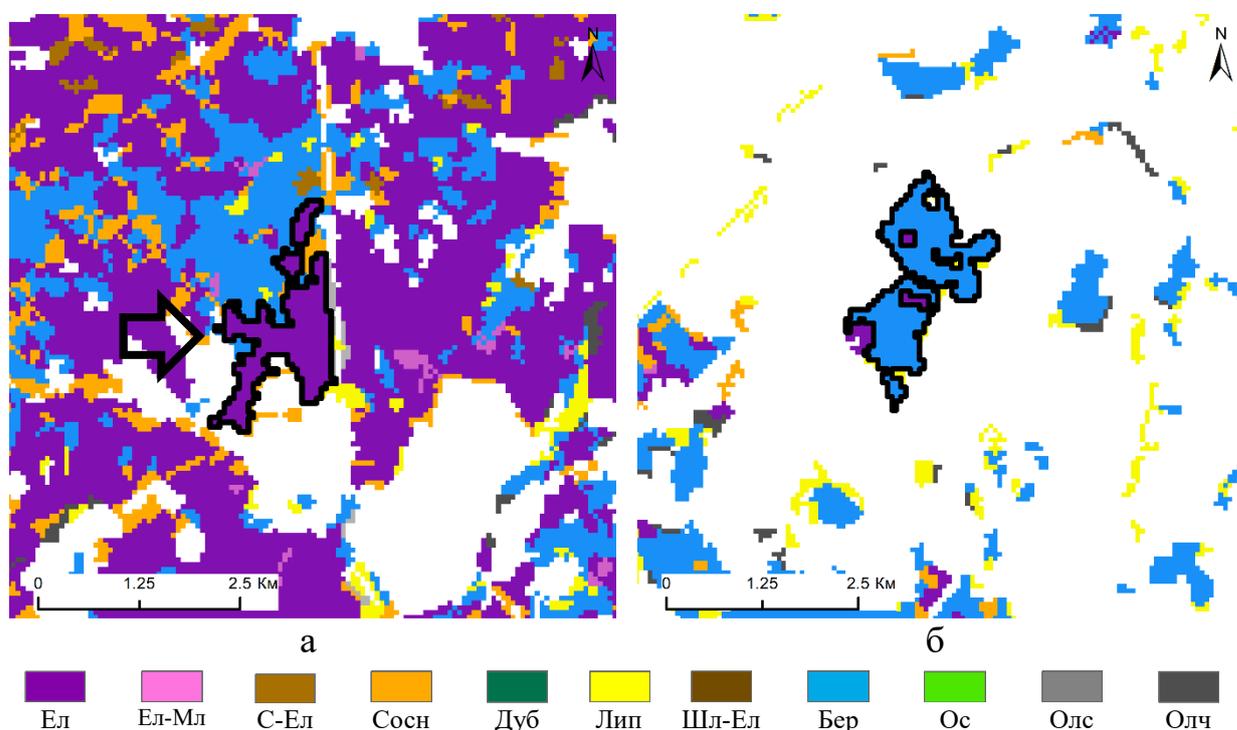


Рисунок 13. а- Выдел елового леса (показан стрелкой) с максимальной метрикой близости (17388), б- выдел березового леса, имеющий метрику близости равной нулю.

Изображенный на рис. 14а выдел соснового леса в Шатурском г.о. имеет максимальную метрику сходства (63142) - в его ближайшем окружении расположены не только крупные массивы гомогенных сосновых лесов, но и сходные по формационному составу хвойные (еловые, елово-мелколиственные, сосново-еловые). В частности, рядом расположены два выдела елового леса площадью 22652 га и 2165 га. А изображенный на рис. 14б выдел липового леса имеет метрику сходства равную нулю, он

значительно отдален от других лиственных лесов и выделы этих лесов малы по площади), т.е. окружен наиболее гетерогенной (чужеродной) средой.

Высокие значения метрик близости и сходства подчеркивают близость к крупным гомогенным или типологически сходным выделам площадью от нескольких тысяч до нескольких десятков тысяч га и тем самым могут служить инструментом разработки относительно небольших связывающих экологических коридоров. Такие коридоры могут являться наиболее простым способом снижения общей фрагментированности. А выделы с низкими значениями этих метрик индицируют наиболее уязвимые «островные» выделы, нуждающиеся в более серьезных и затратных мерах по их сохранению.

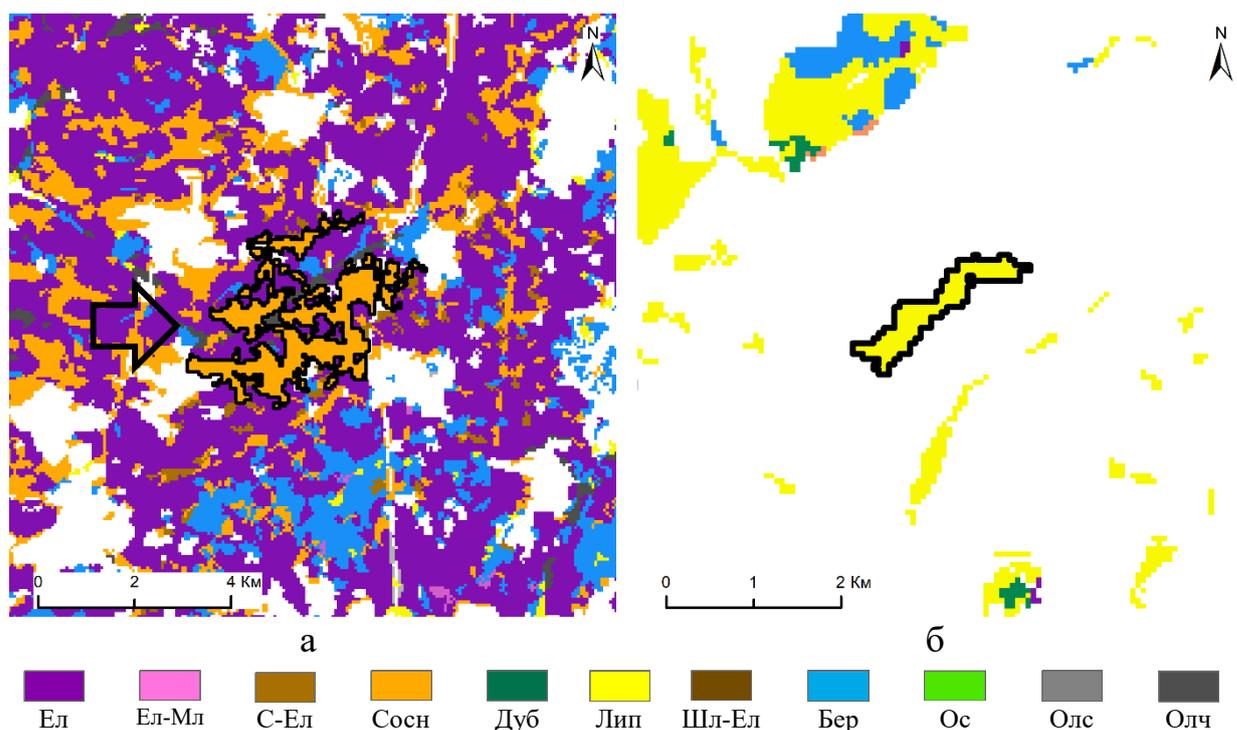


Рисунок 14. а - выдел соснового леса (показан стрелкой) в Шатурском г.о. с максимальной метрикой сходства (63142), б - выдел липового леса с нулевой метрикой сходства.

На рис. 15а изображен выдел березового леса с минимальной метрикой дистанции (120 м). Хорошо видно, что ближайшие выделы березовых лесов на близком расстоянии, их площади невелики и для расчета дистанции они не имеют значения. На рис. 15б – выдел елово-мелколиственного леса в

Луховицком г.о. с максимальной метрикой дистанции – 24345 м до ближайшего гомогенного выдела (независимо от его площади). Метрика дистанции может быть использована для идентификации выделов остаточных от вероятно ранее более крупных лесных массивов, в настоящий момент сильно уязвимых.

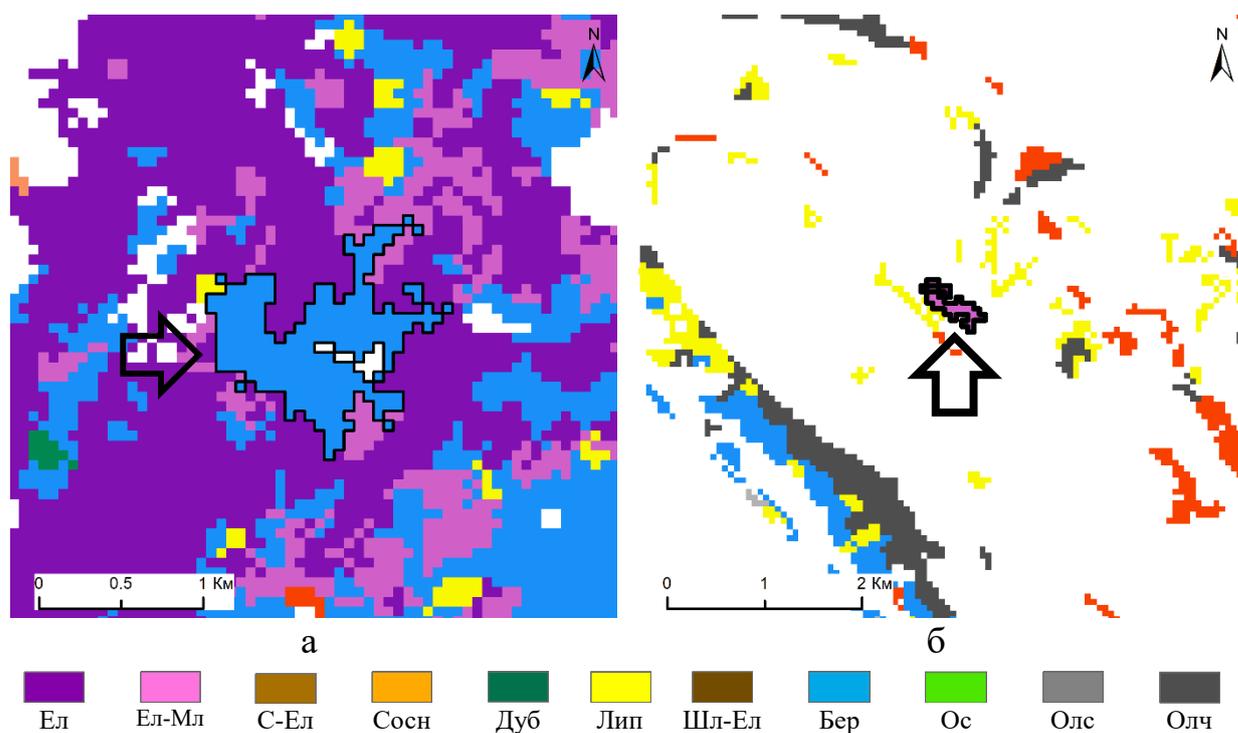


Рисунок 15. а - выдел березового леса (показан стрелкой) с минимальной метрикой дистанции 120 м, б - выдел елово-мелколиственного леса (показан стрелкой) с максимальной метрикой дистанции – 24345 м.

На рис. 16а изображен выдел елово-мелколиственного леса в Одинцовском г.о. с минимальной контрастностью (10). Выдел окружен еловыми лесами, который формируют наименее контрастную среду. На рис. 16б изображен выдел липового леса в Сергиево-посадском г.о., окруженный черноольховыми лесами, максимальными по контрастности. Значение метрики контрастности для этого выдела 40. Контрастность подчеркивает аспекты фрагментации, связанные как с формированием краевых эффектов, так и с формированием уязвимых остаточных лесных массивов, не имеющих потенциала к разрастанию и увеличению площади.

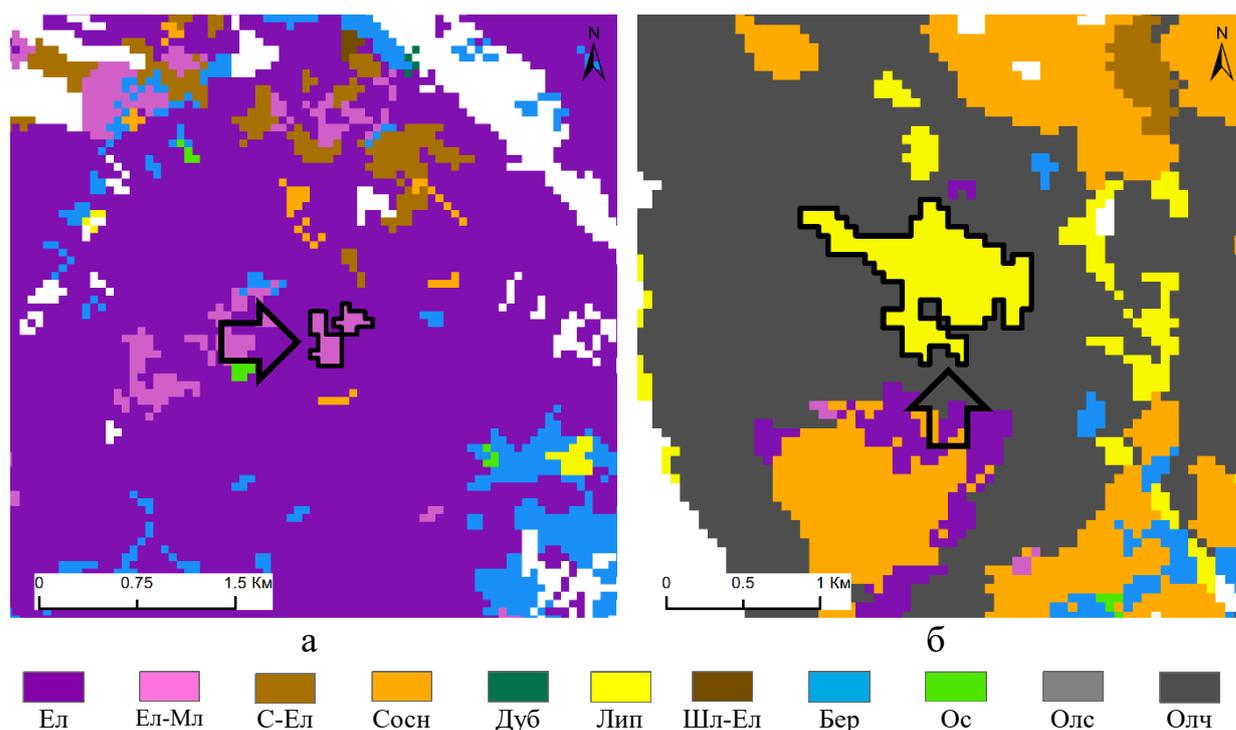


Рисунок 16. а - выдел елово-мелколиственного леса (показан стрелкой) в с минимальной контрастностью (10), б - выдел липового леса (показан стрелкой) с максимальной контрастностью (40).

#### 4.2. Взаимосвязь метрик фрагментации и геоботанических параметров, измеренных в поле

Метрики фрагментации, рассчитанные индивидуально для каждого из 147630 выделов, совмещены с 1695 геоботаническими описаниями. Значения метрик и геоботанические параметры, определенные в поле и рассчитанные камерально, проанализированы на предмет силы и значимости их попарной корреляции Спирмена в пределах 4 групп геоботанических параметров: общие лесохозяйственные и биотопические характеристики выдела, индексы видовой выровненности и уникальности, видовое богатство и представленность эколого-фитоценологических групп.

##### 4.2.1. Особенности пространственной структуры выделов и их лесохозяйственных и биотопических характеристик

Результаты анализа связи метрик фрагментации и геоботанических параметров приведены в табл. 10 и на рис. 17, 18.

Индекс трофотоп демонстрирует положительную связь с контрастностью границ (рис. 17). Кроме того, трофотоп имеет обратную связь долей ядра и с близостью. Более трофные выделы имеют меньшую долю ядра (здесь прослеживается связь с контрастностью) и значительно удалены от крупных гомогенных выделов той же формации. Индикаторные свойства метрик доли ядра и контрастности подчеркивают, что высокотрофные местообитания скорее характеризуются редкостью, небольшим размером и размещены в пространстве, будучи окруженными низкотрофными местообитаниями. Такими могут быть, например, зоны разгрузки минерализованных грунтовых вод или участки, где дочетвертичные известняки или юрские глины выходят на поверхность. Такие участки представляют из себя острова на низко- и среднетрофных моренных и водноледниковых равнинах.

Кроме того, для индекса трофотоп наблюдается некоторая нелинейность связи, выраженная в отклонении 5го (максимального) трофотоп от общей закономерности. При проверке точек подавляющее большинство отклонений принадлежит к формации черноольховых лесов, расположенных в залесенных поймах небольших рек или торфяниках. Вероятно, леса черноольховые и/или леса высокотрофные и гидроморфные, развиваясь под доминирующим воздействием одного ландшафтного фактора (высокий уровень и минерализация грунтовых вод), проявляют иные менее выраженные взаимоотношения с пространственной структурой.

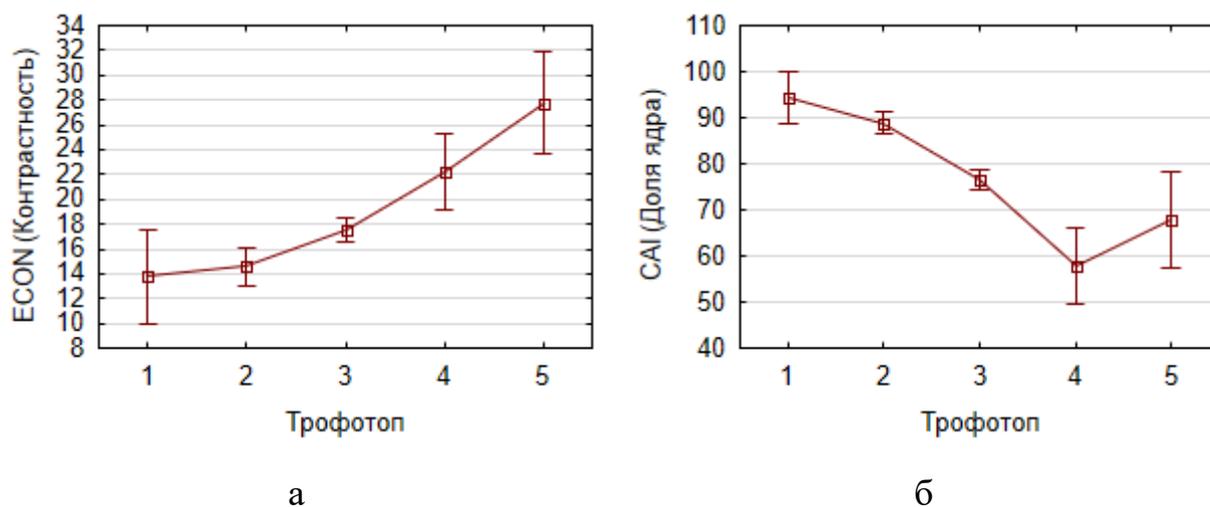


Рисунок 17. Графики средних значений и стандартных ошибок метрик по биотопическим характеристикам выдела: а) трофотоп и контрастность, б) трофотоп и индекс доли ядра.

Для проективного покрытия яруса D наблюдается положительная связь с долей экологического ядра и сходством (рис. 18). Это может означать что моховый покров, как относительно медленно растущий и развивающийся элемент сообщества и уязвимый вследствие этого – закономерно лучше развит в крупных лесных массивах, вдобавок окруженных крупными выделами сходных формаций. Такие массивы могут одновременно быть и старовозрастными и характеризоваться затрудненностью проникновения антропогенной инфраструктуры внутрь в экологическое ядро.

Проективное покрытие (сомкнутость) и высота первого яруса связаны со многими метриками фрагментации, наиболее выразительная связь с контрастностью границ (отрицательная), сложностью формы и индексом ядра (положительная). Диаметр первого яруса также имеет отрицательную связь с контрастностью границ. Вероятно, высокобонитетные выделы чаще примыкают к другим высокобонитетным выделам близких формаций. Соответственно чаще встречаются высокобонитетные крупные (малонарушенные, труднодоступные и/или охраняемые) массивы выделов и, наоборот, реже можно встретить небольшие высокобонитетные (вероятно, старовозрастные) выделы, изолированные среди вырубок, мелколесий или в

целом гетерогенной среды. Низкая метрика контрастности может использоваться для выявления ценных старовозрастных высокобонитетных древостоев.

