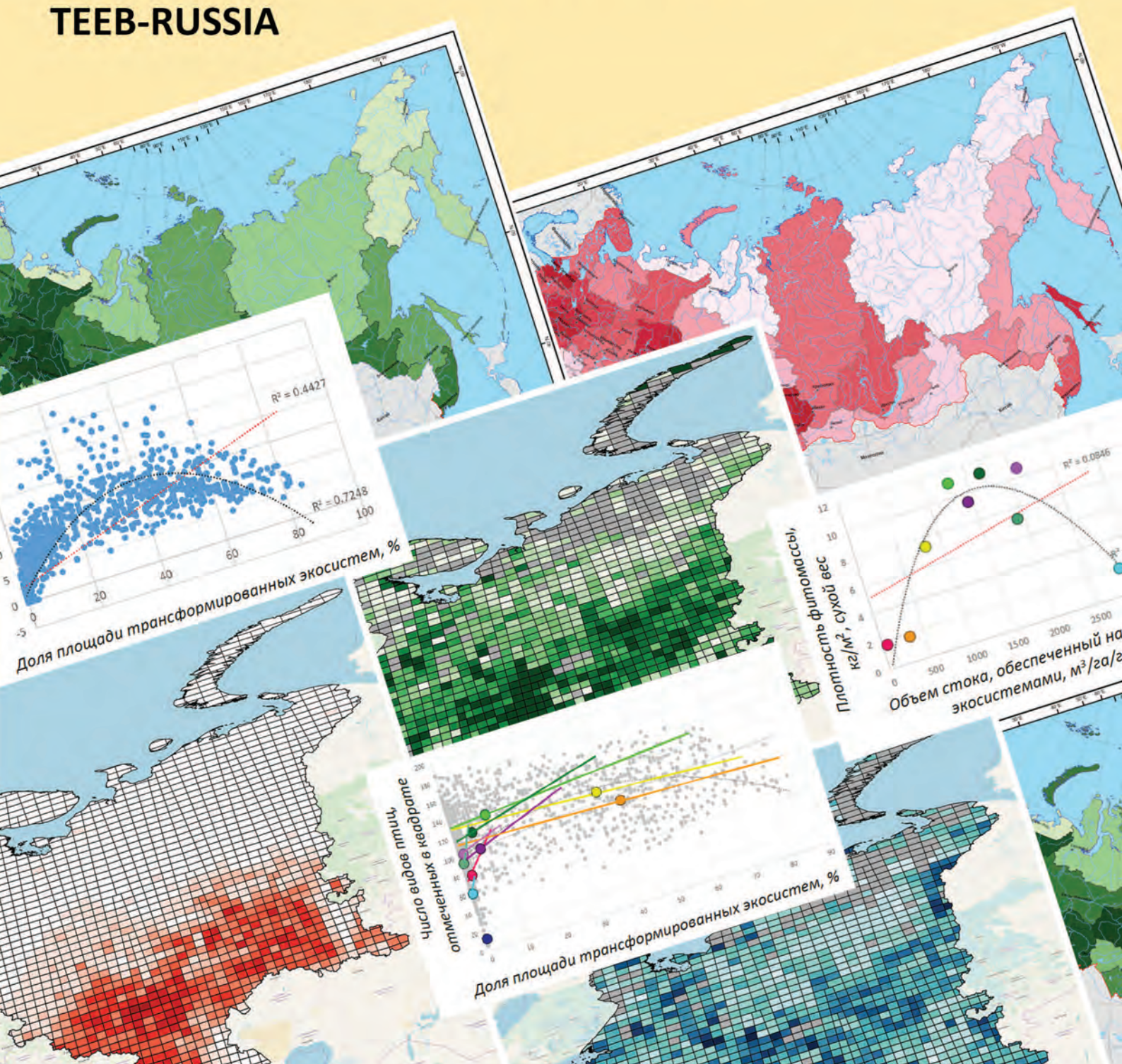


Экосистемные услуги России

Прототип национального доклада

Биоразнообразие и экосистемные услуги: принципы учета в России

TEEB-RUSSIA





ЭКОСИСТЕМНЫЕ УСЛУГИ РОССИИ

ПРОТОТИП НАЦИОНАЛЬНОГО ДОКЛАДА

Том 2

Биоразнообразие и экосистемные услуги: принципы учёта в России

Составитель
Е.Н. Букварёва

Редакторы
Е.Н. Букварёва, Т.В. Свиридова

Э40 **Экосистемные услуги России: Прототип национального доклада.**
Т. 2. Биоразнообразие и экосистемные услуги: принципы учёта в Рос-
сии / Сост.: Е.Н. Букварёва. Ред.: Е.Н. Букварёва, Т.В. Свиридова — М.:
Изд-во Центра охраны дикой природы, 2020. — 252 с.

ISBN 978-5-93699-105-9

В настоящей публикации представлены результаты второй фазы проекта TEEB-Russia. Рассмотрены возможности развития в России экспериментального экосистемного учёта в рамках системы природно-экономического учёта (СПЭУ-ЭЭУ). Предложен набор естественно-научных индикаторов для экосистемных услуг и экосистемных активов. Индикаторы экосистемных услуг включают показатели предоставленного (потенциального), используемого и, в ряде случаев, необходимого объёмов. Индикаторы экосистемных активов включают показатели их размеров (площадь экосистем) и качества (видовое богатство птиц и высших растений как индикаторы биоразнообразия, продуктивность и фитомасса экосистем как индикаторы экосистемного функционирования). Обоснована необходимость регионально-дифференцированного подхода к СПЭУ-ЭЭУ в России. Проанализированы зависимости между климатическими параметрами, индикаторами экосистемных активов и услуг. Показано, что в национальном (субнациональном) масштабе выявленные зависимости не могут служить прямым основанием для принятия решений, но важны для формирования регионально-дифференцированного управления. Пилотная экономическая оценка экосистемных услуг и экосистемных активов показала, что эти компоненты природного капитала имеют ключевое значение для благополучия населения регионов России.

ББК 20.18:65.28

Авторский коллектив:

К.А. Александрийская, С.Н. Бобылёв, Е.Н. Букварёва, О.В. Волцит, В.И. Грабовский,
А.А. Данилкин, А.В. Дроздов, М.Ю. Дубинин, А.Д. Думнов, Е.С. Есипова, О.А. Илларионова, М.В. Калякин,
О.А. Климанова, Е.Ю. Колбовский, С.Н. Лысенков, О.А. Мурашко, С.А. Остроумов, Р.А. Перелет,
Г.И. Рубан, Т.В. Свиридова, А.С. Семёнова, С.В. Соловьёва, А.В. Хорошев, А.В. Щербakov

Внешние эксперты: K. Grunewald, L. Kümper-Schlake

Книга подготовлена и издана в рамках проекта

«Оценка биоразнообразия и экосистемных услуг в Российской Федерации – принципы управления и международные процессы», выполненного при поддержке Федерального министерства окружающей среды, охраны природы и безопасности ядерных реакторов Германии, Федерального ведомства Германии по охране природы и Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации и при участии экспертов Центра охраны дикой природы (Москва), Института экологического территориального развития им. Лейбница (Дрезден), Российской академии наук (Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов, Институт географии, Институт системного анализа), Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (биологический, географический, экономический факультеты, Зоологический музей), Российского государственного аграрного университета – МСХА им. К.А. Тимирязева, а также ООО «NextGIS»