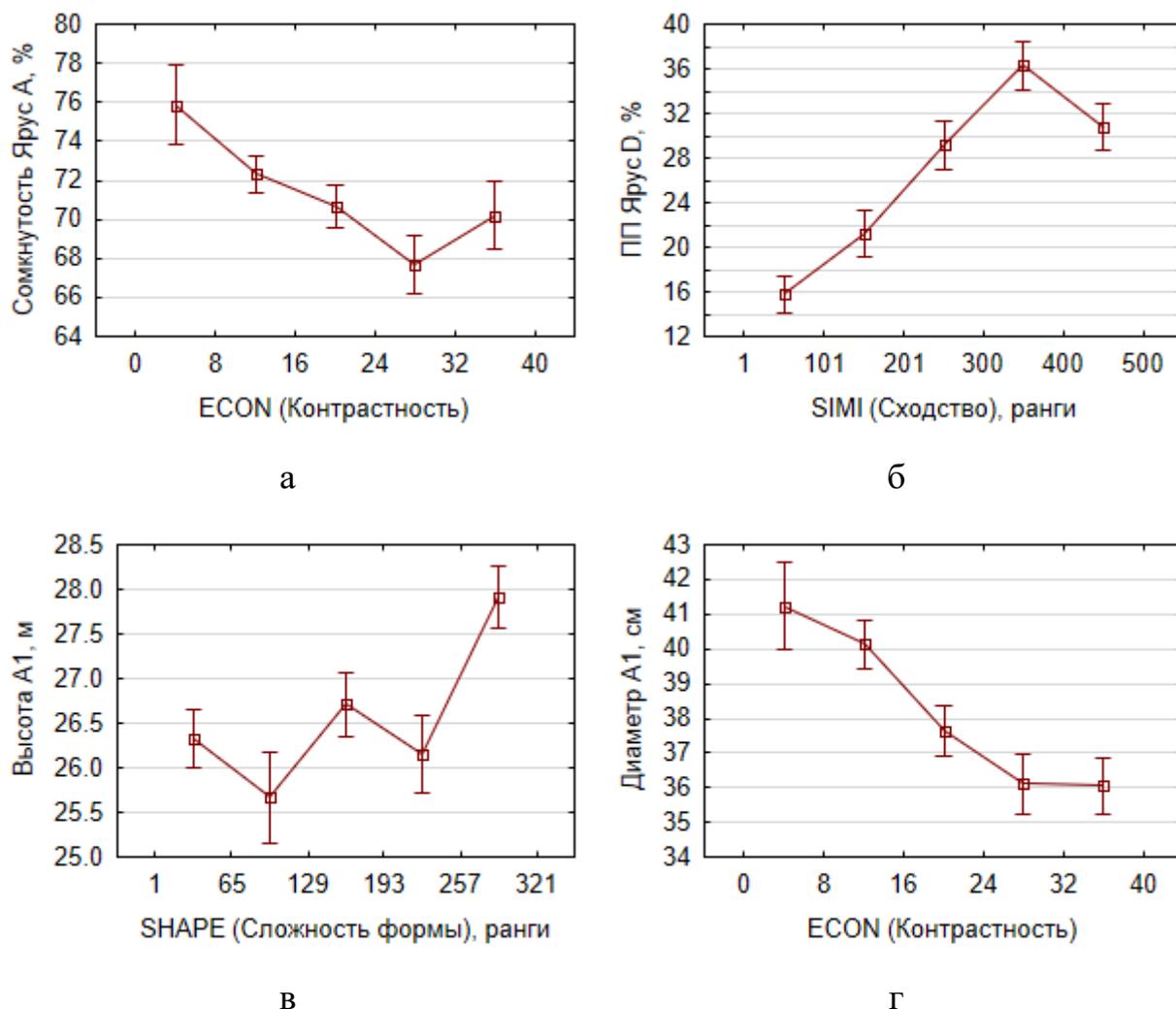


Рисунок 18. Графики средних значений и стандартных ошибок биотопических характеристик выдела по метрикам: а) проективное покрытие яруса А и контрастность, б) проективное покрытие яруса D и сходство, в) высота яруса А1 и форма, г) диаметр яруса А1 и контрастность.

Для низких значений проективного покрытия, диаметра и высоты первого яруса также наблюдается нелинейное отклонение от общей закономерности взаимосвязи с метриками пространственной структуры. При ближайшем рассмотрении соответствующих точек описаний установлено, что в большинстве случаев они принадлежат сосновым и березовым лесам гидроморфным на окраинах верховых болот. Меньшая часть точек – это

вырубки, зарастающие осиной или березой. Можно отметить, что редколесья и мелколесья часто оказываются окружены менее контрастной средой. Например, это сфагновые сосняки в окружении относительно более дренированных сосновых и еловых формаций или мелколесья на месте вырубок, зарастающих фоновой породой – березой или осиной в зависимости от того, какая формация окружает вырубку.

Таблица 10. Матрица корреляции Симпсона между метриками фрагментации и биотопическими характеристиками выдела (количество наблюдений 836, красным цветом выделены корреляции с уровнем значимости  $p < 0.005$ ).

Характеристики		AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
Гигротоп		-0.06	-0.02	-0.01	0.12	0.05	0.07	0.21	-0.12	-0.08	0.12	-0.14	0.05	0.15	-0.09	0.24
Трофотоп		-0.16	-0.15	-0.16	0.21	-0.11	-0.09	-0.01	-0.21	-0.19	-0.08	-0.39	-0.11	-0.02	0.09	0.29
Проективное покрытие яруса, %	Древесный (А)	0.07	0.07	0.07	-0.05	0.06	0.06	0.02	0.05	0.07	0.05	0.05	0.08	-0.04	-0.02	-0.12
	Подрост (В)	0.05	0.05	0.05	-0.04	0.05	0.05	0.03	0.04	0.05	0.07	-0.03	0.00	-0.04	-0.02	-0.01
	Травяной(С)	-0.01	-0.02	-0.02	-0.01	-0.04	-0.04	-0.04	0.01	-0.01	-0.04	0.00	-0.01	-0.04	0.02	-0.02
	Моховый (D)	0.06	0.06	0.05	-0.03	0.07	0.07	-0.02	0.03	0.07	0.09	0.10	0.08	0.23	-0.02	-0.01
Первый ярус древо стоя (А1)	высота, м	0.12	0.13	0.12	-0.07	0.13	0.13	0.03	0.07	0.13	0.10	0.19	0.17	0.17	-0.15	-0.21
	Диаметр, см	0.08	0.07	0.07	-0.08	0.07	0.07	0.02	0.07	0.08	0.05	0.13	0.11	0.03	-0.10	-0.20
Высота подроста В1,м		0.02	0.02	0.03	0.01	0.03	0.03	0.01	-0.00	0.02	0.05	-0.03	0.02	0.02	-0.01	-0.02
Высотаподлеска В2,м		0.05	0.05	0.05	-0.04	0.05	0.05	0.03	0.05	0.03	0.07	-0.11	-0.03	-0.11	-0.00	0.04

#### 4.2.2. Проявление взаимосвязи видового разнообразия выдела и метрик фрагментации.

Результаты анализа связей между метриками фрагментации и видового богатства приведены в табл. 11 и на рис. 19. Общая выраженность связи видового разнообразия и метрик фрагментации слабая и разнонаправленная. Так, видовое богатство травяного яруса наиболее выражено растет с увеличением площади и сложности формы выдела. При этом, видовое богатство ярусов А2 и В1 растет с увеличением контрастности границ выдела, что напрямую можно связать с краевым эффектом, в ходе которого в выдел заносятся и прорастают, адвентивные виды. Нижний ярус древостоя и подрост могут иметь для этого незанятые экологические ниши.

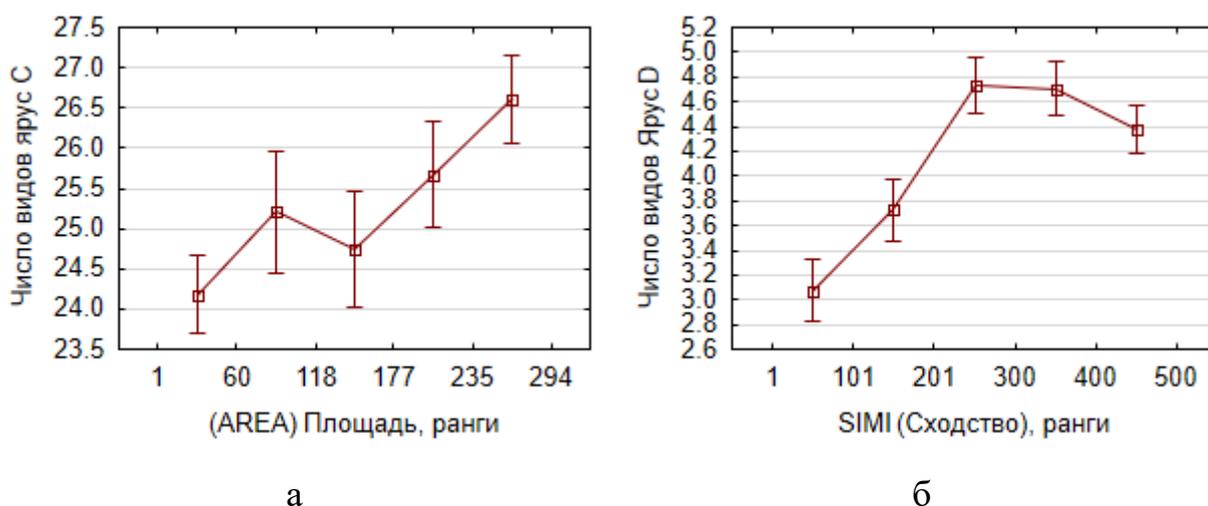


Рисунок 19. Графики средних значений и стандартных ошибок видового богатства по метрикам фрагментации: а) видовое богатство яруса С и площадь выдела, б) видовое богатство яруса D и метрика сходства.

Результаты анализа связей метрик фрагментации и индексов видовой выровненности и уникальности приведены в табл. 11 и на рис. 20. Наблюдаются значимые отрицательные корреляции между индексом уникальности яруса D и двумя метриками конфигурации - фрактальной размерностью и индексом округности, что может означать доминирование определенных видов мхов в выделах с простыми и округлыми границами. Связь индекса видовой выровненности яруса D с фрактальной размерностью

и формой обратна вышеописанной закономерности. Индекс видовой выровненности яруса D положительно связан с метрикой сходства, а индекс уникальности этого яруса – наоборот, отрицательно с ней связан. Можно предположить, что видовое богатство и разнообразие мохового яруса особенно сильно зависит от близости сходных и гомогенных выделов, что в свою очередь потенциально может быть связано отсутствием опыления у мхов. Индекс видовой выровненности яруса С демонстрирует положительную корреляцию с числом экологических ядер, что может рассматриваться как проявление «островного» характера ядер в многоядерных сложных выделах. Однако перечисленные взаимосвязи в целом слабые.

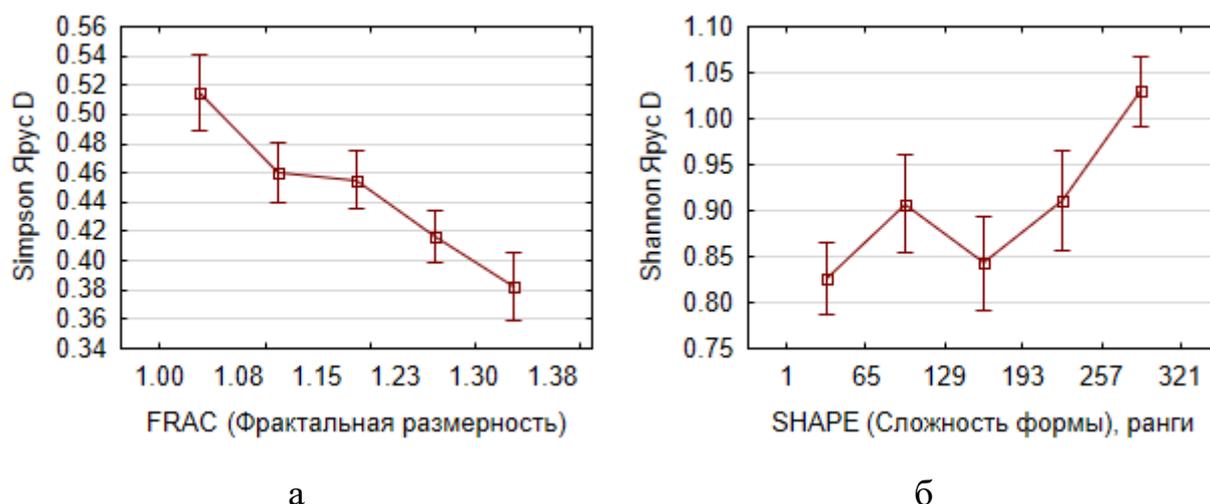


Рисунок 20. Графики средних значений и стандартных ошибок индексов видовой выровненности и уникальности выдела по метрикам фрагментации: а) уникальность яруса D и фрактальная размерность, б) выровненности яруса D и форма.

Таблица 11. Матрица корреляции Симпсона между метриками фрагментации и видовым разнообразием (богатство, уникальность и выровненность). Количество наблюдений 836, красным цветом выделены корреляции с уровнем значимости  $p < 0.005$ .

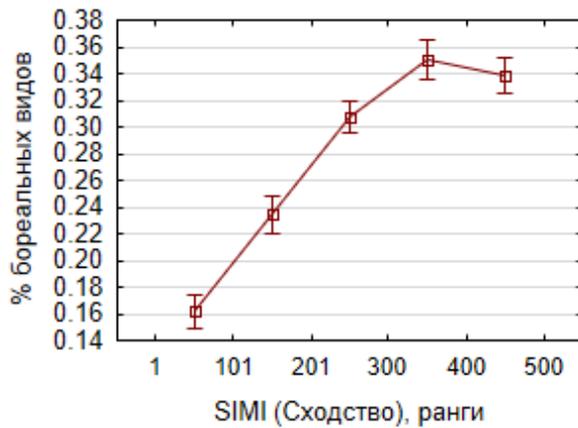
		AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
Видовое богатство	Все ярусы	0.08	0.10	0.09	-0.04	0.11	0.12	0.07	0.04	0.08	0.09	-0.03	0.08	0.07	-0.07	0.09
	A	0.00	0.00	0.00	-0.05	-0.01	-0.01	-0.03	0.04	0.00	-0.02	-0.03	0.01	-0.05	0.01	0.07
	A1	0.01	0.01	0.01	-0.04	0.00	-0.01	-0.05	0.04	0.01	-0.03	0.00	0.03	-0.03	0.00	-0.01
	A2	0.01	0.01	0.01	-0.02	0.01	0.02	0.03	0.02	0.00	0.03	-0.06	0.02	0.00	-0.01	0.11
	B	-0.02	-0.03	-0.03	-0.02	-0.04	-0.05	-0.07	0.02	-0.02	-0.05	-0.01	0.00	-0.08	0.04	0.02
	B1	-0.01	-0.03	-0.02	-0.04	-0.05	-0.06	-0.07	0.04	-0.02	-0.03	-0.09	0.00	0.01	0.06	0.16
	B2	-0.01	-0.02	-0.02	-0.01	-0.02	-0.02	-0.04	0.01	-0.01	-0.04	0.05	0.00	-0.12	0.00	-0.07
	C	0.11	0.12	0.12	-0.06	0.14	0.14	0.10	0.06	0.10	0.11	-0.02	0.09	0.07	-0.09	0.07
	D	0.04	0.05	0.04	0.01	0.07	0.08	0.03	-0.01	0.03	0.07	0.01	0.06	0.16	-0.05	0.05
Индекс Симпсона	Все ярусы	-0.04	-0.04	-0.05	0.02	-0.05	-0.05	-0.01	-0.02	-0.04	-0.03	-0.04	-0.04	0.02	0.02	0.07

		AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
(уникальн ости)	Ярус А	0.00	0.00	-0.01	0.04	0.00	0.01	0.01	-0.04	0.00	0.01	0.01	-0.01	0.08	0.00	-0.01
	Ярус В	0.00	0.01	0.01	0.03	0.03	0.03	0.07	-0.03	0.00	0.05	-0.04	-0.01	0.07	-0.06	0.04
	Ярус С	-0.02	-0.02	-0.03	-0.03	-0.03	-0.04	-0.02	0.03	-0.02	-0.03	-0.01	-0.01	0.01	0.00	0.05
	Ярус D	-0.07	-0.08	-0.07	0.00	-0.09	-0.10	-0.10	-0.01	-0.07	-0.06	-0.02	-0.09	-0.10	0.07	0.02
Индекс Шеннона (выровнен ности)	Все ярусy	0.04	0.04	0.05	0.00	0.05	0.06	0.01	0.00	0.04	0.03	0.04	0.04	0.00	-0.02	-0.07
	Ярус А	0.00	0.00	0.00	-0.04	-0.01	-0.01	-0.02	0.04	0.00	-0.02	-0.02	0.01	-0.08	0.00	0.02
	Ярус В	0.00	-0.01	-0.01	-0.03	-0.02	-0.03	-0.07	0.03	0.00	-0.05	0.03	0.01	-0.08	0.06	-0.04
	Ярус С	0.03	0.04	0.04	0.02	0.05	0.06	0.03	-0.02	0.03	0.04	0.01	0.02	0.00	-0.02	-0.06
	Ярус D	0.06	0.08	0.07	0.02	0.10	0.11	0.08	-0.02	0.06	0.09	0.03	0.09	0.18	-0.07	0.02

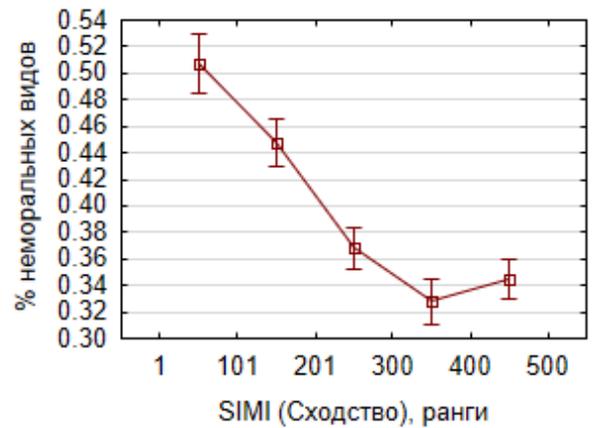
#### **4.2.3. Эколого-ценотические особенности состава выделов с точки зрения различного характера фрагментации.**

Результаты анализа связи метрик фрагментации и представленности эколого-ценотических групп в целом и по ярусам представлены в табл. 12, рис. 21. Наиболее выраженную связь с метриками демонстрируют виды, принадлежащие к группам: бореальные, неморальные, нитрофильно-влажнотравные, влажнотравные. Менее выраженная связь у олиготрофных, опушечных и адвентивных видов. Бореальные виды положительно связаны с метриками сходства и доли экологического ядра. Бореальные и олиготрофные виды преобладают в выделах, окруженных лесами сходных формаций. Неморальные и нитрофильно-влажнотравные виды имеют противоположную закономерность связи с метриками фрагментации. Связь со сходством у них отрицательная. Также наблюдается отрицательная связь со сложностью формы, долей экологического ядра и контрастностью. Неморальные выделы чаще расположены в окружении гетерогенных формаций и в контрастной среде. При этом процесс фрагментации за счет увеличения освещенности и прогревания может дополнительно способствовать неморализации лесных сообществ.

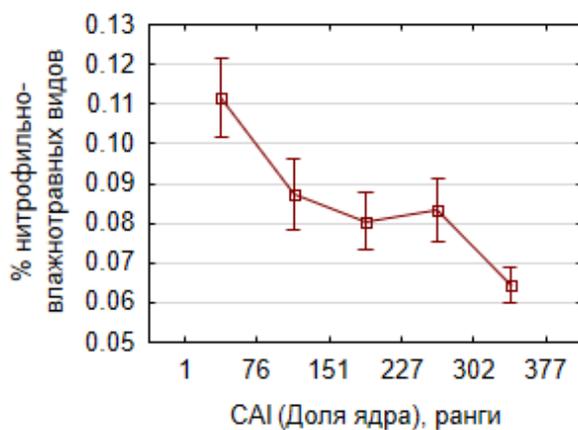
Опушечные виды имеют слабую отрицательную связь с площадью, периметром и радиусом охвата. Чем больше выдел – тем больше в нем опушечных местообитаний. Отсутствует ожидаемая связь с метриками доли экологического ядра и контрастности. Это может означать, что участие опушечных видов в составе сообщества выражено непосредственно на линии контакта выделов, а не в полосе воздействия выделов друг на друга. Виды адвентивные в своем взаимоотношении с метриками фрагментации частично схожи с неморальными. Слабая отрицательная взаимосвязь с метриками сходства и контрастности говорит о несколько противоречивом положении с одной стороны в окружении выделов гетерогенных формаций, с другой – в окружении не очень контрастных выделов.



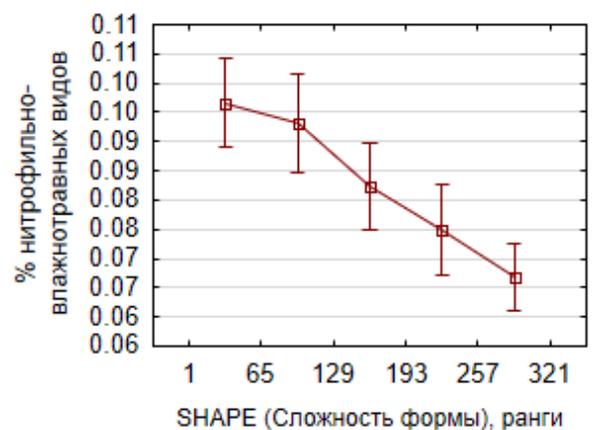
а



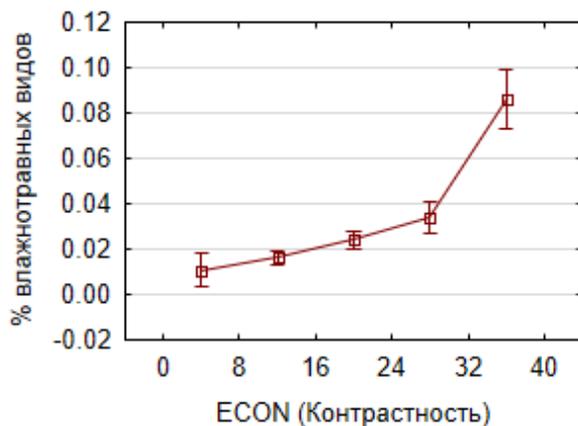
б



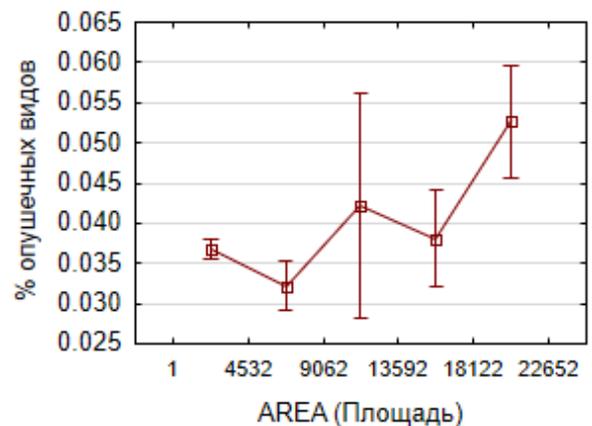
в



г



д



е

Рисунок 21. Графики средних значений и стандартных ошибок представленности эколого-ценотических групп по метрикам фрагментации: а) процент бореальных видов и сходство, б) процент неморальных видов и сходство, в) процент нитрофильно-влажнотравных видов и доля экологического ядра, г) процент нитрофильно-влажнотравных видов и метрика сложности формы, д) процент влажнотравных видов и контрастность границ, е) процент опушечных видов и площадь выдела.