Координаторы проекта – А.Р. Григорян, К. Grunewald

Научный руководитель проекта – Е.Н. Букварёва

Сайт проекта: <http://teeb.biodiversity.ru/ru/>

Оглавление

1. Введение: цель проекта	6
2. Основные задачи, масштабы анализа и источники данных.....	7
2.1. Основные задачи проекта	7
2.2. Пространственные масштабы анализа и источники данных	10
2.3. Обработка данных и методы анализа.....	12
3. Индикаторы состояния экосистем и биоразнообразия	13
3.1. Индикаторы состояния экосистем	13
3.1.1. Степень трансформированности территории	13
3.1.2. Фрагментированность природных экосистем.....	14
3.1.3. Фитомасса и продуктивность.....	15
3.2. Индикаторы разнообразия птиц.....	17
3.2.1. Птицы и ключевые орнитологические территории как поставщики экосистемных услуг	17
3.2.2. Обзор существующих баз данных по птицам	22
3.2.3. Индикаторы, использованные в проекте.....	30
3.2.3.1. Использование данных «Атласа гнездящихся птиц Европейской России»	30
3.2.3.2. Показатели видового богатства птиц.....	31
3.2.3.3. Индексы «краснокнижных» видов птиц	34
3.2.3.4. Суммарный индекс разнообразия птиц.....	38
3.2.3.5. Региональная специфика применения индикаторов разнообразия птиц.....	41
3.2.3.6. Индикаторы степени синантропизации населения птиц.....	43
3.2.3.7. Влияние масштаба анализа на характер зависимостей между индикаторами разнообразия птиц и их интерпретацию.....	50
3.2.3.8. Возможности использования индикаторов разнообразия птиц для СПЭУ–ЭЭУ	54
3.3. Индикаторы разнообразия растений	56
3.3.1. Число видов сосудистых растений на 100 тысяч км ²	56
3.3.2. Число видов в локальных флорах.....	56
3.3.3. Видовое богатство сосудистых растений в пределах административных районов Центрального федерального округа РФ.....	57
3.3.3.1. Уровень флористической изученности европейской территории России.....	57
3.3.3.2. Предварительные результаты анализа данных о видовом богатстве растений	59
3.3.3.3. Основные причины недостоверности и искажения оценок видового богатства растений	61
3.3.3.4. Возможности использования и уточнения индикаторов разнообразия растений.....	64
4. Экосистемные услуги России: детализация после проекта TEEB-Russia 1	65
4.1. Уточнённые оценки экосистемных услуг для европейской территории России	65
4.1.1. Продукция древесины.....	65
4.1.2. Хранение углерода	66
4.1.3. Очистка воздуха пригородными лесами	67
4.1.4. Обеспечение объёма стока наземными экосистемами	75
4.1.5. Предотвращение водной эрозии почв.....	75
4.1.6. Опыление.....	83
4.1.7. Создание природных условий для воскресного отдыха людей	90
4.1.8. Эстетическое значение экосистем.....	94
4.1.9. Особенности экосистемных услуг, пространственно привязанных к городам и сельскохозяйственным угодьям	104
4.1.10. Экосистемные услуги крупнейших городов России	105

4.2. Значение экосистемных услуг для сохранения культуры и традиционного образа жизни коренных малочисленных народов России	108
4.2.1. Коренные малочисленные народы России	108
4.2.2. Значение экосистемных услуг для традиционного природопользования.....	110
4.2.2.1. Оленеводство: экосистемная услуга производства кормов на природных пастбищах.....	110
4.2.2.2. Морской зверобойный промысел: экосистемная услуга производства продукции морскими экосистемами.....	112
4.2.2.3. Традиционное рыболовство: экосистемная услуга производства продукции пресноводными и морскими экосистемами	114
4.2.2.4. Традиционная охота на суше: экосистемная услуга производства охотничьей продукции	115
4.2.2.5. Проблемы доступа КМНС к природным ресурсам и экосистемным услугам.....	115
4.2.3. Традиционные знания как основа устойчивого использования экосистемных услуг	116
5. Соотношения между индикаторами экосистемных активов, услуг и природных условий, выявленные в проекте TEEB-Russia	120
5.1. Индикаторы экосистемных активов и климатических условий.....	120
5.1.1. Средние для екорегiónов значения индикаторов.....	121
5.1.2. Корреляции между индикаторами климатических условий и экосистемных активов	122
5.1.3. Климатические условия – степень трансформированности территории.....	123
5.1.4. Климатические условия – индикаторы биоразнообразия	125
5.1.5. Климатические условия – функционирование экосистем	129
5.1.6. Степень трансформированности территории – биоразнообразие	133
5.1.7. Степень трансформированности территории – функционирование экосистем	136
5.1.8. Биоразнообразие – функционирование экосистем.....	139
5.1.9. Функционирование экосистем: фитомасса – продуктивность.....	144
5.2. Индикаторы экосистемных услуг и экосистемных активов.....	148
5.2.1. Средние для екорегiónов значения индикаторов.....	149
5.2.2. Корреляции между индикаторами экосистемных услуг и активов	150
5.2.3. Степень трансформированности территории – экосистемные услуги.....	152
5.2.4. Биоразнообразие – экосистемные услуги	159
5.2.5. Функционирование экосистем – экосистемные услуги.....	163
5.2.6. Корреляции между различными экосистемными услугами.....	169
6. Предварительные подходы к учёту экосистемных услуг и активов.....	172
6.1. Естественно-научные индикаторы экосистемных услуг и активов.....	172
6.1.1. Предлагаемые индикаторы экосистемных услуг	172
6.1.2. Предлагаемые индикаторы экосистемных активов	176
6.1.3. Значение соотношений между индикаторами для экосистемного учёта	177
6.1.3.1. Краткий обзор современных представлений о взаимосвязи биоразнообразия, экосистемных функций и услуг.....	177
6.1.3.2. Значение корреляций, выявленных в проекте TEEB-Russia, для экосистемного учёта в России	179
6.1.4. Пространственные единицы учёта экосистемных услуг и активов	186
6.2. Пилотная экономическая оценка экосистемных услуг и активов России.....	187
6.2.1. Основные методы экономической оценки экосистемных услуг	187
6.2.2. Оценка экосистемных услуг России (используемый объём).....	189
6.2.2.1. Методы оценки продукционных услуг	190
6.2.2.2. Методы оценки регулирующих услуг.....	192
6.2.2.3. Методы оценки рекреационных услуг	194
6.2.2.4. Стоимость экосистемных услуг разных категорий и в разных регионах	195