Таблица 12. Матрица корреляции Спирмена между метриками фрагментации и представленностью эколого-ценотических групп в целом и по ярусам. Количество наблюдений 836, красным цветом выделены корреляции с уровнем значимости  $p < 0.005$

		AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
Олиготрофные виды, %	Все ярусы	-0.02	-0.04	-0.03	-0.01	-0.05	-0.06	-0.05	0.01	-0.02	-0.03	-0.03	-0.01	0.16	0.03	0.12
	A-B1	0.02	0.01	0.02	-0.06	-0.02	-0.03	-0.02	0.06	0.02	-0.04	0.01	0.03	0.02	0.02	0.05
	B2-D	-0.02	-0.04	-0.03	-0.01	-0.05	-0.06	-0.05	0.01	-0.02	-0.03	-0.03	-0.01	0.16	0.03	0.13
Бореальные виды, %	Все ярусы	0.10	0.11	0.10	-0.04	0.12	0.13	0.01	0.04	0.12	0.10	0.17	0.15	0.32	-0.10	-0.07
	A-B1	0.09	0.10	0.08	-0.03	0.10	0.11	0.03	0.03	0.10	0.10	0.13	0.14	0.29	-0.11	-0.03
	B2-D	0.11	0.12	0.10	-0.04	0.13	0.14	0.02	0.05	0.12	0.11	0.17	0.15	0.32	-0.10	-0.06
Неморальные виды, %	Все ярусы	0.04	0.03	0.04	-0.06	0.03	0.02	0.05	0.06	0.03	0.00	-0.03	0.00	-0.21	-0.01	-0.09
	A-B1	0.02	0.02	0.03	-0.05	0.01	0.01	0.02	0.05	0.02	-0.02	-0.03	-0.03	-0.21	0.01	-0.05

		AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
	B2-D	0.04	0.04	0.05	-0.05	0.03	0.02	0.05	0.05	0.03	0.01	-0.02	0.01	-0.20	-0.02	-0.11
Нитрофильно- влажнотр. виды, %	Все ярусы	-0.12	-0.11	-0.11	0.13	-0.10	-0.09	-0.01	-0.13	-0.12	-0.07	-0.12	-0.11	-0.16	0.06	0.09
	A-B1	-0.12	-0.13	-0.12	0.07	-0.14	-0.14	-0.08	-0.08	-0.12	-0.10	-0.09	-0.10	-0.10	0.09	0.09
	B2-D	-0.12	-0.11	-0.11	0.12	-0.10	-0.10	-0.01	-0.12	-0.12	-0.08	-0.11	-0.11	-0.17	0.05	0.08
Влажнотравные виды, %	Все ярусы	-0.06	-0.06	-0.06	0.05	-0.06	-0.07	-0.01	-0.05	-0.07	-0.02	-0.14	-0.06	0.09	0.06	0.26
	A-B1	0.03	0.02	0.02	-0.02	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	-0.02	0.04	0.01	-0.02	0.06
	B2-D	-0.06	-0.06	-0.06	0.05	-0.06	-0.07	-0.01	-0.05	-0.07	-0.02	-0.14	-0.06	0.09	0.05	0.26
Луговые виды, %	B2-D	-0.04	-0.02	-0.03	0.07	0.00	0.02	0.00	-0.07	-0.04	-0.02	-0.03	-0.05	-0.08	-0.02	0.01
Степные виды, %	B2-D	-0.02	-0.02	-0.02	0.01	-0.01	-0.02	0.01	-0.01	-0.01	-0.02	0.05	-0.03	-0.07	-0.02	-0.03

		AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
Опушечные виды, %	Все ярусы	-0.00	0.02	0.00	0.05	0.04	0.06	0.03	-0.05	0.00	0.04	0.01	-0.02	-0.04	-0.01	-0.05
	A-B1	-0.10	-0.10	-0.10	0.08	-0.10	-0.09	-0.09	-0.08	-0.09	-0.08	-0.03	-0.09	-0.08	0.05	0.01
	B2-D	0.01	0.03	0.01	0.04	0.05	0.06	0.03	-0.03	0.02	0.04	0.02	-0.01	-0.02	-0.02	-0.05
Адвентивные виды, %	Все ярусы	-0.05	-0.05	-0.05	0.04	-0.05	-0.05	-0.00	-0.04	-0.05	-0.08	0.05	-0.03	-0.12	0.02	-0.13
	A-B1	-0.08	-0.07	-0.07	0.08	-0.06	-0.05	-0.01	-0.08	-0.07	-0.09	0.03	-0.05	-0.14	0.06	-0.14
	B2-D	-0.05	-0.05	-0.05	0.04	-0.05	-0.05	-0.01	-0.04	-0.04	-0.08	0.05	-0.03	-0.12	0.02	-0.13

### **4.3. Неоднородность характера фрагментации в разрезе формаций лесного покрова**

Для выделов с измеренными метриками фрагментации проведено сравнение значений метрик в разрезе формаций с помощью дисперсионного анализа. Проведена качественная оценка результатов дисперсионного анализа.

#### **4.3.1. Различия метрик размера по формациям**

Значения метрик площади, периметра и радиуса охвата приведены на рис. 22. Метрики размера сильно скоррелированы между собой. Наименьшая фрагментация (наибольшие значения метрик) характерны для лесов с доминированием ели и сосны. Средняя площадь выдела составляет 1559 и 1237 га, периметр 153 и 109 км, а радиус охвата 1571 и 1310 метра соответственно. Мелколиственные леса (береза, осина, ольха серая, ольха черная) имеют несколько более фрагментированный характер. Для березовых лесов средние площадь, периметр и охват выдела составляют 722 га, 66 км и 963 м. Смешанные леса (елово-мелколиственные, сосново-еловые) занимают промежуточное положение по степени фрагментации. Средняя площадь выдела составляет 615 и 589 га, периметр 62 и 57 км, а радиус охвата 867 и 764 метра соответственно. Наиболее фрагментированы леса широколиственные – дубовые и липовые. Например, самые низкие метрики фрагментации у дубовых лесов – средние показатели выдела - площадь 150 га, периметр 17 км, охват 447 м.

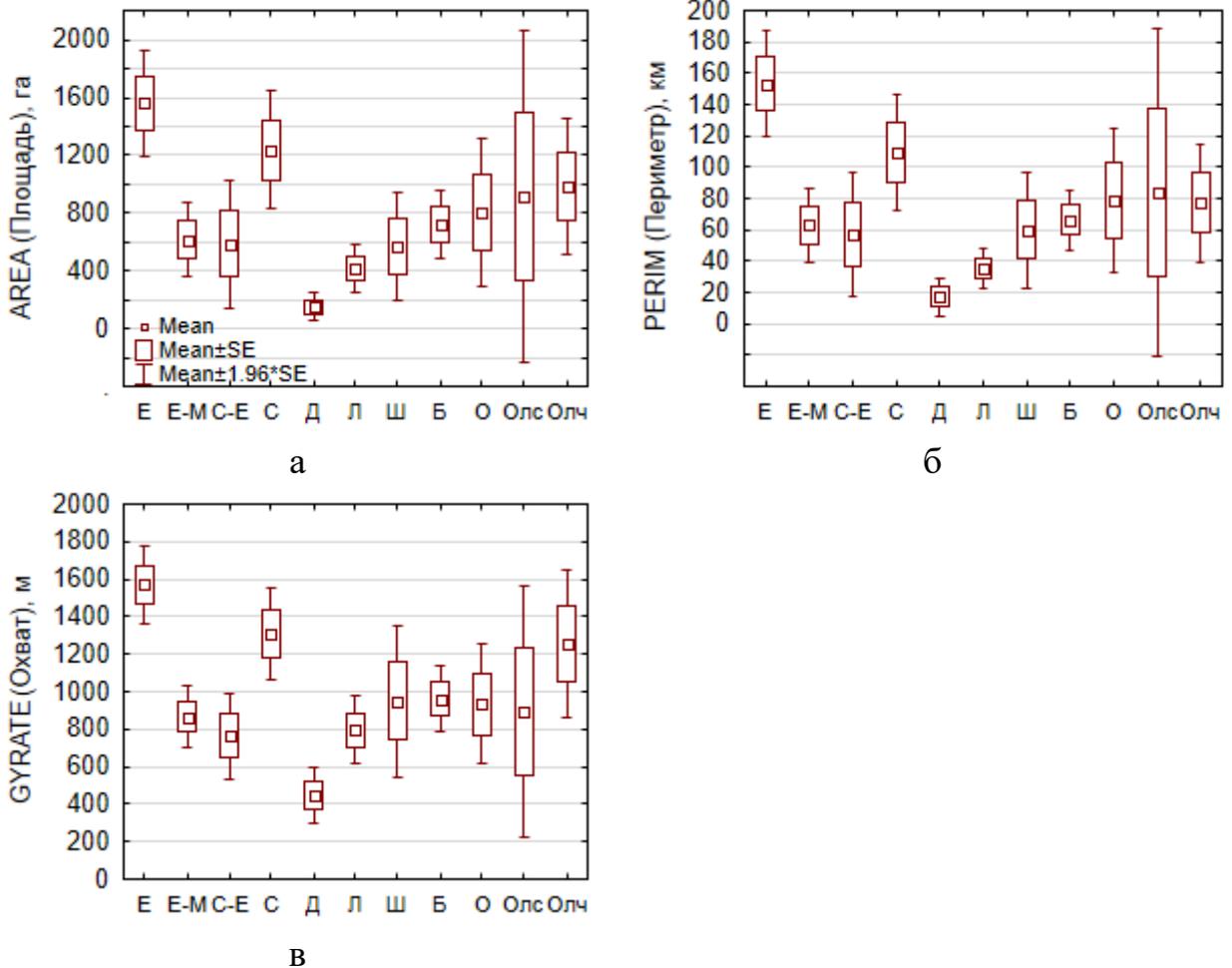
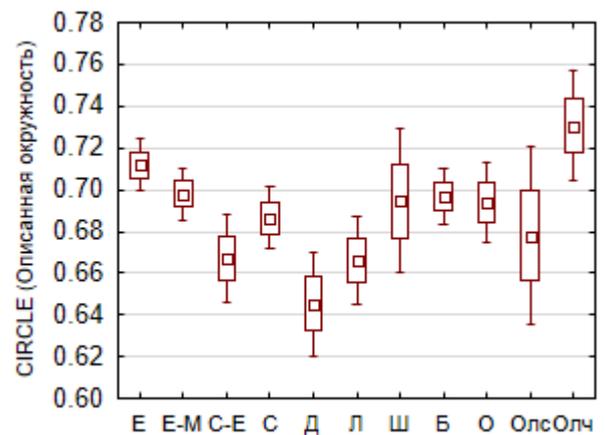
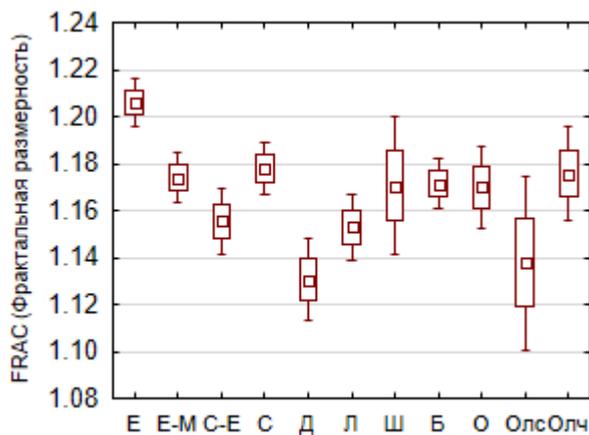
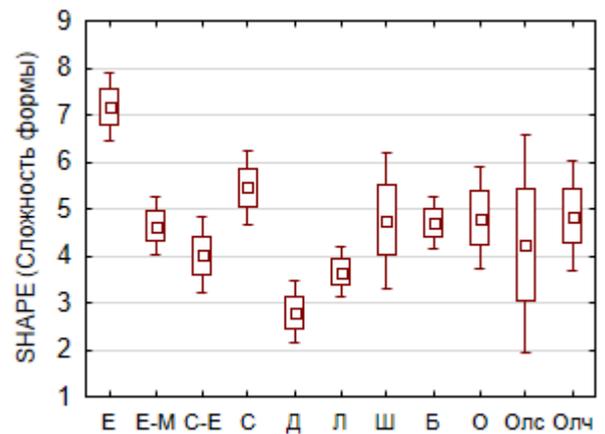
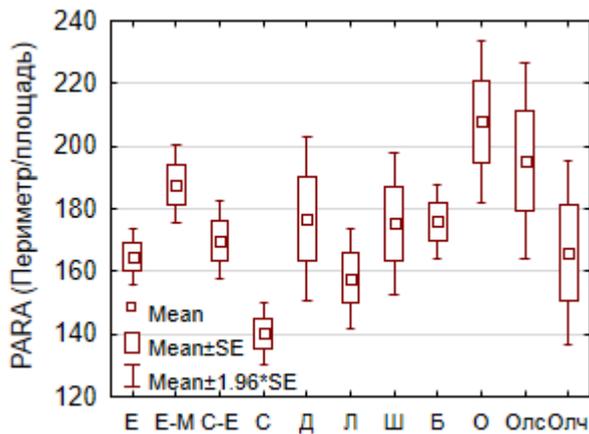


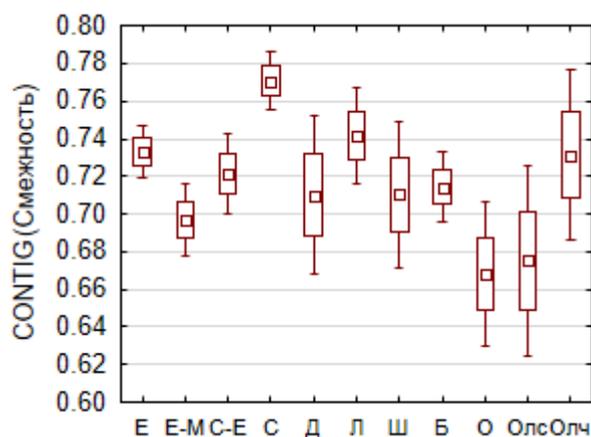
Рисунок 22. Различия метрик размера в разрезе формаций: площади (а), периметра (б) и радиуса охвата (в)

#### 4.3.2. Различия метрик конфигурации по формациям

Метрики конфигурации скоррелированы между собой, а также с метриками размера (рис. 23). Соотношение периметр/площадь наибольшее у елиновых и ольховых лесов (208 и 195 соответственно). Для большинства остальных формаций эта метрика находится на примерно одинаковом среднем уровне (от 150 для липовых до 188 для елово-мелколиственных формаций). Наиболее низкий уровень метрики периметр/площадь у сосновых лесов (140). Наибольшие метрики сложности формы и фрактальной размерности для еловых лесов (7.17 и 1.21 соответственно). Наименьшая метрика сложности формы характерна для дубовых выделов (2.80), а наименьшие метрики

фрактальной размерности – для дуба и ольхи серой (1.13 и 1.14), при этом метрика сложности формы для выделов ольхи серой имеет средний показатель (4.24). Метрика описанной окружности наиболее велика для черноольховых и еловых лесов (0.73 и 0.71). Самая низкая описанная окружность – у дубовых (0.65), липовых и сосново-еловых (0.67). Для остальных формаций уровень метрики описанной окружности примерно одинаковый. Наибольшее значение метрики смежности наблюдается для сосновых лесов (0.77), наименьшее – для осины и ольхи серой (0.67 и 0.68). Смежность для дубовых, липовых и широколиственных лесов относительно высокая (0.71, 0.74 и 0.71))





Д

Рисунок 23. Различия метрик конфигурации в разрезе формаций: а – периметр/площадь, б – индекс сложности формы, в – фрактальной размерности, г – описанной окружности, д – смежности.

#### 4.3.3. Различия метрик экологического ядра по формациям

На рис. 24 приведены результаты дисперсионного анализа метрик экологического ядра в разрезе формаций. Метрика площади экологического ядра выделов сильно скоррелирована с его площадью. Метрика количества ядер имеет некоторые особенности. Например, максимальное число ядер характерно для еловых выделов (15.4), а сосновые выделы (9.68) не отличаются от большинства формаций со средним значением числа ядер, которое варьирует от 6.08 (сосново-еловые) до 10.25 (березовые). Наиболее низкое число экологических ядер у выделов дубовых и липовых формаций (4.24 и 4.6). Доля экологического ядра по формациям также специфична. Три формации с большим отрывом опережают остальные по этому показателю – еловая, сосново-еловая и сосновая (82.2%, 84.6% и 82.7%). Для остальных формаций доля экологического ядра варьирует в небольшом диапазоне и составляет от 61.5% (осиновые леса) до 73.7% (черноольховые леса)

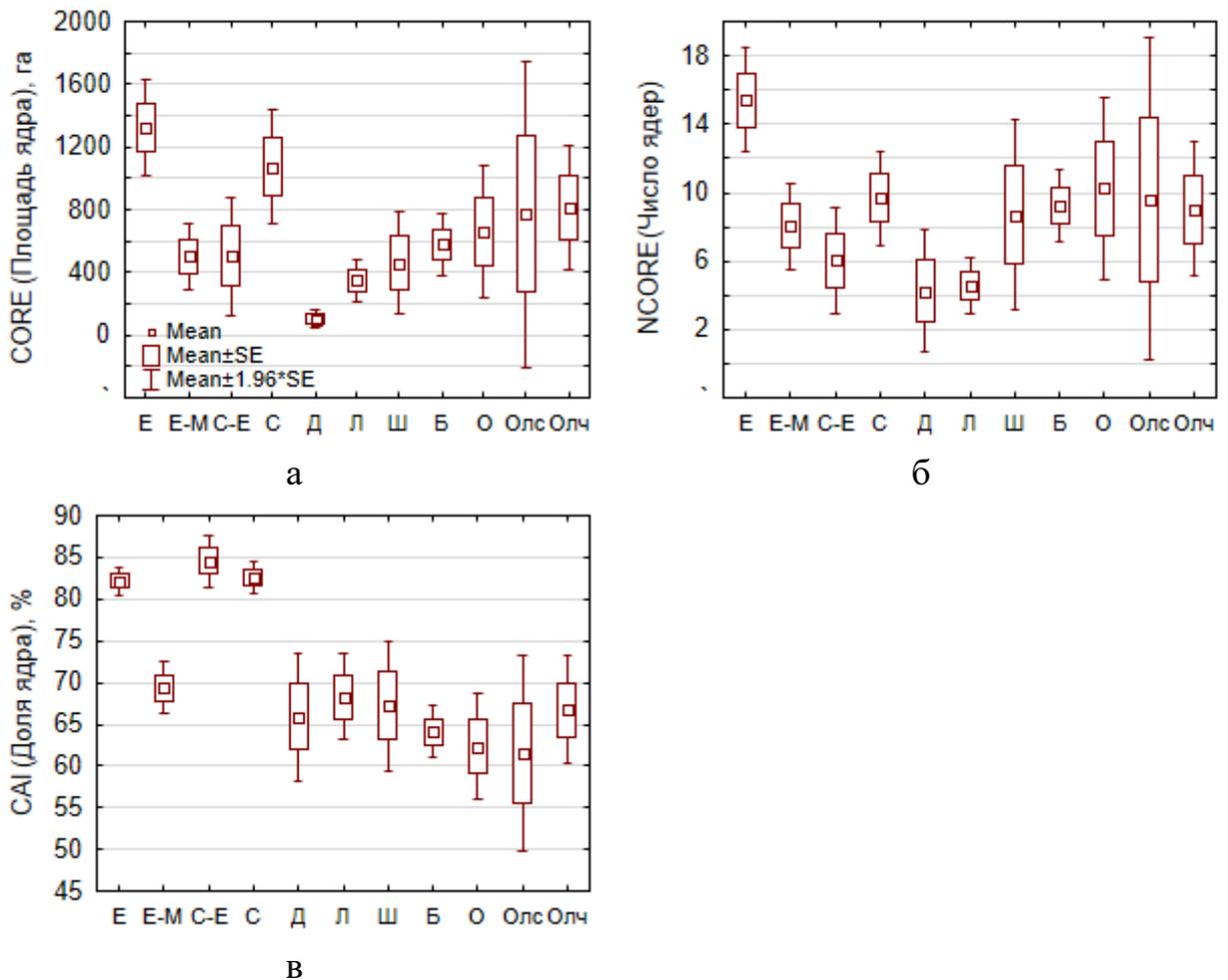


Рисунок 24. Различия метрик конфигурации в разрезе формаций: а – площадь ядра, б – число ядер, в – доля ядра.

#### 4.3.4. Различия метрик изоляции и контрастности по формациям

Результаты дисперсионного анализа метрик изоляции и контрастности приведены на рис. 25. Все хвойные, широколиственные и березовые формации имеют примерно одинаковый уровень дистанции между выделами – 155-255 метров. Дистанции между осиновыми и сероольховыми выделами намного больше – 537 и 567 м соответственно. А дистанция между черноольховыми выделами максимальная и составляет 993 м. Также для черноольховых лесов характерно большое отклонение метрики дистанции. Метрика близости демонстрирует специфичное распределение по формациям, во многом согласующееся с распределением метрик площади. Наибольшие значения близости наблюдаются для выделов еловых и сосновых формаций (633 и 568 соответственно). Большинство остальных формаций имеют

значения метрики близости от 199 (осиновые леса) до 372 (черноольховые леса). Наименьшая близость у дубовых и липовых лесов (35 и 132 соответственно). Метрика сходства имеет свое характерное распределение по формациям. Различаются три класса формаций. Первая – хвойная и смешанно-хвойная, здесь метрика сходства варьирует от 3038 (елово-мелколиственные) до 4334 (сосновые леса). Вторая группа мелколиственных и широколиственных лесов, в которых сходство варьирует от 1126 (дубовые леса) до 2795 (березовые леса) и третья группа — это черноольховые леса, для которых, также как и в случае с дистанцией – значение близости максимально и в несколько раз больше остальных формаций (5917). В распределении метрики контрастности границ наблюдается увеличение от сосново-еловых (13.5%) к еловым, далее сосновые, дубовые, липовые, сероольховые, широколиственно-еловые, осиновые, березовые и черноольховые (19.2%).

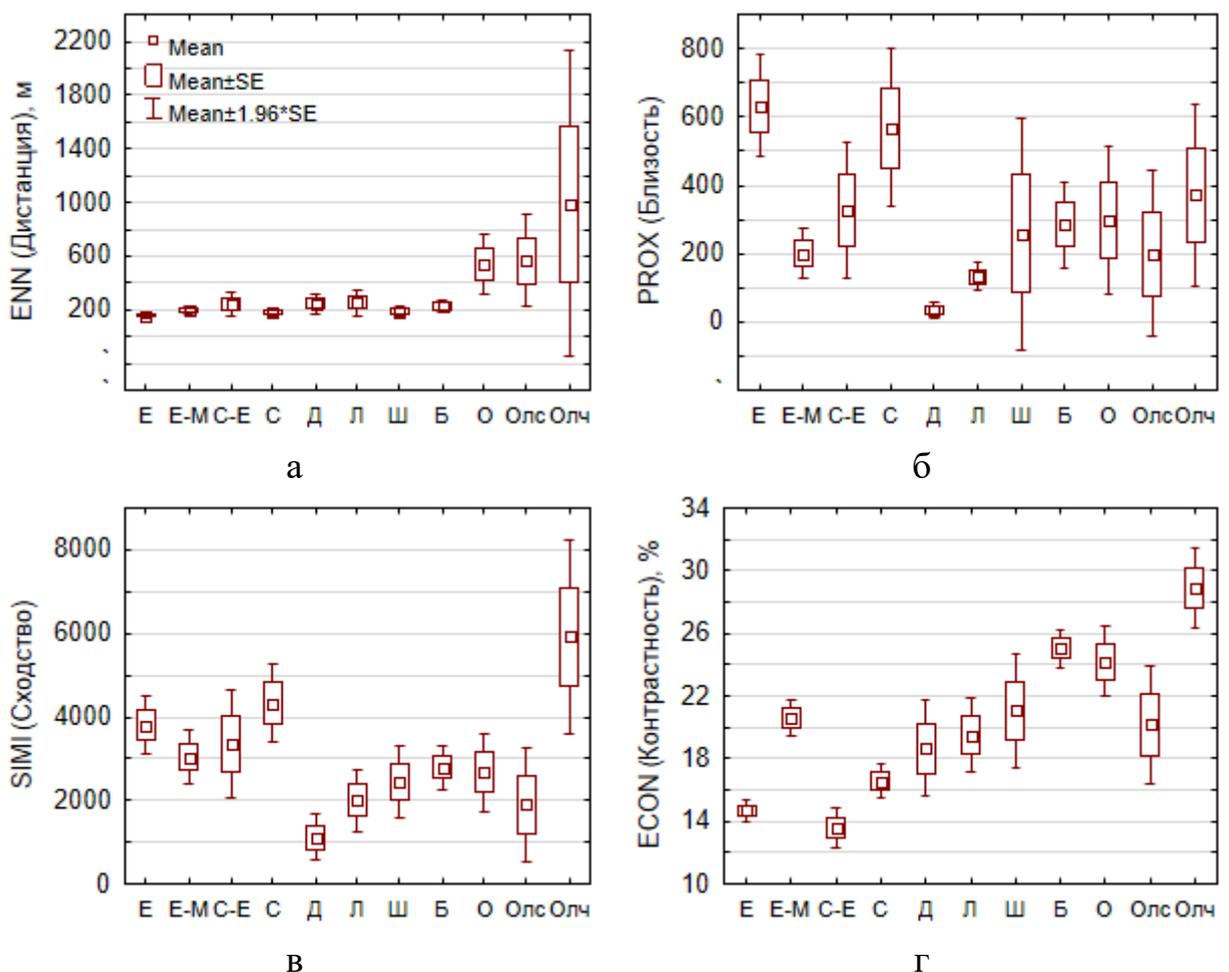


Рисунок 25. Различия метрик изоляции и контрастности в разрезе формаций: а – дистанция, б – близость, в – сходство, г – контрастность.

## ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ ЛЕСНОГО ПОКРОВА МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

### **5.1. Пространственная неоднородность формационного состава лесного покрова**

Типологическая классификация содержит 11 формаций, что в достаточной степени отражает типологическое разнообразие региона. Пространственное распределение хвойных, мелколиственных и широколиственных пород соответствует как мелкомасштабным источникам, таким как карта лесорастительных зон [Курнаев, 1973], так и крупномасштабным, таким как карта растительности Московской области [Огуреева, 1996]. Кроме того, характер пространственного распределения формаций соответствует лесотаксационным данным [Комитет лесного хозяйства Московской области, 2018]. Однако само понятие преобладающей породы включает в себя хозяйственную составляющую, в отличие от лесотипологических формаций. И в этой связи официальные лесотаксационные данные имеют сдвиг в сторону более хозяйственно значимых пород, таких как ель, сосна и береза. Данное исследование основано на детальном геоботаническом описании, а не на лесотаксационных данных.

Анализ состава растительности еловых и елово-мелколиственных лесов демонстрирует переход от бореального к неморальному видовому составу. На ландшафтном уровне в пределах региона отмечена субширотная дифференциация еловых и елово-мелколиственных сообществ. Большая часть лесопокрываемой площади (30-40%) еловых и елово-мелколиственных сообществ отмечена в Смоленской и Московской физико-географических провинциях (север и северо-запад региона), в меньшей степени – в восточной и южной частях Московского региона. Минимальное проективное покрытие ельников (менее 10%) наблюдается в Заокской и Среднерусской провинциях, где имеет

место переход в зону широколиственных лесов. Смешанный состав древостоя может формироваться также в результате активного возобновления березы в еловых культурах при несоответствующем качестве ухода. В составе елово-мелколиственных сообществ в равных долях присутствует ель и береза (с небольшой примесью осины), тогда как в еловых лесах преобладает ель с небольшой примесью мелколиственных видов деревьев.

Сосновые леса можно встретить на почвах разного гранулометрического состава и режима увлажнения. Часть сосновых лесов, таких как мелкотравно-зеленомошные и кустарничковые травяно-сфагновые сосняки – являются естественными по происхождению, в том числе условно-коренными. Сосновые и сосново-еловые леса наиболее распространены в самых пониженных и выровненных провинциях, на флювиогляциальных, зандровых и моренно-водноледниковых отложениях Мещерской и Верхне-Волжской ФГП, а также на песчаных отложениях Заокской провинции. На территории ФГП с выраженным моренным ландшафтом данные сообщества встречаются реже.

Участие широколиственных и хвойно-широколиственных лесов в лесном покрове по физико-географическим провинциям отличается очень сильная вариабельность (от 1 до 89%), связанная с широтным градиентом и сменой зон. Так, в Верхне-Волжской, Московской и Мещерской провинциях данные сообщества встречаются очень редко. При движении на юг к зоне широколиственных лесов их участие резко увеличивается, достигая почти 90% в Среднерусской провинции. Леса с преобладанием широколиственных пород встречаются небольшими фрагментами с общей тенденцией увеличения их присутствия в лесном покрове в ЮВ направлении в составе зональных подразделений (хвойно-широколиственной и широколиственной зон). Дубовые и липовые леса произрастают на наиболее плодородных почвах, поэтому всегда подвергались особенно интенсивной вырубке и распашке под сельскохозяйственные культуры. Распространение формаций дубово-липовых

лесов на Русской равнине связано с богатыми почвообразующими породами, залегающими в условиях более расчлененного рельефа по сравнению с липовыми лесами [Курнаев, 1968].

Мелколиственные леса широко распространены на территории Московской области. Однако в самых южных провинциях (Заокской и Среднерусской) их участие снижается. Вероятно, это связано с благоприятными условиями для ведения сельского хозяйства и высокой долей обрабатываемых земель. В результате небольшие сохранившиеся массивы лесов представляют собой широколиственные сообщества, а новые земли не зарастают мелколиственными видами деревьев. Разнообразие лесов в первую очередь связано с экологией видов берез (*Betula pendula* и *B. pubescens*), которые могут существовать в различных условиях увлажнения, богатства и кислотности почв, а также приуроченностью лесов из ольхи серой и черной к переувлажнённым либо богатым приручьевым местообитаниям.

Преобладание мелколиственных лесов в регионе связано с формированием молодняков на вырубках, а в последние десятилетия – с восстановительной сукцессией на месте выведенных из-под хозяйственного использования пахотных земель. Большая часть мелколиственных лесов являются вторичными и могут развиваться в большом диапазоне экологических условий. К коренным лесам относятся сероольховые и черноольховые сообщества в переувлажненных или долинных местообитаниях. Основным режимом, влияющим на дифференциацию состава сообществ, является увлажненность почв. В различных типах сообществ и в зависимости от экологических режимов местообитаний участие коренных видов деревьев варьирует. При наличии экологической толерантности вторичные мелколиственные леса из березы с осиной способны произрастать на почвах разного гранулометрического состава, влажности и богатства, создавая условия для восстановления условно-коренных сообществ.

Факторы уровня сходимости при классификации чаще всего заключаются в следующем [Chernenkova и др., 2020]. Это ошибки GPS-позиционирования точек, неоднородность спектральных яркостей в силу воздействия атмосферных искажений, недостаток точек полевых описаний и сходные спектральные свойства разных формаций. В работе вклад первых трех факторов удалось минимизировать при помощи дополнительной отрисовки контуров.

Объем обучающей выборки относительно небольшой (менее 2000 точек) по сравнению с данными в исследовании для территории Норвегии (7710 точек) [Puliti и др., 2020] и Эстонии (более 102 тысяч точек) [Lang и др., 2018], тем более что 30% стратифицировано отобранных данных используется для верификации в качестве тестовой выборки. Однако при таком существенном дефиците полевых данных удалось достичь приемлемого и сравнимого уровня сходимости 0.67 по формациям (Норвегия 0.6, Эстония 0,75).

## **5.2. Визуально наблюдаемые свойства выделов с различными метриками фрагментации**

Наблюдается существенная положительная связь между метриками размера, конфигурации и экологического ядра. Выделы с высокими значениями одновременно нескольких таких метрик однозначно наименее фрагментированные в регионе. Нередко в пределах или в непосредственной близости к таким выделам располагаются либо крупные ООПТ, либо группы из нескольких ООПТ. Однако ООПТ занимают меньшую часть таких выделов, что свидетельствует о недоучете фактора фрагментации при проектировании ООПТ.

Вероятно, хвойные леса имеют наибольшие метрики размера в связи с тем, что это зональные бореальные леса, кроме того, немаловажен фактор лесокультурных посадок именно этих пород. Мелколиственные леса – несколько менее фрагментированы, широколиственные – наиболее

фрагментированы в терминах площади, периметра и охвата. Наиболее фрагментированными являются дубовые леса.

Метрики конфигурации подчеркивают природу первичности или вторичности лесных формаций, а также их естественное или искусственное происхождение (лесные культуры). Так, высокие значения метрики отношения периметра к площади и одновременно низкие значения смежности для формаций осиновых и сероольховых лесов характеризуют конфигурацию выделов как небольшие и сложной формы (периметр/площадь) и разреженные (смежность). Это можно напрямую привязать к их приуроченности к небольшим характерным местообитаниям – заболоченные опушки, края болот, берега рек, балки и овраги (ольха серая), и лесосеки, пожарища и заброшенные пашни (осина, ольха серая). Вероятно, в балках и оврагах эти формации могут иметь первичный характер, но в большинстве остальных местообитаний они быстро уступают место другим породам в ходе первичной сукцессии. Наоборот, самые низкие значения метрики периметр/площадь, характерные для сосновой и липовой формации говорят о большой площади при небольшом периметре, то есть простые контуры выделов с прямыми и тупыми углами. Выделы сосновой формации в данном случае чаще будут относиться к лесным культурам, посаженным на месте прямоугольных рубок, а выделы липовые также часто имеют искусственный характер в лесопарках и зеленых зонах вблизи населенных пунктов.

Высокие значения метрики смежности (целостные выделы без вкраплений других формаций), также характерные для сосновых, липовых и еловых лесов, говорят в пользу не только искусственного происхождения, но в еще большей степени в пользу их первичной природы и принадлежности к конечным этапам сукцессионной смены. Наибольшая смежность наблюдается для сосновых лесов, то есть внутри выделов наблюдается меньше всего вкраплений других формаций. Также дубовые, липовые и широколиственно-еловые выделы характеризуются относительно высокими значениями

смежности. Другое индикаторное свойство метрики смежности проявляется при формировании лесных массивов под доминирующим воздействием какого-либо одного природного фактора (например, мощной гидроморфизации на осушенных торфяниках), в результате чего формируются сообщества, принадлежащие строго одной формации без вкраплений других формаций. Наименьшая смежность, то есть наличие вкраплений, дисперсность или наблюдается для осиновых и сероольховых лесов, что увязывается с их вторичной сукцессионной природой и вследствие этого неравномерностью распределения в пространстве. Эти формации занимают свободные пространства, окна в лесу, а также характеризуются быстрой сукцессионной сменой.

Метрика описанной окружности позволяет идентифицировать антропогенный фактор в фрагментации и формировании пространственной структуры лесного покрова. Однако не менее важна ее связь с природными вытянутыми объектами природного происхождения – на территории исследования это долины и поймы ручьев и рек и соответствующие им лесные формации. Относительно более вытянутые черноольховые леса приурочены к пойменным условиям. Описанная окружность также велика для еловых лесов, что также может говорить о приуроченности к поймам либо гидроморфным подошвам склонов [Черненькова и др., 2020]. Леса дубовые, липовые, сосново-еловые, наоборот, имеют относительно компактную форму, что отчасти может быть связано как с их небольшими площадями, так и с фактором постепенного вытеснения другими формациями. Сосново-еловые леса с низкой метрикой описанной окружности наиболее распространены в пониженных и выровненных местообитаниях, на флювиогляциальных, зандровых и моренно-водноледниковых отложениях, а также на песчаных отложениях Заокской провинции, часто характеризующихся компактностью форм [Черненькова и др., 2020].

Метрика количества экологических ядер дополняет площадь экологического ядра. В частности, выделы еловые и сосновые имеют наибольшие площади, однако еловые выделы более сложные по форме, более вытянутые и имеют меньшую метрику смежности в отличие от сосновых. В результате в еловых выделах наблюдается почти в 1.5 раза большее число экологических ядер. При этом выделы осинового и сероольхового имеют наиболее низкие уровни смежности и в них не возникает большого числа экологических ядер, из-за нехватки площади. Доля экологического ядра также подчеркивает роль хвойных лесов в регионе, т.к. метрика определяется глубиной краевого эффекта. При условии достаточно крупного среднего размера выделов и соседствующего расположения между ними формируются минимальные площади буферных зон. При этом леса смешанные и мелколиственные с их меньшей площадью и низким уровнем целостности скорее представляют собой либо вкрапления в хвойные леса, либо выделы, окруженные нелесными землями. Уязвимость экологического ядра широколиственных лесов при их наименьшей средней площади выдела – наибольшая среди всех формаций.

Метрики изоляции отражают другой аспект фрагментации – функциональную связь выдела с соседними выделами. При этом близость показывает, насколько выдел окружен гомогенной средой (выделами, принадлежащими к той же формации), а сходство – в несколько более широком аспекте окружение близкородственными формациями (хвойные, мелколиственные, широколиственные). Высокие значения метрик близости и сходства могут служить инструментом разработки относительно небольших связывающих экологических коридоров. Такие коридоры могут являться наиболее простым способом снижения общей фрагментированности. А выделы с низкими значениями этих метрик могут быть использованы для выявления «островных» выделов, утративших функциональную связь с

другими гомогенными выделами своей формации, уязвимыми и нуждающимися в мерах по их сохранению.

### **5.3. Взаимосвязь пространственной и геоботанической структуры выделов**

Среди биотопических характеристик выдела связь с метриками фрагментации проявляют гигротопические и трофотопические условия, проективные покрытия верхнего древесного и мохового ярусов, высота и диаметр верхнего яруса. В наибольшей степени они зависят от контрастности границ и близости/сходства, в меньшей степени – от доли экологического ядра и сложности формы. Индексы выровненности и уникальности видового состава проявляют взаимосвязь с пространственными характеристиками выделов только для травяного и мохового ярусов. Уникальность видового состава мохового яруса возрастает для выделов простой и округлой конфигурации, а выровненность – для выделов сложной конфигурации и имеющих поблизости крупные гомогенные выделы той же формации. Видовая выровненность яруса С возрастает с ростом числа экологических ядер, что может свидетельствовать о проявлении «островных» популяционных механизмов. Видовое богатство связано с ограниченным набором метрик фрагментации. Богатство второго древесного яруса А2 и подроста В1 положительно связано с контрастностью, что говорит о роли контраста границ во взаимопроникновении видов нижней части лесного полога внутрь выдела. Видовое богатство травяного яруса С связано с конфигурацией, в том числе с индексом описанной окружности, что также может говорить в пользу того, что вытянутые выделы сложной конфигурации граничат с большим числом выделов-соседей, что влияет на взаимопроникновение видов внутрь выдела.

Наиболее ярко проявляется связь метрик с представленностью эколого-ценотических групп. Представленность видов бореальных, неморальных, нитрофильно-влажнотравных и влажнотравных демонстрируют наиболее

заметную связь с метриками. Причем если бореальные виды чаще встречаются в наименее фрагментированных выделах, то неморальные и близкие к ним свойственны сильнофрагментированным выделам.

#### **5.4. Характерные особенности фрагментации и пространственного рисунка, присущие различным формациям лесного покрова**

Формации монопородных хвойных лесов (еловые и сосновые) имеют наибольшие метрики размера выделов. Эти леса имеют как выражено большую площадь и долю площади в регионе (26% и 21% соответственно), так и характерно большие средние размеры выделов (1600 и 1200 га соответственно). А для березовой формации, которая имеет максимальную долю площади (27% - на 1 % больше, чем еловая формация) – характерная средняя площадь выдела составляет 600 га. Можно сделать предположение, что хвойные бореальные лесные формации занимают доминантные площади моренных и моренно-водноледниковых равнин, особенно на севере и западе области, еловые – на плохо дренированных суглинистых моренных отложениях, сосновые – на бедных дренированных песчаных и супесчаных. При этом хвойные выделы формируют характерный микроклимат, препятствующий развитию неморальных видов в древостое и под пологом леса. Со временем это приводит как к увеличению общей площади хвойных формаций, так и к увеличению средней площади выдела. Мелколиственные леса занимают субдоминантные субстраты – как правило более дренированные склоны моренных равнин, либо подстилаемые водопроницаемыми известняками. Сведение хвойных лесов преимущественно без искусственного лесовосстановления приводит вначале к зарастанию вырубок мелколиственными породами, облик их имеет фрагментированный характер. В дальнейшем при вытеснении мелколиственных хвойными фрагментация снижается. Примерно то же самое можно сказать о смешанной формации елово-мелколиственных лесов. Широколиственные формации даже при относительно заметной доле площади в регионе (например, липовые 8%),

имеют еще меньшие средние площади выделов и вероятно, занимают высокотрофные местообитания еще меньшего размера, имеющие либо озерно-водноледниковое происхождение, либо связанные с зрелостью рельефа, эрозионным врезанием рек и оврагов и обнажением карбонатных известняков.

Для того, чтобы выявить характерные типы фрагментации и пространственного рисунка формаций, средние значения метрик фрагментации стандартизованы и классифицированы (табл. 13, рис. 26).

Выделы еловой формации самые крупные, имеют наиболее сложную конфигурацию, наибольшее число экологических ядер и слабоконтрастные границы. Сосновые выделы вторые после них по размеру, но при этом опережают их по смежности (отсутствуют включения других формаций) и доле экологического ядра, имеют при этом также слабоконтрастные границы. Выделы сосново-еловых лесов заметно отличаются от вышеописанных по характеру фрагментации имеют меньшие размеры и более простую форму, их характерная особенность – наименее контрастные границы и наибольшая доля экологического ядра. Крупные выделы хвойных формаций — это основа лесного покрова (лесного фонда), проявляющие элементы эндогенной динамики саморазвития (микроклимат) и несомненно являются ядрами экологического каркаса.

*Таблица 13. Стандартизованные средние значения метрик фрагментации для различных формаций. Красный цвет – максимальные значения, синий – минимальные.*

	AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
Е	2.05	2.23	1.96	-0.53	2.30	1.94	1.01	0.59	1.99	2.22	1.38	1.89	0.59	-0.74	-1.23
Е-М	-0.47	-0.28	-0.36	0.73	-0.01	0.40	0.42	-0.65	-0.43	-0.18	-0.13	-0.57	0.00	-0.58	0.07
С-Е	-0.54	-0.44	-0.70	-0.23	-0.58	-0.48	-0.89	0.20	-0.44	-0.83	1.66	0.15	0.24	-0.39	-1.47
С	1.19	1.00	1.10	-1.86	0.74	0.59	-0.07	1.87	1.25	0.35	1.44	1.52	0.99	-0.65	-0.81

	AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI	PROX	SIMI	ENN	ECON
Д	-1.71	-1.54	-1.75	0.13	-1.68	-1.70	-1.82	-0.19	-1.61	-1.43	-0.53	-1.51	-1.45	-0.38	-0.36
Л	-1.00	-1.03	-0.60	-0.89	-0.90	-0.62	-0.95	0.88	-0.88	-1.32	-0.25	-0.96	-0.79	-0.35	-0.17
Ш-Е	-0.60	-0.36	-0.09	0.05	0.11	0.23	0.28	-0.19	-0.56	0.03	-0.38	-0.24	-0.45	-0.61	0.17
Б	-0.19	-0.19	-0.05	0.09	0.05	0.28	0.39	-0.04	-0.21	0.20	-0.74	-0.09	-0.18	-0.46	1.04
О	0.04	0.17	-0.14	1.82	0.15	0.21	0.24	-1.62	0.02	0.53	-0.95	-0.02	-0.28	0.75	0.87
Олс	0.33	0.31	-0.28	1.15	-0.37	-1.35	-0.43	-1.38	0.36	0.33	-1.05	-0.58	-0.87	0.87	-0.02
Олч	0.52	0.12	0.91	-0.46	0.19	0.48	1.82	0.54	0.49	0.13	-0.44	0.41	2.20	2.53	1.91

Черноольховые леса имеют уникальный характер фрагментации выделов, непохожий на другие формации. Они характеризуются наибольшей вытянутостью, наибольшей дистанцией между выделами и наибольшей контрастностью. Такой характер фрагментации тесно связан с их интразональной природой.

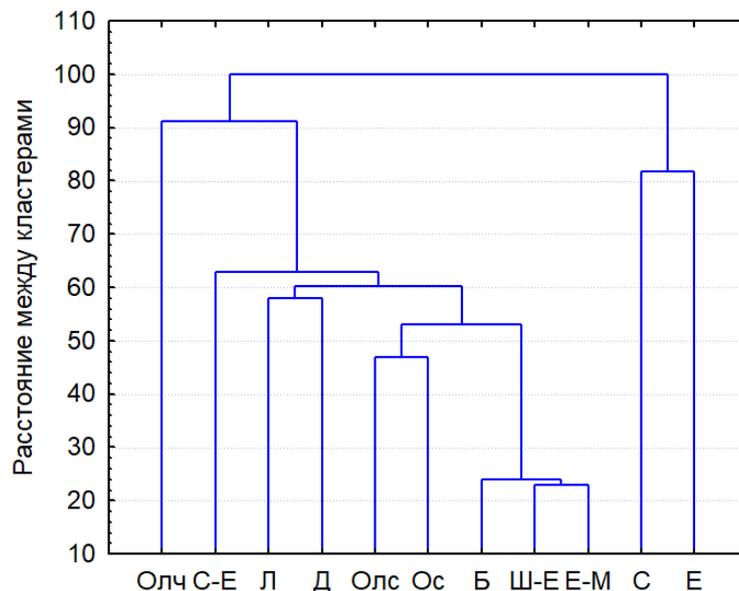


Рисунок 26. Характерные типы фрагментации, присущие различным формациям на основе древовидной кластеризации стандартизованных средних значений метрик фрагментации.

Заметно отличаются от других выделы дубовой и липовой формации – в противовес еловым они имеют наименьшие размеры и простую конфигурацию, наименьшее экологическое ядро, наименьшие близость и сходство. В несколько большей степени это характерно для дубовых лесов. За исключением некоторых лесопарковых территорий это наиболее фрагментированные и наиболее уязвимые формации.

Схожи между собой выделы осиновых и сероольховых формаций. Максимальное отношение периметр/площадь и минимальная смежность говорят о том, что это небольшие по площади выделы со сложной дисперсной конфигурацией (рис. 28). Выражаясь фигурально и принимая во внимание их пионерный характер, эти формации выступают в роли «соединительной ткани», заполняя окна и опушки в лесах, имеющих более зрелый сукцессионный статус и в достаточно короткой временной перспективе сменяющиеся следующими сукцессионными формациями.

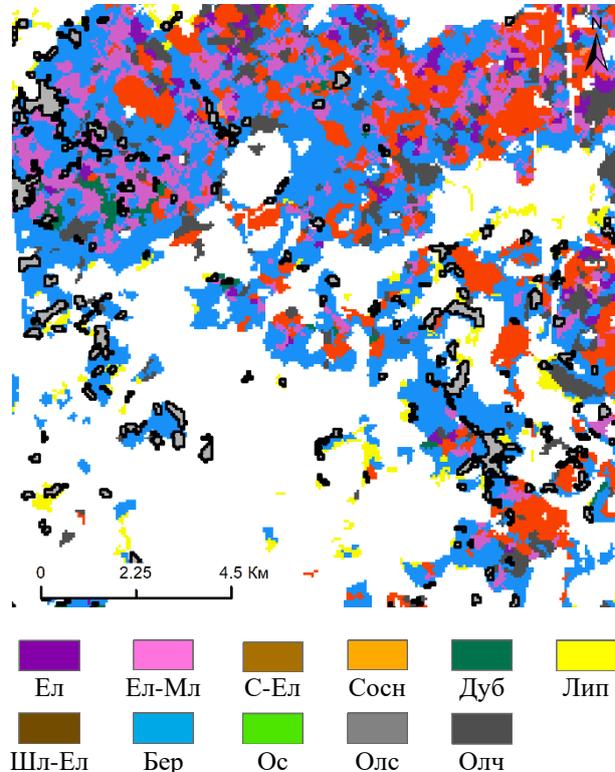


Рисунок 27. Характерная ретикулярная конфигурация сероольховых лесов (выделены черными контурами)

Наименее выраженные особенности фрагментации присущи березовой и елово-мелколиственной формациям. При умеренной фрагментированности (небольшие площади, простые формы, средняя контрастность) суммарно эти леса занимают треть лесного покрова Московской области, сформированы под воздействием рубок и других неблагоприятных воздействий и могут испытать сукцессионную смену на хвойные либо широколиственные формации в долгосрочной перспективе и при соответствующем лесохозяйственном уходе.

## ГЛАВА 6. АПРОБАЦИЯ МЕТРИК ФРАГМЕНТАЦИИ В КАЧЕСТВЕ ОСНОВЫ ДЛЯ ПРОЕКТИРОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАРКАСА МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Выявленные закономерности связи между пространственной структурой лесного покрова, выраженной через количественные метрики фрагментации и геоботаническими характеристиками, включая принадлежность к лесным формациям позволяют сделать предположение, что оценка фрагментации территории может быть продуктивно использована для проектирования экологических сетей.

### **6.1. Оценка корреляции между метриками фрагментации и удаление наиболее скоррелированных**

Для выявления метрик, наиболее скоррелированных между собой, и их удаления выполняется пошаговое снятие скоррелированности между переменными (табл. 14). На первом шаге выявлена наибольшая парная корреляция между метриками AREA и CORE, что вполне логично с точки зрения их характера. Метрика AREA имеет незначительно больший средний коэффициент корреляции с остальными метриками, поэтому на этом шаге она удаляется из анализа. Необходимо отметить, что на всех шагах не наблюдалось значительной разницы между средними по модулю корреляциями внутри пары и отбор метрик на удаление может в таком случае иметь экспертный характер. Например, на втором шаге из двух взаимно скоррелированных метрик PARA и CONTIG первая рассчитывается более простым способом и соответственно имеет более ясный физический смысл. В результате удаляется метрика CONTIG, что также подтверждается ее средней корреляцией.

Таблица 14. Пошаговое удаление переменных, скоррелированных на уровне более 0.7

Шаг	Максимальная корреляция (по модулю)	Переменная 1	Средняя корреляция переменной 1 по модулю	Переменная 2	Средняя корреляция переменной 2 по модулю
1	0.997	AREA	0.348	CORE	0.34
2	0.981*	PARA	0.216	CONTIG	0.233
3	0.96	PERIM	0.339	CORE	0.302
4	0.901	GYRATE	0.368	SHAPE	0.367
5	0.812	SHAPE	0.313	FRAC	0.238
6	0.753*	CAI	0.153	ECON	0.116
7	0.725	CORE	0.158	NCORE	0.209
8	0.711	FRAC	0.161	CIRCLE	0.160
9	Min -0.13 Max 0.234				

\* отрицательные корреляции

В результате пошагового удаления на 8 шаге происходит пересечение порога 0.7 и в наборе остаются метрики периметр/площадь (PARA), отношение к площади описанной окружности (CIRCLE), площадь ядра (CORE), близость (PROX), сходство (SIMI), дистанция (ENN) и контрастность (ECON). Характерно, корреляции между оставшимися метриками существенно меньше 0.7. Максимальная корреляция по модулю составляет 0.234 (PARA-CIRCLE) а минимальная -0.13 (PARA-CORE), что подтверждает эффективность метода пошагового снятия скоррелированности между переменными для данного случая.

Из группы метрик площади и периметра оказались удалены все. Косвенно (с большой корреляцией) за площадь отвечает оставленная метрика CORE. Из метрик сложности формы оставлена только одна – соотношение периметр/площадь – наиболее простая в расчете. В группе метрик изоляции обратная ситуация – все три метрики не имеют взаимной скоррелированности и оставлены в анализе ( табл. 15).

Таблица 15. Корреляционная матрица для семи метрик, оставленных после снятия скоррелированности между переменными. Красным выделены значимые корреляции ( $p < 0.05$ )

	PARA	CIRCLE	CORE	PROX	SIMI	ENN	ECON
PARA		0.234	-0.130	-0.057	0.007	0.100	-0.010
CIRCLE			0.057	0.009	0.004	-0.047	-0.056
CORE				0.087	0.031	-0.025	-0.006
PROX					0.045	-0.059	0.008
SIMI						-0.009	0.136
ENN							-0.038
ECON							

## 6.2. Выявление выделов, характерных типов фрагментации с помощью классификации k-средних

Для выделов лесного покрова выполнена классификация методом k-средних по семи нескоррелированным метрикам (табл. 16). Классификация выполнена несколько раз с изменением числа классов от 2 до 20. Установлено, что наиболее высокие значения F-критерия достигаются при семи классах при уровне достоверности  $p < 0.05$ , что означает, что это количество классов оптимально, т.к. минимизирует соотношение внутри и межгрупповых дисперсий.

Таблица 16. Результаты классификации выделов лесного покрова по значениям семи нескоррелированным метрикам методом k-средних для 7 классов

Метрики (стандартизованные)	Сумма квадратов отклонений между группами	df	Сумма квадратов отклонений внутри групп	df	F	p-value
PARA	3203.4	6	144425.6	147623	545.7	0.000000

Метрики (стандартизованные)	Сумма квадратов отклонений между группами	df	Сумма квадратов отклонений внутри групп	df	F	p-value
CIRCLE	629.3	6	146999.7	147623	105.3	0.000000
CORE	131881.4	6	15747.6	147623	206049.1	0.000000
PROX	102818.0	6	44811.0	147623	56453.0	0.000000
SIMI	430.4	6	147198.6	147623	71.9	0.000000
ENN	70597.2	6	77031.8	147623	22548.6	0.000000
ECON	83.5	6	147545.5	147623	13.9	0.000000

При сравнении средних значений метрик по классам можно ранжировать их по степени фрагментации ( табл. 17). Выделы первого класса отличаются от остальных наилучшим значением метрики PROX - близости. То есть они чаще остальных имеют типологически гомогенные выделы большой площади в окружении. Для них также характерно высокое значение метрики PARA – отношения периметра к площади. Класс представлен 1179 выделами. Второй класс наибольший по численности – в него входит 142069 выделов, для них характерно только высокое значение метрики PARA и низкие значения остальных метрик. Выделы первого и второго классов сильно фрагментированы. Третий класс имеет наибольшие значения метрик CORE и SIMI, высокие значения почти всех метрик – CIRCLE и PROX. Этот класс представлен только одним выделом. Четвертый класс в целом близок к третьему и имеет высокие уровни метрик CIRCLE, CORE, PROX, SIMI и представлен шестью выделами. Выделы третьего и четвертого класса наименее фрагментированные. Выделы пятого класса имеют высокий уровень метрики CIRCLE, уровни остальных метрик находятся несколько выше минимальных значений. К этому классу относятся 478 выделов, степень фрагментации умеренная. Выделы шестого класса имеют наибольшую

метрику PARA, а уровни остальных метрик низкие. Выделы этого класса характеризуются максимальной фрагментацией, их количество 3845. К седьмому классу относятся 52 выдела, они имеют высокие уровни всех метрик, кроме PARA и характеризуются слабой фрагментацией.

*Таблица 17. Средние значения семи нескоррелированных метрик фрагментации по 7 классам. Красный цвет – максимальные значения, синий – минимальные.*

Класс	PARA	CIRCLE	CORE	PROX	SIMP	ENN	ECON	Степень фрагментации
1	281.61	0.63	25.34	6770.48	7182.10	132.14	20.60	Сильная
2	317.07	0.63	6.65	60.58	3402.15	294.49	20.31	Очень сильная
3	86.65	0.77	19002.96	3601.43	43306.38	120.00	21.44	Наименьшая
4	79.90	0.76	12864.66	2827.53	20170.50	120.00	22.19	Наименьшая
5	101.79	0.75	822.37	571.54	5542.62	122.15	20.47	Умеренная
6	362.41	0.62	1.73	0.00	3130.48	2885.88	18.43	Наибольшая
7	85.64	0.76	4494.48	2289.78	10592.18	120.00	21.70	Слабая

Метрики ENN (дистанция) и ECON (контрастность) имеют слабую дифференциацию по классам. Выделы шестого класса характеризуются наибольшими дистанциями, что подчеркивает их сильную фрагментированность. Наименьшая контрастность характерна для выделов шестого класса, наибольшая – для четвертого класса.

Распределение классов по формациям позволяет подчеркнуть еще несколько важных особенностей фрагментации (табл. 18). В наименее фрагментированные классы – третий и четвертый вошли практически одни и те же формации – еловая, сосновая и березовая, а седьмой и первый классы дополнительно включают черноольховую и липовую формации. Такое распределение в целом соответствует типологическому статусу региона, в котором еловые, сосновые и березовые леса являются доминирующими и по

площади в том числе. Заметна субдоминантная роль липовых и черноольховых лесов. Вероятно, это объясняется невысокой хозяйственной ценностью древесины соответствующих пород и высокой сохранностью вследствие этого. Кроме того, черноольховые леса часто расположены в поймах рек, на заболоченных территориях, что затрудняет доступ к ним в ходе хозяйственно деятельности. В пользу сохранности липовых лесов говорит их высокая степень устойчивости, хорошая возобновляемость и приживаемость подроста и подлеска [Рысин, Савельева, Полунина, 1999]. Вероятно, классы 3,4 и 5,7 могут представлять из себя потенциальные элементы экологического каркаса с учетом характерного типологического разнообразия.

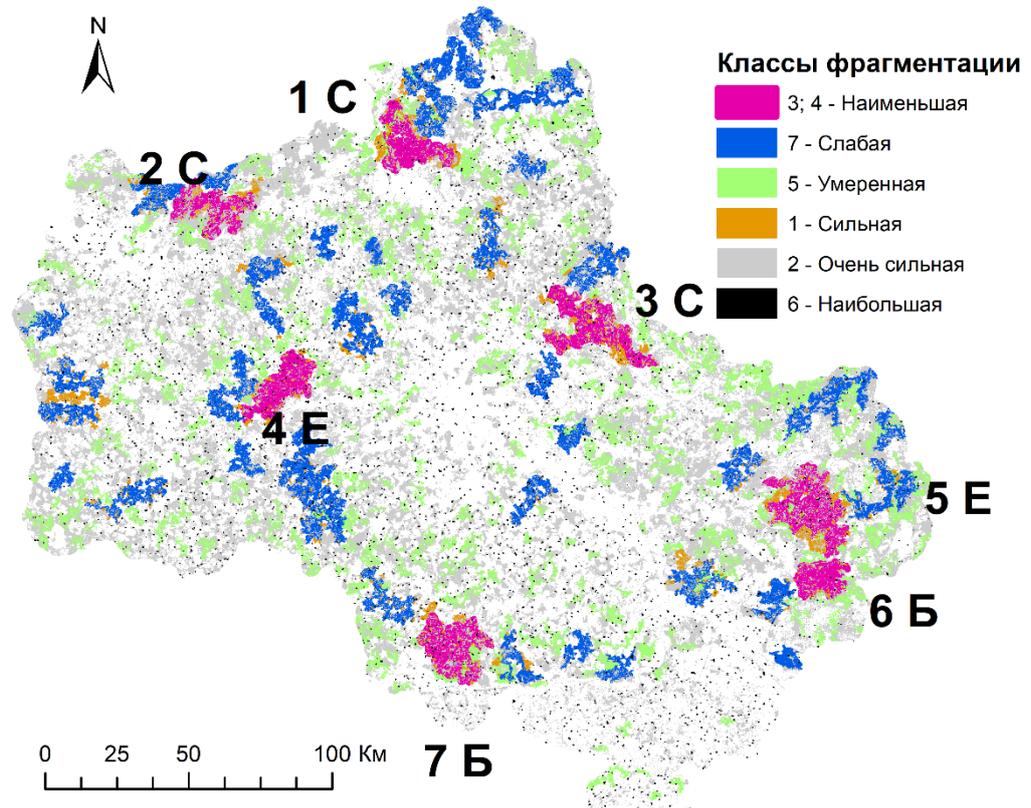
Классы 2 и 6 – наиболее фрагментированные, однако между ними наблюдается одно заметное различие. Если распределение второго класса в целом соответствует общему распределению выделов по формациям, то шестой класс ему не соответствует – здесь количества выделов по формациям примерно равны. Можно предположить, что из этих двух классов второй демонстрирует закономерности, несколько более приближенные к естественному распределению формаций на территории исследования. А шестой класс – наоборот, характеризуется излишне выровненным распределением. Если учесть максимальное значение выделов шестого класса по метрике ENN - можно предположить, что по какой-то причине, возможно антропогенного или аazonального характера, выделы этого класса имеют наибольшую фрагментацию. Соответственно, выделы второго класса с учетом их численности скорее представляют из себя не элементы экологического каркаса, а фоновую среду, характеризующуюся высокой мозаичностью.

*Таблица 18. Распределение выделов лесного покрова в разрезе классов фрагментации и принадлежности к формациям.*

Формации	Номер класса							Всего по формациям
	1	2	3	4	5	6	7	
1. Еловая	431	21677	1	1	137	289	19	22555
2. Елово-мелколиственная		13826				322		14148
3. Сосново-еловая		10191			5	605		10801
4. Сосновая	362	20637		3	142	393	9	21546
5. Дубовая		4957			4	349		5310
6. Липовая	16	18239			29	579	2	18865
7. Широколиственная		334				138		472
8. Березовая	312	33756		2	120	142	13	34345
9. Осиновая		4289				334		4623
10. Сероольховая		2377			2	442		2821
11. Черноольховая	58	11786			39	252	9	12144
Всего выделов по классам	1179	142069	1	6	478	3845	52	147630
Доля лесной площади, %	1.66	60.61	0.97	3.86	20.53	0.52	11.85	

Пятый класс занимает промежуточное положение. С одной стороны, он характеризуется умеренной фрагментацией. С другой – как и классы 1,3,4 и 7, его частное распределение в целом соответствует общему распределению количества выделов по формациям. Уточнение роли классов в качестве элементов экологического каркаса выполняется на основе экспертного визуального анализа распределения классов в пространстве по картосхеме.

На рис. 28 приведено пространственное взаимное расположение выделов 7 классов фрагментации.



*Рисунок 28. Расположение выделов, принадлежащих к различным классам фрагментации по территории Московской области. Цифрами обозначен номер экологического ядра первого порядка, буквами – принадлежность к формации.*

Выделы лесного покрова, относящиеся к третьему и четвертому классам – наиболее вероятные кандидаты на роль экологических ядер первого порядка. Это наиболее крупные выделы площадью 12-22 тыс. га, наименее фрагментированные. Потенциальные экологические ядра 1 порядка во многом совпадают с имеющимися ООПТ. Фактически каждое ядро включает в себя одно или несколько крупных и значимых ООПТ либо пересекается с таковыми. Например, ядро №7 (цифры на рисунке) включает в себя Приокско-Террасный биосферный заповедник, при этом имеет гораздо больший охват. Ядро № 2 частично пересекается с Национальным парком «Завидово» и государственными природными заказниками «Саньковский» и «Кузьминский». Ядро № 3 включает в себя государственные природные заказники «Черноголовский» и «Душоновские болота». Природоохранная

значимость таких ООПТ подтверждается и усиливается их наименьшей фрагментацией.

Следующий по степени фрагментации класс – седьмой, представлен 52 выделами площадью от 3 до 8 тысяч гектар, достаточно равномерно распределенных по территории исследования. Путем пересечения векторных слоев установлено, что 32 выдела седьмого класса пересекаются с 48 особо охраняемыми территориями различного статуса. Выделы 7 класса вместе с выделами 3 и 4 классов, а также 5 характеризуются относительно высокими значениями метрики CIRCLE, что означает скорее их округлую форму, нежели вытянутую. Однако на изображении заметно, что в ряде случаев несколько выделов 7 класса вплотную соседствуют друг с другом, формируя вытянутые кластеры. Выделы седьмого класса проявляют как свойства ядер экологического каркаса (второго уровня), так и отчасти свойства экологических коридоров. Однако такие коридоры заведомо не имеют сплошной протяженности от ядра к ядру, что является серьезным недостатком.

Характерная особенность первого класса – плотное примыкание к экологическим ядрам первого порядка, в этом отношении наиболее вероятная роль выделов первого класса – буферная. Количество выделов первого класса 1179, их средняя площадь 153 га (варьирует от 1.44 га до 2165 га). Второй класс, наиболее многочисленный – равномерно распределен по территории исследования, имеет среднюю площадь 10 га (1.44 – 546 га). Вероятная роль второго класса в экологическом каркасе – также буферная, однако с меньшим приоритетом, нежели класс 1. Выделы 6 класса имеют среднюю площадь 3.17 га (1.44 – 61.9 га) и вероятно не должны включаться в потенциальные элементы экологического каркаса.

Предлагаемый метод позволяет с высокой степенью уверенности выделить среди потенциальных элементов экологического каркаса ядра первого и второго порядка, а также выделы, которые могут служить буферной зоной для ядер и коридоров. Однако непосредственно коридоры таким

способом выделены быть не могут, во многом вероятно это связано с прерывистостью лесного покрова в связи с воздействием жилой и особенно транспортной инфраструктурой. Можно сказать, что естественные целостные экологические коридоры на территории исследования отсутствуют, есть только их части, в большей или меньшей степени удаленные друг от друга. Вероятно также, что с точки зрения континуальности лесного покрова существование коридоров в естественных условиях маловероятно. Скорее, экологический коридор имеет больше природно-хозяйственное значение, обеспечивая пространственную взаимосвязь ценных участков лесного покрова (экологических ядер, ООПТ) между собой в условиях сильного антропогенного воздействия.

### **6.3. Проектирование экологических коридоров на основе метода весового расстояния**

Для моделирования экологических коридоров используется метод анализа весового расстояния (least cost distance). Выявленные ядра экологической сети совмещаются с весовым растром, который представляет из себя матрицу проницаемости выделов (степень того, насколько данный выдел пригоден для использования в качестве коридора). Алгоритм подбирает расстояние между каждой парой соседних ядер на основе наименьшего сопротивления среды. Весовой растр формируется на основе степени фрагментации. Каждому из семи классов присвоено значение веса, которое соответствует степени фрагментации каждого выдела. Чем менее фрагментированный выдел – тем более предпочтительно формирование в нем экологического коридора. В соответствии с методикой вес рассчитывается на основе экспоненциальной функции порядкового номера по шкале фрагментации (обратной к натуральному логарифму) (табл. 19).

В частности, наименее фрагментированным классам 3 и 4 присваивается наименьший вес 2.72. Следующему по степени фрагментации седьмому

классу присваивается значение веса 7.4. Классам пятому, первому и второму присваиваются значения весов 20.12, 54.7 и 148.9 соответственно. Наиболее фрагментированному шестому классу присваивается максимальное среди лесных выделов значение веса 405. Остальным нелесным выделам присваивается максимальное значение веса 1101.

*Таблица 19. Значения весов формирования экологического коридора, присвоенные различным классам фрагментации*

Номер класса	Степень фрагментации	Номер по шкале фрагментации	Значение весового растра
1	Сильная	4	54.7
2	Очень сильная	5	148.9
3, 4	Наименьшая	1	2.72
5	Умеренная	3	20.12
6	Наибольшая	6	405.0
7	Слабая	2	7.4
Другие местообитания (нелесные)		7	1101.5

Алгоритм рассчитывает весовые дистанции между целевыми объектами - ядрами экологической сети. Соответственно используются ранее выявленные ядра первого уровня (третий и четвертый классы фрагментации, семь выделов) и ядра второго уровня (седьмой класс фрагментации, 52 выдела). Моделирование коридоров выполняется отдельно для первого и второго уровней, соответственно в результате вырабатывается двухуровневая схема экологических коридоров.

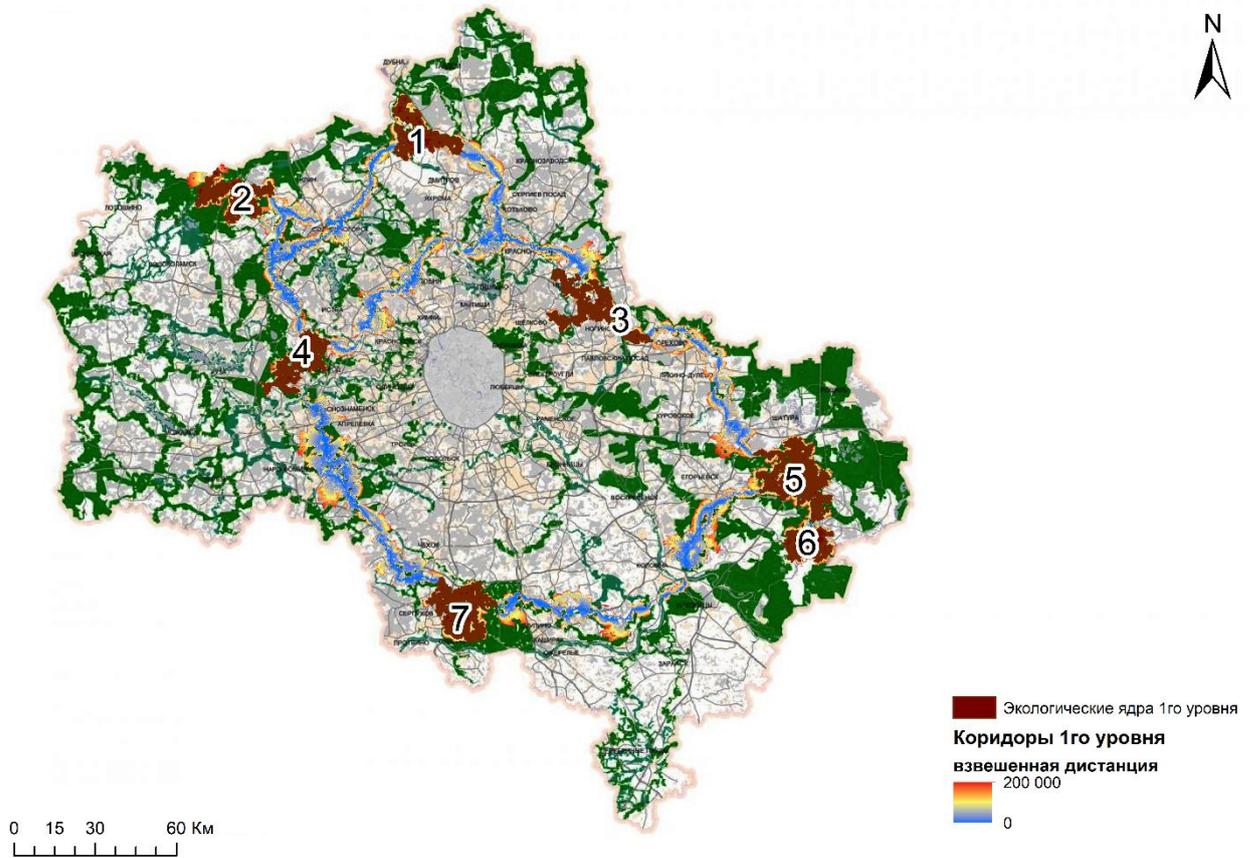
На рис. 29 приведены экологические ядра первого уровня и смоделированные между ними коридоры на основе степени фрагментации выделов. В качестве подложки использована картосхема планируемых особо охраняемых природных территорий – природных экологических территорий [Правительство Московской области, 2007]. Спроектированный экологический коридор между ядрами 1 и 2 проходит по границе г.о. Клин и Дмитровский, далее по границе г.о. Клин и Солнечногорский и далее

примыкает к ядру № 2 в пределах г.о. Клин. Коридор отчасти совпадает с официальной сетью природных экологических территорий, однако не соответствует ей в его северной части, там, где она почти вплотную примыкает к г. Клин. Коридор имеет ряд узких мест, таких, например, как пересечение р. Яхрома в р-не д. Александрово или пересечение трассы М-11 в р-не д. Елино.

Коридор, соединяющий ядра №№1, 3, 5 и 6 пролегает в своей северной части по границам г.о. Дмитровский, Сергиево-посадский, Пушкинский, далее по территории г.о Щелковский, Богородский, Павлово-посадский, Орехово-зубовский и Егорьевский. Коридор в большей части совпадает с сетью природных экологических территорий, за исключением двух участков. Первый – в районе г. Красноармейск, где официальная сеть экологических территорий предлагает коридор напрямую через Красноармейск по р. Воря, а разработанная сеть коридоров предлагает обход Красноармейска с севера по лесным массивам. Второй – на границе г.о. Орехово-Зуево, Егорьевск и Шатура. Официальная сеть здесь пролегает на 25 км севернее по границе Московской и Владимирской областей, а предлагаемая сеть использует существующие слабофрагментированные массивы на границе трех г.о. в р-не д. Авсюнино и тем самым сокращает дистанцию в 3-4 раза.

Отдельно стоит отметить спроектированный коридор, соединяющий ядра №№ 3 и 4. Он имеет дублирующую роль, т.к. эти ядра соединяются вышеописанным коридором, пролегающим севернее, однако по формальным признакам он имеет невысокую весовую дистанцию и два раза короче северного коридора. Этот коридор в слабой степени совпадает с официальными природными территориями, т.к. вблизи Москвы они имеют радиальный характер, а не концентрический. Коридор имеет ряд узких мест. Во-первых, это пересечение Новорижского ш, р. Истра и Волоколамского ш в районе н.п Покровское и Снегири. Во-вторых, это пересечение Ленинградского ш севернее Зеленограда. В-третьих, пересечение Дмитровского ш и канала им. Москвы в р-не Икши. Данный коридор можно

признать одновременно достаточно важным с точки зрения сокращения дистанции и при этом весьма уязвимым.



*Рисунок 29. Экологические ядра и смоделированные коридоры 1-го уровня. Подложка – картосхема планируемых особо охраняемых природных территорий – природных экологических территорий из схемы территориального планирования Московской области.*

Коридор, соединяющий ядра №№ 2, 4 и 7 в значительной степени совпадает с официальной сетью природных территорий. Исключение составляет участок между г.о. Наро-Фоминский и Чеховский. Сеть природных территорий предлагает протяженный экологический коридор по долине р. Лопасня, проходящей через г. Чехов, что противоречит предполагаемому природному характеру экологических территорий. Предлагаемая сеть пролегает на 10 км южнее г. Чехов и использует крупные слабофрагментированные лесные массивы на границе Чеховского и Серпуховского г.о.

Коридор, соединяющий ядра № 7, 5 и 6 в целом хорошо совпадает с официальной сетью природных территорий и проходит по лесным массивам на левом берегу р. Ока (рис. 30). Эта часть лесного покрова Московской области значительно более фрагментирована в силу более активного исторического сельскохозяйственного освоения, что особенно заметно при сравнении лесных массивов левого (менее фрагментированного) и правого бортов долины р. Ока. Как официальная, так и предлагаемая сети экологических коридоров на этом участке используют практически безальтернативный путь по левому борту долины р. Ока. Узким местом является участок между Коломной и Луховицами. Городская застройка Коломны не позволяет использовать ее в качестве экологического коридора, поэтому предлагаемый коридор пролегает через лесной массив на север от Луховиц и дважды пересекает р. Оку.

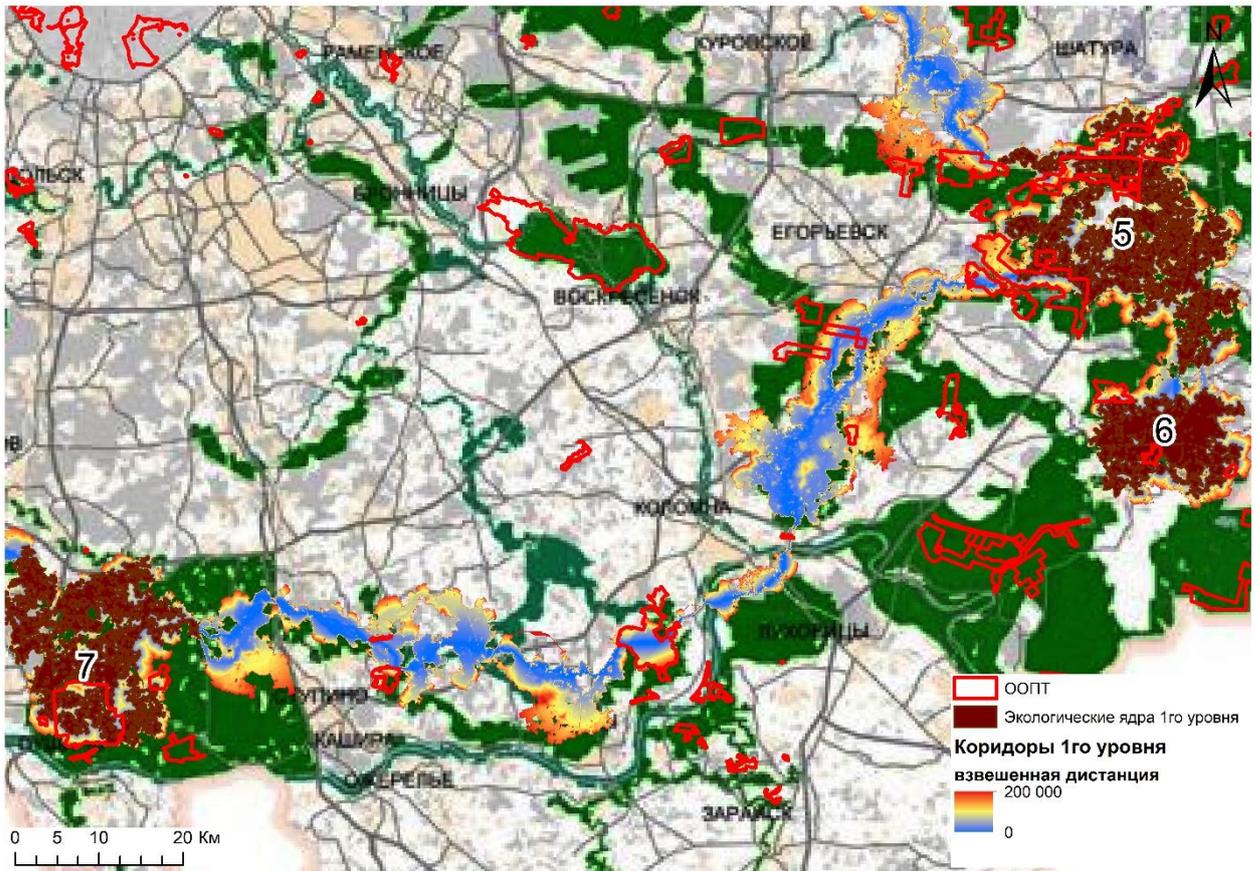
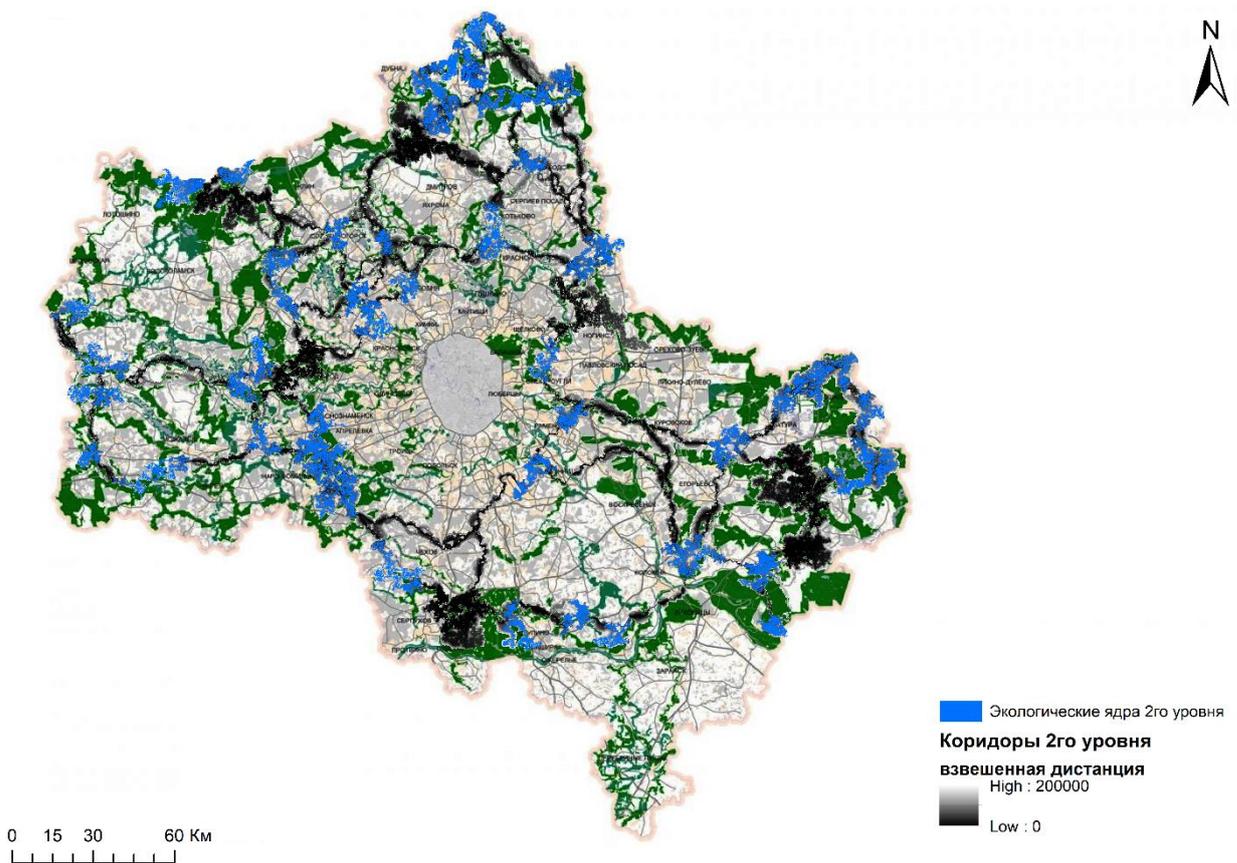


Рисунок 30. Коридор, соединяющий ядра № 7, 5 и 6. Подложка – картосхема планируемых особо охраняемых природных территорий – природных экологических территорий из схемы территориального планирования Московской области.

Аналогичным образом рассчитываются экологические коридоры второго уровня (рис. 31). Можно отметить, что совпадение официальных природных территорий с предлагаемыми экологическими коридорами наблюдается примерно в половине случаев. Чаще всего совпадения наблюдаются в северной, западной и восточной частях области, исторически более залесенных. Вероятно, одна из причин заключается в том, что официальные природные территории часто (и не всегда обоснованно) используют речные долины в качестве коридоров. Это более простой путь при проектировании, но он связан с одним важным ограничением – речные долины нередко проходят через населенные пункты.

Предлагаемые коридоры чаще имеют несколько более рациональный характер, в частности благодаря тому, что избегают извилистые речные

долины, вместо этого используя крупные и малофрагментированные лесные массивы. Наблюдается заметный дефицит ООПТ и экологических коридоров в Домодедовском г.о., предлагаемый метод отчасти компенсирует этот недостаток, предлагая ядра и коридоры второго уровня на этом участке. При этом предлагаемый метод (в рамках исследования лесных формаций) не работает на юге области (южнее долины р. Оки), т.к. на этой территории фактически отсутствуют слабофрагментированные лесные массивы. С одной стороны, небольшие сильнофрагментированные участки леса на этой территории – потенциальный объект охраны. С другой – фактически здесь преобладают лесостепные и степные местообитания и они должны являться основой для оценки фрагментации и моделирования коридоров.



*Рисунок 31. Экологические ядра и смоделированные коридоры 2-го уровня. Подложка – картосхема планируемых особо охраняемых природных территорий – природных экологических территорий из схемы территориального планирования Московской области.*

Если проанализировать размещение ООПТ в пределах экологического каркаса, то становится заметна высокая сконцентрированность охраняемых территорий здесь (табл. 20). Так, количество ООПТ в регионе по нашим оценкам составляет 370, а их площадь чуть менее 14% от всей территории лесного покрова (что в свою очередь составляет около 48% от площади области). А в пределах предлагаемого экологического каркаса их число 117 (31.6%), а в площадном выражении 35.01 %. То есть выявление наименее фрагментированных территорий в регионе осмыслено с точки зрения оконтуривания фона для ООПТ. Экологический каркас с этой точки зрения дополняет общую концепцию охраны природного наследия региона и усиливает ее, с одной стороны, не вмешиваясь и не изменяя существующую структуру природоохранной деятельности, а с другой – создает новый аспект природоохранной деятельности. Принадлежность ООПТ к ядрам и поясам наименее фрагментированного экологического каркаса усиливает их значимость, добавляет функций. А экологический каркас формирует запрос на создание новых видов охраны лесов, возможно не столь строгих, но призванных создать буферные территории вокруг существующих ООПТ, чтобы снизить краевые эффекты, воздействующие на них.

*Таблица 20. Сравнение количественных и площадных показателей размещения ООПТ внутри лесного покрова в целом и элементов экологического каркаса в частности.*

	Площадь, тыс. га	Количество	Площадь ООПТ, тыс. га	Доля ООПТ, %
В пределах лесного покрова Московской области				
Всего	2203.2	370	300,6	13.64
В пределах экологического каркаса				
Всего	876.5	117	105.3	35.01
в том числе по элементам				
Ядра 1 уровня	113.2	18	18.7	6.21

	Площадь, тыс. га	Количество	Площадь ООПТ, тыс. га	Доля ООПТ, %
Коридоры 1 уровня	277.8	35	23.3	7.75
Ядра 2 уровня	226.2	24	39.3	13.06
Коридоры 2 уровня	259.3	40	24.0	7.99

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование основано на обширной базе геоботанических описаний Московской области, собранных по единой методике в 2006-2019 гг. общим числом 1694. Геоботанические описания использованы для эколого-фитоценотической классификации, в результате которой выделено 11 типологических единиц в ранге формаций, согласующихся как с разномасштабными схемами геоботанического районирования и картографирования, так и с лесохозяйственной инвентаризацией по главным породам. Точки размещения геоботанических описаний с присвоенными принадлежностями к формациям использованы для картографического моделирования лесного покрова исследуемого региона методом «random forest». При использовании тестовой выборки общая сходимость моделирования составила 0.67, что в целом считается достаточно надежным показателем. По формациям варьирование сходимостей составило от 0.45 до 0.82. Полученная карта выделов лесного покрова с присвоенными принадлежностями к формациям использована для повыдельного расчета 14 метрик фрагментации (метрики площади, конфигурации, экологического ядра, изоляции и контрастности).

Анализ корреляций между метриками и геоботаническими параметрами показывает, что между ними существуют многочисленные и разнонаправленные связи. Уровень связей, оцененный с помощью ранговой корреляции Спирмена, находится в диапазоне 0.2-0.3, однако многие из них имеют высокий уровень значимости  $p < 0.005$ . Анализ распределения метрик по формациям с помощью дисперсионного анализа подчеркивает доминирующую роль хвойных лесов – они наименее фрагментированные и уязвимую роль широколиственных лесов - они имеют небольшую площадь и удалены друга, однако сохраняют высокий уровень смежности внутри выдела. В отличие от них, мелколиственные леса имеют низкий уровень смежности

даже при больших площадях. Выделы черноольховой формации имеют метрики описанной окружности и дистанции, позволяющие подчеркнуть их вытянутость и удаленность друг от друга. Выделы сероольховой и осиновой формации имеют низкий уровень смежности, что характеризует их как дисперсно размещенные в пространстве. Такой характер фрагментации различных формаций для хвойных лесов связывается с доминированием слабодренированных моренных субстратов и эндогенным формированием микроклимата, вытесняющего неморальные виды. Мелколиственные и смешанные леса на фоне фактора отсутствия искусственного лесовосстановления формируются на субдоминантных дренированных склонах и в среднесрочной перспективе испытывают сукцессионную смену на хвойные. Широколиственные леса связаны с высокотрофными местообитаниями озерно-водноледникового происхождения либо эрозионного обнажения известняков. Сероольховые и осиновые формации обеспечивают краткосрочную сукцессию в окнах и на опушках.

Пространственная структура, оцененная с помощью метрик фрагментации, может служить индикаторной основой для проектирования региональных экологических сетей, наряду с другими более детальными источниками данных. Выделы лесного покрова успешно ранжируются по степени фрагментации. В общей сложности наименее фрагментированные выделы занимают около 16% площади и по характеру пространственного размещения и совпадения с ООПТ могут быть отнесены к экологическим ядрам. Проектирование экологических коридоров требует дополнительного привлечения метода весового расстояния. Спроектированные коридоры позволяют во многих случаях оптимизировать имеющийся экологический каркас региона, в том числе снижать затраты на его поддержание, выявлять пересечения с транспортной сетью, использовать уже имеющиеся участки лесного фонда вместо проектирования новых.

Проведенное исследование подтверждает связь пространственной структуры с процессами, происходящими в лесных экосистемах и потенциал использования количественно измеренных свойств пространственной структуры при проектировании экологических каркасов крупных пространственных единиц регионального уровня.

## ВЫВОДЫ

1. Лесохозяйственные и биотопические характеристики выделов в наибольшей степени зависят от контрастности границ, доли экологического ядра, сходства и близости, в наименьшей степени – от описанной окружности и евклидовой дистанции.
2. Видовое богатство, индексы выровненности и уникальности видового состава проявляют взаимосвязь с пространственными характеристиками выделов только для травяного и мохового ярусов, что во многом связано с количественным доминированием видов в этих ярусах. В наибольшей степени они зависят от сложности формы, сходства и контрастности, а в наименьшей – от площади экологического ядра, смежности и отношения периметр/площадь.
3. Наиболее ярко проявляется связь метрик с представленностью эколого-ценотических групп: олиготрофной, бореальной, неморальной, нитрофильно-влажнотравной. В наибольшей степени представленность эколого-ценотических групп зависит от контрастности и сходства, а в наименьшей от описанной окружности. Причем представленность олиготрофных и бореальных видов имеет положительную связь с этими метриками, а неморальных и нитрофильно-влажнотравных – отрицательную.
4. Зональное доминирование хвойных лесов, в том числе на преобладающих слабодренированных моренных субстратах, связано с наименьшей фрагментацией этого класса формаций по метрикам размера, контрастности, изоляции. Далее в ряду фрагментации следуют мелколиственные и затем широколиственные леса.
5. Метрики описанной окружности, смежности и дистанции являются индикаторами интразональности (например, черноольховые пойменные леса, леса на торфяниках и верховых болотах).

6. Сукцессионный статус лесов (градиент первичности и вторичности) может быть оценен с помощью метрик смежности и отношения периметр/площадь – наибольшая смежность и наименьшая периметр/площадь у дубовых, липовых, широколиственно-еловых, а обратное соотношение – у осиновых и сероольховых лесов, которые занимают окна и прогалины в лесу, формируя сетчатую мелкодисперсную пространственную структуру.
7. Спроектированные экологические ядра включают еловые, сосновые, березовые леса, такой состав соответствует типологическому статусу региона. Леса дубовые и липовые максимально фрагментированы и уязвимы и должны включаться в природоохранные мероприятия по признаку уникальности.
8. Предлагаемая сеть ядер и коридоров имеет более рациональный характер, чем официальная в составе Схемы территориального планирования Московской области, в частности благодаря тому, что смоделирована в уже существующих крупных и малофрагментированных лесных массивах и нуждается в минимальных дополнительных природоохранных мероприятиях.
9. Доля ООПТ в количественном и площадном отношении отличается в пределах экологического каркаса по сравнению со всей территорией лесного фонда - проектирование экологического каркаса через оценку фрагментации дополняет общую концепцию охраны природного наследия региона и усиливает ее, не вмешиваясь и не изменяя существующую структуру природоохранной деятельности, а создавая новый аспект природоохранной деятельности..

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анненская Г. и др. Ландшафты Московской области и их современное состояние // 1997.
2. Анучин Н. Лесная таксация: учебник для вузов. Изд. 6-е // 1982.
3. Варенцов М. и др. Воспроизведение острова тепла Московской агломерации в рамках региональной климатической модели COSMO-CLM // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2017. № 6. С. 25–37.
4. Викторов А. С. Математическая морфология ландшафта. Москва: Тратек, 1998. 180 с.
5. Грибова С. А., Исаченко Т. И., Лавренко Е. М. Растительность европейской части СССР. : Наука, 1980.
6. Ивашутина Л., Николаев В. Контрастность ландшафтной структуры и некоторые аспекты ее изучения // Вестн. МГУ. География. 1971. № 5. С. 25–35.
7. Казакова Н. Основные черты рельефа Московской области // Тр. Института географии АН СССР. 1957. № 71. С. 5–15.
8. Катенин А. Разнообразие формы и геометрической структуры (узора) территориальных единиц растительного покрова тундровой зоны // Крупномасштабное картографирование растительности. ЛС. 1989. С. 16–19.
9. Комитет лесного хозяйства Московской области. Лесной план Московской области на 2019-2028 гг. : Комитет лесного хозяйства Московской области, 2018.
10. Кораблёв А. П. Формирование лесной растительности на вулканогенных отложениях Камчатки (на примере плато Толбачинский дол) // 2011.
11. Королюк А. Классификация территориальных единиц растительности равнинных территорий для целей создания геоинформационной системы "Растительность Сибири" // Геоботаническое картографирование. 1999. № 1997. С. 3–13.
12. Курнаев С. Ф. Основные типы леса средней части Русской равнины // 1968.
13. Курнаев С. Ф. Лесорастительное районирование СССР // 1973.

14. Лавриненко И. А. Подходы европейских экологов к типологии и картографированию местообитаний // Геоботаническое картографирование. 2020. № 2020. С. 51–77.
15. Ласточкин А. Общая теория геосистем // 2011.
16. Мазинг В. В. Что такое структура биогеоценоза // Проблемы биогеоценологии. 1973. С. 148–156.
17. Максимов Г. Н. Методологические проблемы физической географии. Якутск: Изд-во ЯГУ, 1988. 148 с.
18. Маркова И. А. Современные проблемы лесовыращивания (Лесокультурное производство) // 2009.
19. Маслов А. Короед-типограф и усыхание еловых лесов // 2010.
20. Мерзленко М. Старейшие искусственные леса Подмосковья // Природа. 1978. № 10. С. 50–57.
21. Низовцев В. и др. Ландшафтно-экологические исследования Москвы для обоснования территориального планирования города // 2020.
22. Николаев В. Ландшафтное пространство-время (методологические аспекты) // Вестник МГУ. Сер. 1989. Т. 5. С. 18–25.
23. Огуреева Г., Булдакова Е. Разнообразие лесов Клинско-Дмитровской гряды в связи с ландшафтной структурой территории // Лесоведение. 2006. № 1. С. 58–69.
24. Огуреева Г. Н. Растительность Московской области. Пояснительный текст и легенда к карте М 1:200 000. Москва: МГУ, 1996. 45 с.
25. Петров В. Новая схема геоботанического районирования Московской области // Вестник МГУ, сер. биол. 1968. № 5. С. 44–50.
26. Правительство Московской области. Схема территориального планирования Московской области. , 2007.
27. Правительство РФ. О составе схем территориального планирования Российской Федерации. , 2006а.
28. Правительство РФ. Лесной кодекс Российской Федерации. , 2006б.
29. Пузаченко Ю. Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях // 2004.

30. Рысин Л., Абатуров А., Савельева Л. Динамика хвойных лесов Подмосковья // 2000.
31. Рысин Л. П. Леса Западного Подмосковья. : Наука, 1982.
32. Рысин Л., Савельева Л., Полунина М. Динамика лиственных лесов в Подмосковье // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1999. Т. 104. № 4. С. 22.
33. Савельева Л. Лесотипологические исследования в европейской части лесной зоны России // Лесобиологические исследования на северо-западе таежной зоны России: итоги и перспективы. 2007.
34. Спиридонов А. Краевые образования московского оледенения в центральных областях Русской равнины // Краевые образования материковых оледенений. М.: Наука. 1972. С. 94–99.
35. Сукачев В. Основные понятия лесной биоценологии. Избранные труды. Т. 1. Основы лесной типологии и биогеоценологии // 1972.
36. Сулова Е. Леса Московской области // Экосистемы: экология и динамика. 2019. Т. 3. № 1. С. 119–190.
37. Топчиев А. Пространственная организация географических комплексов и систем // Одесса: Вища шк. 1988.
38. Трофимов А., Чистобаев А., Шарыгин М. Теория организации пространства // Известия Русского географического общества. 1993. Т. 123. № 3.
39. Фридланд В. Структура почвенного покрова и методы ее изучения // Москва: Мысль. 1973.
40. Холод С. С. Структура растительного покрова острова Врангеля // 2017.
41. Хорошев А. В. Полимасштабная организация географического ландшафта. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2016. 416 с.
42. Цветков М. Изменение лесистости Европейской части России с конца XVII столетия по 1914 г // Москва: Изд-во АН СССР. 1957.
43. Черненко Т. В. и др. Биоразнообразие лесов Московского региона // Экосистемы: Экология И Динамика. 2020. Т. 4. № 3.
44. Черненко Т., Морозова О. Классификация и картографирование ценотического разнообразия лесов // Лесоведение. 2017. № 4. С. 243–255.
45. Чернов Н. Особенности создания и выращивания культур ели // Леса Урала и хозяйство в них. 2004. № 25. С. 141–147.

46. Шутов И. и др. *Плантационное лесоводство* // СПб.: Изд-во Политех. ун-та. 2007.
47. Abdullah H. и др. Sentinel-2 accurately maps green-attack stage of European spruce bark beetle (*Ips typographus*, L.) compared with Landsat-8 // *Remote sensing in ecology and conservation*. 2019. Т. 5. № 1. С. 87–106.
48. Alvarez-Buylla E. R., Garcia-Barrios R. Seed and forest dynamics: a theoretical framework and an example from the neotropics // *The American Naturalist*. 1991. Т. 137. № 2. С. 133–154.
49. Arellano-Rivas A. и др. Effects of spatial patch characteristics and landscape context on plant phylogenetic diversity in a naturally fragmented forest // *Tropical Conservation Science*. 2017. Т. 10. С. 1940082917717050.
50. Arroyo-Rodríguez V. и др. Multiple successional pathways in human modified landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research // *Biol. Rev.* doi. 2015. Т. 10.
51. Baines O., Wilkes P., Disney M. Quantifying urban forest structure with open-access remote sensing data sets // *Urban Forestry & Urban Greening*. 2020. Т. 50. С. 126653.
52. Baker W. L., Cai Y. The r. le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system // *Landscape ecology*. 1992. Т. 7. № 4. С. 291–302.
53. Bartesaghi-Koc C., Osmond P., Peters A. Mapping and classifying green infrastructure typologies for climate-related studies based on remote sensing data // *Urban Forestry & Urban Greening*. 2019. Т. 37. С. 154–167.
54. Bendel P. R., Gates J. E. Home range and microhabitat partitioning of the southern flying squirrel (*Glaucomys volans*) // *Journal of Mammalogy*. 1987. Т. 68. № 2. С. 243–255.
55. Bierregaard R. O. и др. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest.* : Yale University Press, 2001.
56. Breiman L. Random forests // *Machine learning*. 2001. Т. 45. № 1. С. 5–32.
57. Brittingham M. C., Temple S. A. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? // *BioScience*. 1983. Т. 33. № 1. С. 31–35.
58. Brosofske K. D. и др. A review of methods for mapping and prediction of inventory attributes for operational forest management // *Forest Science*. 2014. Т. 60. № 4. С. 733–756.

59. Cadenasso M. L. и др. A framework for a theory of ecological boundaries // *BioScience*. 2003. Т. 53. № 8. С. 750–758.
60. Chen J., Franklin J. F., Spies T. A. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests // *Ecological applications*. 1992. Т. 2. № 4. С. 387–396.
61. Chernenkova T. V. и др. Sustainable Forest Management Tools for the Moscow Region // *Sustainable Forest Management Tools for the Moscow Region*. 2019. Т. 12. № 4. С. 35–56.
62. Chernenkova T. V. и др. Role of Silviculture in the Formation of Norway Spruce Forests along the Southern Edge of Their Range in the Central Russian Plain // *Forests*. 2020. Т. 11. № 7. С. 778.
63. Chernenkova T. V., Morozova O. V. Classification and Mapping of Coenotic Diversity of Forests // *Contemporary Problems of Ecology*. 2017. Т. 10. № 7. С. 738–747.
64. Clemens Jänicke, Thilo Wellmann. Front and back yard green analysis with subpixel vegetation fractions from earth observation data in a city // *Landscape and Urban Planning*. 2019. Т. 182. С. 44–54.
65. Cochran W. G. *Sampling techniques*. New York: Wiley, 1977. Вып. 3d ed. 428 с.
66. Corcos D. и др. Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales // *PLoS One*. 2019. Т. 14. № 4. С. e0214068.
67. Crouzeilles R., Curran M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect // *Journal of Applied Ecology*. 2016. Т. 53. № 2. С. 440–448.
68. Das P., Behera M. D., Murthy M. S. R. Forest fragmentation and human population varies logarithmically along elevation gradient in Hindu Kush Himalaya-utility of geospatial tools and free data set // *Journal of Mountain Science*. 2017. Т. 14. № 12. С. 2432–2447.
69. Drinnan I. N. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb // *Biological conservation*. 2005. Т. 124. № 3. С. 339–349.
70. Duengkae P. и др. Patch metrics of roosting site selection by Lyle’s flying fox (*Pteropus lylei* Andersen, 1908) in a human-dominated landscape in Thailand // *Folia Oecolog*. 2019. Т. 46. № 1. С. 63–72.
71. Dunning J. B., Danielson B. J., Pulliam H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes // *Oikos*. 1992. С. 169–175.

72. Echeverría C. и др. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile // *Global Ecology and Biogeography*. 2007. Т. 16. № 4. С. 426–439.
73. Ellenberg H. и др. Zeigerwerte von pflanzen in mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18 // Göttingen, Goltze. 1992.
74. Ellis C. J. Lichen epiphyte diversity: a species, community and trait-based review // *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 2012. Т. 14. № 2. С. 131–152.
75. Farina A. *Principles and methods in landscape ecology*. : Springer, 1998.
76. Forman R. *Land mosaics*. Cambridge: Cambridge University Press // 2006.
77. Forman R. T., Galli A. E., Leck C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications // *Oecologia*. 1976. Т. 26. № 1. С. 1–8.
78. Forman R. T. T., Godron M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1986.
79. Franke G. R. Multicollinearity // *Wiley international encyclopedia of marketing*. 2010.
80. Franklin S. E., Wulder M. A., Lavigne M. B. Automated derivation of geographic window sizes for use in remote sensing digital image texture analysis // *Computers & Geosciences*. 1996. Т. 22. № 6. С. 665–673.
81. Frate L. и др. Analisi della diversità floristica dei boschi lungo un gradiente di frammentazione: un caso studio nelle faggete dell'Appennino molisano // *Forest@-Journal of Silviculture and Forest Ecology*. 2011. Т. 8. № 5. С. 137.
82. Frelich L. E., Lorimer C. G., Stambaugh M. C. History and Future of Fire in Hardwood and Conifer Forests of the Great Lakes-Northeastern Forest Region, USA // *Fire Ecology and Management: Past, Present, and Future of US Forested Ecosystems* / под ред. С. H. Greenberg, B. Collins. Cham: Springer International Publishing, 2021. С. 243–285.
83. Gardner T. *Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible management*. : Routledge, 2010.
84. Girardet H. *Creating regenerative cities*. : Routledge, 2014.
85. Gislason P. O., Benediktsson J. A., Sveinsson J. R. Random forest classification of multisource remote sensing and geographic data // *2004 IEEE International*

Geoscience and Remote Sensing Symposium, Anchorage, AK, USA, 20–24 September 2004. : IEEE, 2004. С. 1049–1052.

86. Gobron N. и др. Advanced vegetation indices optimized for up-coming sensors: Design, performance, and applications // IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 2000. Т. 38. № 6. С. 2489–2505.

87. Grabska E., Frantz D., Ostapowicz K. Evaluation of machine learning algorithms for forest stand species mapping using Sentinel-2 imagery and environmental data in the Polish Carpathians // Remote Sensing of Environment. 2020. Т. 251.

88. Graham M. H. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression // Ecology. 2003. Т. 84. № 11. С. 2809–2815.

89. Grande T. O. и др. Fragment shape and size, landscape permeability and fragmentation level as predictors of primate occupancy in a region of Brazilian Cerrado // Acta Scientiarum. Biological Sciences. 2020. Т. 42. С. e48339–e48339.

90. Haklay M., Weber P. Openstreetmap: User-generated street maps // IEEE Pervasive Computing. 2008. Т. 7. № 4. С. 12–18.

91. Hammond D. H. Quantifying Burn Severity Patterns and Post-Fire Recovery // 2020.

92. Hancock D. W., Dougherty C. T. Relationships between blue-and red-based vegetation indices and leaf area and yield of alfalfa // Crop Science. 2007. Т. 47. № 6. С. 2547–2556.

93. Hansen A. J., DiCasteri F. Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows. Berlin/Heidelberg, Germany: Springer Science & Business Media, 2012.

94. Hansen M. C. и др. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change // science. 2013. Т. 342. № 6160. С. 850–853.

95. Hanski I., Gilpin M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain // Biological journal of the Linnean Society. 1991. Т. 42. № 1–2. С. 3–16.

96. Hardt R. A., Forman R. T. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines // Ecology. 1989. Т. 70. № 5. С. 1252–1260.

97. Harper K. A. и др. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes // Conservation biology. 2005. Т. 19. № 3. С. 768–782.

98. Hernandez-Stefanoni J. L. Relationships between landscape patterns and species richness of trees, shrubs and vines in a tropical forest // Plant Ecology. 2005. Т. 179. № 1. С. 53–65.

99. Hu G. и др. Determinants of plant species richness and patterns of nestedness in fragmented landscapes: evidence from land-bridge islands // *Landscape Ecology*. 2011. Т. 26. № 10. С. 1405–1417.
100. Imre A., Bogaert J. The fractal dimension as a measure of the quality of habitats // *Acta Biotheoretica*. 2004. Т. 52. № 1. С. 41–56.
101. Inglada J., Christophe E. The Orfeo Toolbox remote sensing image processing software // 2009 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Cape Town, South Africa, 12–17 July 2009. : IEEE, 2009. С. IV-733- IV–736.
102. Jaeger J. A. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation // *Landscape ecology*. 2000. Т. 15. № 2. С. 115–130.
103. Joelsson S. R., Benediktsson J. A., Sveinsson J. R. Random forest classification of remote sensing data // *Signal and Image Processing for Remote Sensing*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2006. С. 344–361.
104. Jongman R. H. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks // *Landscape and urban planning*. 1995. Т. 32. № 3. С. 169–183.
105. Kareiva P. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 1990. Т. 330. № 1257. С. 175–190.
106. Kim M., Song K., Chon J. Key coastal landscape patterns for reducing flood vulnerability // *Science of The Total Environment*. 2021. Т. 759. С. 143454.
107. Koppen W. Klassifikation der Klimate nach Temperatur, Niederschlag und Jahreslauf. // *Petermanns Geogr. Mitt*. 1918. Т. 64. С. 193–203.
108. Kotliar N. B., Wiens J. A. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity // *Oikos*. 1990. С. 253–260.
109. Kotlov I. P., Chernenkova T. V. Modeling of forest communities spatial structure at the regional level through remote sensing and field sampling: constraints and solutions // *Forests*. 2020. Т. 11. № 10. С. 1088.
110. Kremsater L., Bunnell F. L. Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests // *Forest fragmentation: wildlife and management implications*. 1999. С. 117–53.
111. Kruys N., Jonsson B. G. Insular patterns of calicioid lichens in a boreal old-growth forest-wetland mosaic // *Ecography*. 1997. Т. 20. № 6. С. 605–613.

112. LaGro J. Assessing patch shape in landscape mosaics // *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 1991. Т. 57. № 3. С. 285–293.
113. Lamberson R. H. и др. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape // *Conservation Biology*. 1992. Т. 6. № 4. С. 505–512.
114. Lang M. и др. Construction of tree species composition map of Estonia using multispectral satellite images, soil map and a random forest algorithm // *Forestry Studies*. 2018. Т. 68. № 1. С. 5–24.
115. Laurance W. F., Yensen E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats // *Biological conservation*. 1991. Т. 55. № 1. С. 77–92.
116. Leopold A. *Game Management*. Charles Scribner's Sons // New York. 1933. Т. 481.
117. Levins R. *Extinction // Some Mathematical Problems in Biology*. 1970.
118. Li H. и др. Clearance and fragmentation of tropical rain forest in Xishuangbanna, SW, China // *Biodiversity and Conservation*. 2009. Т. 18. № 13. С. 3421–3440.
119. Logan W. и др. *Edges // Management of wildlife and fish habitats in forests of western Oregon and Washington*. USDA For. Serv. Publ. No. R6-F&WL-192-1985. 1985. С. 115–127.
120. Lurie I. K. и др. A series of maps of the environmental-geographical assessment of land resources of the New Moscow territory // *Vestnik Moskovskogo universiteta*. 2015. № 4. С. 50–59.
121. Lyons M. B. и др. A comparison of resampling methods for remote sensing classification and accuracy assessment // *Remote Sensing of Environment*. 2018. Т. 208. С. 145–153.
122. Macarthur R. H., Wilson E. O. *The Theory of Island Biogeography*. : Princeton University Press, 1967. Вып. REV-Revised.
123. Mandelbrot B. B. *The fractal geometry of nature*. : WH freeman New York, 1982.
124. Matos F. A. R. и др. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest // *Journal of Ecology*. 2017. Т. 105. № 1. С. 265–276.

125. McFeeters S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features // *International journal of remote sensing*. 1996. T. 17. № 7. C. 1425–1432.
126. McGarigal K. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Washington, DC, USA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.
127. McIntyre N. E., Wiens J. A. A novel use of the lacunarity index to discern landscape function // *Landscape Ecology*. 2000. T. 15. № 4. C. 313–321.
128. McKelvey K., Noon B. R., Lamberson R. H. Conservation planning for species occupying fragmented landscapes: the case of the northern spotted owl // Pages 424–450 in: Kareiva, PM; Kingsolver, JG; Huey, RB, comps., eds. *Biotic Interactions and Global Change*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Assoc., Inc. 1993. C. 424–450.
129. Molina J. R. и др. Fragmentation of *Araucaria araucana* forests in Chile: quantification and correlation with structural variables // *iForest-Biogeosciences and Forestry*. 2015. T. 9. № 2. C. 244.
130. Moore N. W., Hooper M. D. On the number of bird species in British woods // *Biological Conservation*. 1975. T. 8. № 4. C. 239–250.
131. Moss M. Fostering academic and institutional activities in landscape ecology // *Issues in landscape ecology*. 1999. C. 138–144.
132. Munguía-Rosas M. A., Montiel S. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest // *PloS one*. 2014. T. 9. № 10. C. e111742.
133. Nichol J. E., Abbas S., Fischer G. A. Spatial patterns of degraded tropical forest and biodiversity restoration over 70-years of succession // *Global ecology and conservation*. 2017. T. 11. C. 134–145.
134. Noss R. F. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators // *Forest Ecology and Management*. 1999. T. 115. № 2. C. 135–146.
135. Ochungo P. и др. Fragmented landscapes affect honey bee colony strength at diverse spatial scales in agroecological landscapes in Kenya // *Ecological Applications*. 2022. T. 32. № 1. C. e02483.
136. Opdam P., Verboom J., Pouwels R. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity // *Landscape ecology*. 2003. T. 18. № 2. C. 113–126.

137. Parada-Díaz J. и др. To what extent does the species composition of Macaronesian laurel forests depend on their human disturbance history and environmental drivers? // *Forest Ecology and Management*. 2021. Т. 497. С. 119468.
138. Patton D. R. A Diversity Index for Quantifying Habitat «Edge» // *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*. 1975. Т. 3. № 4. С. 171–173.
139. Petitpas R. и др. Spatial patterns over a 24-year period show an increase in native vegetation cover and decreased fragmentation in Andean temperate landscapes, Chile // *Ciencia e investigación agraria: revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*. 2016. Т. 43. № 3. С. 384–395.
140. Petrášová-Šibíková M., Bacigál T., Jarolímek I. Fragmentation of hardwood floodplain forests—how does it affect species composition? // *Community Ecology*. 2017. Т. 18. № 1. С. 97–108.
141. Pickett S. T., Cadenasso M. L. The ecosystem as a multidimensional concept: meaning, model, and metaphor // *Ecosystems*. 2002. Т. 5. № 1. С. 1–10.
142. Puliti S. и др. Modelling above-ground biomass stock over Norway using national forest inventory data with ArcticDEM and Sentinel-2 data // *Remote Sensing of Environment*. 2020. Т. 236. С. 111501.
143. Puzachenko Yu. G. и др. Multispectral remote information in forest research // *Contemporary Problems of Ecology*. 2014. Т. 7. № 7. С. 838–854.
144. Ranney J., Bruner M., Levenson J. B. Importance of edge in the structure and dynamics of forest islands // *Ecological studies; analysis and synthesis*. 1981.
145. Rivas-Martínez S., Penas A., Díaz T. Bioclimatic & Biogeographic Maps of Europe. University of León, Spain // 2004.
146. Rösch V. и др. Biodiversity conservation across taxa and landscapes requires many small as well as single large habitat fragments // *Oecologia*. 2015. Т. 179. № 1. С. 209–222.
147. Santos A. и др. Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest // *Ecological Indicators*. 2020. Т. 115. С. 106423.
148. Sengl P. и др. Only large and highly-connected semi-dry grasslands achieve plant conservation targets in an agricultural matrix= Nur große, gut vernetzte Halbtrockenrasen erreichen botanische Naturschutzziele in einer von Äckern dominierten Landschaft // *Tuexenia*. 2016. Т. 36. С. 167–190.
149. Shimada M. и др. New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007–2010) // *Remote Sensing of environment*. 2014. Т. 155. С. 13–31.

150. Sorensen T. A. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons // *Biol. Skar.* 1948. T. 5. C. 1–34.
151. Team R. C. R: A language and environment for statistical computing.
152. Temple S. A. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: A comparison of two models. // 1986.
153. Thomas J. W., Maser C., Rodiek J. E. Edges. : US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and ..., 1979.
154. Thomson G., Newman P. Urban fabrics and urban metabolism—from sustainable to regenerative cities // *Resources, Conservation and Recycling.* 2018. T. 132. C. 218–229.
155. Tinker D. B. и др. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest // *Landscape ecology.* 1998. T. 13. C. 149–165.
156. Tischendorf L., Fahrig L. How should we measure landscape connectivity? // *Landscape ecology.* 2000. T. 15. № 7. C. 633–641.
157. Vaillancourt D. A. Structural and microclimatic edge effects associated with clearcutting in a Rocky Mountain forest. Laramie: University of Wyoming // 1995.
158. Wagner J. M., Shimshak D. G. Stepwise selection of variables in data envelopment analysis: Procedures and managerial perspectives // *European journal of operational research.* 2007. T. 180. № 1. C. 57–67.
159. Wang K., Wang T., Liu X. A Review: Individual Tree Species Classification Using Integrated Airborne LiDAR and Optical Imagery with a Focus on the Urban Environment // *Forests.* 2019. T. 10. № 1. C. 1.
160. Wangen S. R., Webster C. R., Griggs J. A. Spatial characteristics of the invasion of *Acer platanoides* on a temperate forested island // *Biological Invasions.* 2006. T. 8. № 5. C. 1001–1012.
161. Wiens J. A. Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview // *Landscape boundaries.* 1992. C. 217–235.
162. Winer, B. J. *Statistical principles in experimental design* // 1962.
163. Wintle B. A. и др. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity // *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 2019. T. 116. № 3. C. 909–914.
164. Wu J. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations // *Landscape ecology.* 2004. T. 19. № 2. C. 125–138.

165. Wu J., Gao W., Tueller P. T. Effects of Changing Spatial Scale on the Results of Statistical Analysis with Landscape Data: A Case Study // null. 1997. Т. 3. № 1–2. С. 30–41.
166. Yahner R. H., Scott D. P. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests // *The Journal of Wildlife Management*. 1988. С. 158–161.
167. Ye H., Yang Z., Xu X. Ecological corridors analysis based on MSPA and MCR model—a case study of the Tomur World Natural Heritage Region // *Sustainability*. 2020. Т. 12. № 3. С. 959.
168. Zambrano J. и др. Investigating the direct and indirect effects of forest fragmentation on plant functional diversity // *PloS one*. 2020. Т. 15. № 7. С. e0235210.
169. Zhang Y. и др. Characterizing changes in land cover and forest fragmentation from multitemporal Landsat observations (1993-2018) in the Dhorpatan Hunting Reserve, Nepal // *Journal of Forestry Research*. 2022. Т. 33. № 1. С. 159–170.
170. Ziter C., Bennett E. M., Gonzalez A. Temperate forest fragments maintain aboveground carbon stocks out to the forest edge despite changes in community composition // *Oecologia*. 2014. Т. 176. № 3. С. 893–902.
171. Zuidema P. A., Sayer J. A., Dijkman W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas // *Environmental conservation*. 1996. Т. 23. № 4. С. 290–297.

ПРИЛОЖЕНИЯ

### Приложение 1. Физико-географические особенности Московской области

	1	2	3	4	5	6	7
	Верхне-Волжская	Московская	Смоленская	Москворецкая	Мещерская	Заоскская	Среднерусская
Оледенения	4	3	3	2-3	2-3	2	2
Климат							
Тер янв (°)	-9.65	-9.16	-8.94	-8.27	-8.78	-8.85	-8.63
Тер июл (°)	17.49	17.47	17.25	18.10	18.79	18.52	18.50
Осад год (мм)	636.90	652.31	635.76	620.90	613.90	573.61	558.17
Осад тепл (мм)	86.23	87.62	84.61	84.61	86.95	82.33	78.96
Рельеф							
Абс. высота (м)	146.7	206.8	213.1	174.4	133.5	168.6	176.4
Уклон (°)	1.385	2.246	2.042	1.884	1.431	2.021	1.689
Отложения	Зандровые, моренно-водно-ледниковые покровные суглинки и пески, подстилаются известняками либо глинами	Моренные, моренно-водно-ледниковые суглинки и пески	Моренные суглинки, водно-ледниковые и озерно-водно-ледниковые суглинки и пески	Моренные, моренно-водно-ледниковые суглинки и пески	Водно-ледниковые, древне-аллювиальные пески и суглинки	Покровные лессовидные суглинки на моренных водно-ледниковых песках	Покровные и моренные, водно-ледниковые суглинки на выступе коренных пород
Почвы	Дерново-подзолистые, глееватые	Дерново-подзолистые, глееватые, болотные	Дерново-подзолистые	Дерново-подзолистые, светлосерые лесные	Дерново-подзолистые, Подзолистые глееватые, Болотные	Серые, светлосерые лесные	Серые лесные
Леса	Березово-сосновые, мелко-лиственно-еловые	Широко-лиственно-еловые, мелко-	Широко-лиственно-еловые, мелко-	Мелко-лиственные	Елово-дубово-сосновые,	Мелко-лиственные, мелко-	Дубравы

		лиственно-еловые	лиственно-еловые		Березово-сосновые	лиственно-широколиственные	
--	--	------------------	------------------	--	-------------------	----------------------------	--

**Приложение 2. Список использованных каналов, рассчитанных на их основе спектральных индексов и моряметрических характеристик**

Индекс	Описание
B01	Канал 1, аэрозоли, 442,7 нм
B02	Канал 2, синий, 492,4 нм
B03	Канал 3, зеленый, 559,8 нм
B04	Канал 4 красный 664,6 нм
B05	Канал 5, красный край 1, 704,1 нм
B06	Канал 6, красный край 2, 740,5 нм
B07	Канал 7, красный край 3, 782,8 нм
B08A	Канал 8A, ближний ИК, 832,8 нм
B09	Канал 9, водяной пар, 945,1 нм
B11	Канал 11, коротковолновый ИК1, 1613,7 нм
B12	Канал 12, коротковолновый ИК2, 2202,4 нм
NDVI	Нормализованный разностный вегетационный индекс
TNDVI	Преобразованный нормализованный разностный вегетационный индекс
RVI	Вегетационный индекс соотношения
SAVI	Индекс вегетации с поправкой на почву
TSAVI	Трансформированный индекс растительности с поправкой на почву
MSAVI	Модифицированный индекс вегетации с поправкой на почву
MSAVI2	Модифицированный индекс растительности с поправкой на почву 2
GEMI	Глобальный индекс мониторинга окружающей среды
IPVI	Инфракрасный процентный индекс растительности
LAIFromNDVILog	Индекс площади листьев из логарифма NDVI
LAIFromReflLinear	Индекс площади листьев из отражений с помощью линейной комбинации

Индекс	Описание
LAIFromNDVIFormo	Индекс площади листьев по данным Formosat 2
NDWI	Нормализованный разностный индекс воды
NDWI2	Нормализованный разностный индекс воды 2
MNDWI	Модифицированный нормализованный разностный индекс воды
NDTI	Нормализованный разностный индекс мутности воды
RI	Индекс «покраснения»
CI	Цветовой индекс
BI	Индекс яркости
BI2	Индекс яркости 2
ISU	Индекс застроенных поверхностей
Bndvi	Индекс нормализованной разности ближнего ИК и синего
Ccci	Индекс содержания хлорофилла в растительном покрове
Cig	Зеленый индекс хлорофилла
Cvi	Вегетационный индекс хлорофилла
Dri	Индекс повреждения
Dswi	Индекс водного стресса при заболеваниях
Gdvi	Индекс разности ближнего ИК и зеленого каналов
Gi	Индекс зелени
Gli	Зеленый листовой индекс
Gndvi	Индекс нормализованной разности ближнего ИК и зеленого
Lci	Индекс хлорофилла в листьях
Ndre2	Индекс нормализованной разности ближнего ИК и красного края 2
Ndre3	Индекс нормализованной разности ближнего ИК и красного края 3
Ng	Индекс соотношения ближнего ИК и зеленого каналов

Индекс	Описание
Ngdri	Индекс нормализованной разности зеленого и красного каналов
Pbi	Биохимический индекс растительности
Pgr	Индекс зелены растений
Srbluered	Индекс отношения синего и красного каналов
Srswir	Индекс отношения коротковолновых ИК каналов
vmi	Глобальный вегетационный влажностный индекс
DEM	Абсолютная высота н.у.м, метры
Slope deg	Уклон, градусы
Shaded	Освещенность с юга при высоте солнца 30 градусов над горизонтом
Rms	Среднеквадратическая ошибка абс. высоты
Aspect	Экспозиция
laplacian	Лапласиан
Prof conv	Профильная кривизна
Plan conv	Плановая кривизна
Crssec conv	Кривизна вертикального сечения
Mincurv	Минимальная кривизна
maxcurv	Максимальная кривизна
HH	Горизонтальная поляризация
HV	Вертикальная поляризация

**Приложение 3. Объем обучающей выборки для классификации random forest, итоговые сходимости и доля лесной площади по формациям**

Формация (сокращенно)	Число исходных точек описаний	Число отрисованных полигонов	Средняя площадь полигона, га	Суммарная площадь, га	Итоговое число пикселей для обучающей выборки	Сходимость формаций по тестовой выборке, %	Доля лесной площади, %
Еловые	323	46	1.855	220.72	602	56	25.53
Елово-мелколиственные	188	42	0.503	41.8	250	47	4.06
Сосново-еловые	126	42	1.403	68.06	354	61	3.03
Сосновые	225	61	3.834	115.9	971	79	20.72
Дубовые	52	10	6.42	81.98	233	75	1.62
Липовые	109	11	4.43	51.69	470	81	8.14
Широколиственно-еловые	35	10	1.76	18.19	82	63	0.06
Березовые	220	67	1.225	107.09	518	53	26.88
Осиновые	72	17	0.86	28.95	128	55	1.02
Серольховые	28	10	0.37	29.62	65	45	0.65
Черноольховые	53	7	1.095	4.26	123	82	8.30
Итог	1431	323	1.94	768.26	3796	67	100

**Приложение 4. Матрица глубины краевого эффекта (единицы измерения - метры)**

	Е	Е-М	С-Е	С	Д	Л	Ш-Е	Б	О	Олс	Олч	м/л	выр	луг	заб	ив	с/х	вод	н.п.
Еловые	0	0	0	0	60	60	60	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Елово-мелколиственные	0	0	0	0	60	60	60	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Сосново-еловые	0	0	0	0	60	60	60	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Сосновые	0	0	0	0	60	60	60	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Дубовые	60	60	60	60	0	0	0	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Липовые	60	60	60	60	0	0	0	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Широколиственно-еловые	60	60	60	60	0	0	0	60	60	60	60	60	120	60	120	120	120	120	180
Березовые	60	60	60	60	60	60	60	0	0	0	0	60	120	60	120	120	120	120	180
Осиновые	60	60	60	60	60	60	60	0	0	0	0	60	120	60	120	120	120	120	180
Серольховые	60	60	60	60	60	60	60	0	0	0	0	60	120	60	120	120	120	120	180
Чернольховые	60	60	60	60	60	60	60	0	0	0	0	60	120	60	120	120	120	120	180
Мелколиственная поросль	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60	60	60	120
Вырубки	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60	60	60	120
Луга	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60	60	60	120

Открытые заболоченные	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60	60	120
Ивняки	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	60	120
Сельхозугодья	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	120
Водные объекты	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120
Населенные пункты и дороги	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

\* матрица глубины краевого эффекта может быть асимметричной; то есть правый верхний и левый нижний треугольники не обязательно должны быть зеркальным отражением друг друга. Строки представляют тот класс, в отношении которого осуществляется воздействие краевого эффекта, а столбцы – тот класс, выделы которого осуществляют воздействие.

**Приложение 5. Матрица контрастности (единицы измерения – б/р от 0 до 1)**

	Е	Е-М	С-Е	С	Д	Л	Ш-Е	Б	О	Олс	Олч	м/л	выр	луг	заб	ив	с/х	вод	н.п.
Еловые	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Елово-мелколиственные	0.1	0	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Сосново-еловые	0.1	0.1	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Сосновые	0.1	0.1	0.1	0	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Дубовые	0.2	0.2	0.2	0.2	0	0.1	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Липовые	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0	0.1	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Широколиственно-еловые	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Березовые	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0.4	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Осиновые	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0.4	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Серольховые	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0.4	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Чернольховые	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Мелколиственная поросль	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Вырубки	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0.9	0.9	0.9	0.9	1	1
Луга	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0.9	0.9	0.9	1	1

Открытые заболоченные	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0.9	0.9	1	1
Ивняки	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0.9	1	1
Сельхозугодья	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0	1	1
Водные объекты	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Населенные пункты и дороги	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0

\* матрица контрастности должна быть симметричной; то есть правый верхний и левый нижний треугольники должны быть идентичны.

**Приложение 6. Матрица сходства (единицы измерения б/р от 0 до 1)**

	Е	Е-М	С-Е	С	Д	Л	Ш-Е	Б	О	Олс	Олч	м/л	выр	луг	заб	ив	с/х	вод	н.п.
Еловые	1	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Елово-мелколиственные	0.9	1	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Сосново-еловые	0.9	0.9	1	0.9	0.8	0.8	0.8	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Сосновые	0.9	0.9	0.9	1	0.8	0.8	0.8	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Дубовые	0.8	0.8	0.8	0.8	1	0.9	0.9	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Липовые	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	1	0.9	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Широколиственно-еловые	0.8	0.8	0.8	0.8	0.9	0.9	1	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Березовые	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.6	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Осиновые	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.6	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Серольховые	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.6	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Чернольховые	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Мелколиственная поросль	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Вырубки	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0
Луга	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	0.1	0.1	0.1	0	0

Открытые заболоченные	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	0.1	0.1	0	0
Ивняки	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	0.1	0	0
Сельхозугодья	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	0	0
Водные объекты	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Населенные пункты и дороги	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

\* матрица сходства может быть асимметричной; то есть правый верхний и левый нижний треугольники не обязательно должны быть зеркальным отражением друг друга. Строки представляют класс, для которого измеряется метрика сходства, а столбцы – класс соседнего выдела.

**Приложение 7. Результаты дисперсионного анализа метрик фрагментации в разрезе формаций**

Формации		Е	Е-М	С-Е	С	Д	Л	Ш	Б	О	Олс	Олч
Число выделов		331	221	119	215	49	104	35	232	88	24	52
AREA	Ср.зн.	1559	615	589	1237	150	416	569	722	807	917	987
	Ст.ош.	186.85	130.44	225.85	209.51	49.54	83.31	192.68	119.46	259.35	583.52	238.30
PERIM	Ср.зн.	153430	62961	57220	109093	17314	35761	60017	66258	78912	84220	77118
	Ст.ош.	17155	12153	20004	18987	6300	6666	18799	9681	23733	53394	19046
GYRATE	Ср.зн.	1571	867	764	1310	447	796	951	963	933	892	1254
	Ст.ош.	105	83	117	124	74	92	207	90	163	343	200
PARA	Ср.зн.	165	188	170	140	177	158	175	176	208	195	166
	Ст.ош.	4.55	6.37	6.41	4.91	13.32	8.16	11.67	6.04	13.19	15.99	15.08
SHAPE	Ср.зн.	7.17	4.64	4.01	5.46	2.80	3.66	4.76	4.70	4.81	4.24	4.85
	Ст.ош.	0.37	0.31	0.41	0.40	0.34	0.27	0.74	0.29	0.56	1.18	0.59
FRAC	Ср.зн.	1.21	1.17	1.16	1.18	1.13	1.15	1.17	1.17	1.17	1.14	1.18
	Ст.ош.	0.005	0.005	0.007	0.006	0.009	0.007	0.015	0.005	0.009	0.019	0.010
CIRCLE	Ср.зн.	0.71	0.70	0.67	0.69	0.65	0.67	0.69	0.70	0.69	0.68	0.73
	Ст.ош.	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01
CONTIG	Ср.зн.	0.73	0.70	0.72	0.77	0.71	0.74	0.71	0.71	0.67	0.68	0.73

Формации		Е	Е-М	С-Е	С	Д	Л	Ш	Б	О	Олс	Олч
Число выделов		331	221	119	215	49	104	35	232	88	24	52
	Ст.ош.	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.03	0.02
CORE	Ср.зн.	1322	505	502	1074	105	350	461	580	658	772	815
	Ст.ош.	158	108	191	185	30	70	168	99	216	496	201
NCORE	Ср.зн.	15.40	8.06	6.08	9.68	4.24	4.60	8.71	9.23	10.25	9.63	9.02
	Ст.ош.	1.55	1.29	1.58	1.41	1.83	0.84	2.84	1.09	2.73	4.82	2.00
CAI	Ср.зн.	82.2	69.4	84.6	82.7	65.9	68.3	67.2	64.1	62.4	61.5	66.7
	Ст.ош.	0.87	1.56	1.58	0.97	3.91	2.63	3.99	1.57	3.22	5.96	3.30
PROX	Ср.зн.	633	200	327	568	35	132	258	284	297	199	372
	Ст.ош.	76.5	37.7	102.6	118.3	13.0	21.2	172.9	64.5	109.2	123.9	136.9
SIMI	Ср.зн.	3806	3038	3348	4334	1126	1997	2448	2795	2673	1896	5917
	Ст.ош.	348	322	668	482	289	387	437	268	476	705	1196
ENN	Ср.зн.	155	197	244	179	247	255	188	227	537	567	993
	Ст.ош.	7.43	14.05	45.53	12.78	36.76	48.85	18.11	24.19	116.56	174.00	579.94
ECON	Ср.зн.	14.7	20.6	13.6	16.6	18.6	19.5	21.1	25.0	24.2	20.2	28.9
	Ст.ош.	0.35	0.61	0.67	0.56	1.56	1.20	1.84	0.64	1.16	1.93	1.29