6.2.3. Оценка экосистемных активов	197
6.2.3.1. Подходы к оценке экосистемных активов	197
6.2.3.2. Суммарная стоимость экосистемных активов при разных подходах к их оценке	199
6.2.3.3. Соотношение стоимости экосистемных активов и основных фондов в экономике в регионах России	201
6.2.3.4. Соотношение стоимости разных групп экосистемных активов при их оценке разными способами	202
6.3. Экосистемный учёт и система национальных счетов	205
6.3.1. Экосистемный учёт как часть СНС-СПЭУ	205
6.3.2. Основные особенности отражения экосистемных услуг и сопряжённых макростатистических характеристик ЭЭУ с общих позиций СНС-СПЭУ	207
6.3.3. Основные особенности отражения природных и экосистемных активов в СНС-СПЭУ-ЭЭУ	208
6.3.3.1. Основные характеристики категории «активы» в СНС-СПЭУ-ЭЭУ	208
6.3.3.2. Основы построение счетов (баланса) природных активов	209
6.3.3.3. Основы построение счетов (баланса) экосистемных активов	210
6.3.3.4. Общие принципы стоимостной оценки природных и экосистемных активов	212
6.4. Основы районирования (зонирования) экосистемного учёта в России	217
6.4.1. Единицы физико-географического районирования как возможная основа для экосистемного учёта	217
6.4.2. Районирование для оценки отдельных категорий экосистемных услуг	223
6.4.3. Выделение коннекционных районов	224
6.4.4. Районирование по единству типа отношений между индикаторами экосистемных услуг и экосистемных активов	225
6.5. Опыт ландшафтного и территориального планирования в СССР и России	227
6.5.1. Формы территориального планирования, ранее применявшиеся в СССР и России	227
6.5.2. Современные формы территориального планирования	229
6.5.3. Особенности территориального планирования, полезные для оценки экосистемных услуг	230
6.5.4. Возможности использования материалов территориального планирования для оценки экосистемных услуг	232
7. Выводы	233
Литература	236
Приложение	246
Использованные сокращения	249
Участники проекта TEEB-Russia 2	250

1. Введение: цель проекта

Глобальная инициатива TEEB¹ (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, Экономика экосистем и биоразнообразия) направлена на то, чтобы «сделать ценность природы видимой». Её главная цель – включить ценность биоразнообразия и экосистемных услуг в процесс принятия решений на всех уровнях управления. Российско-германский проект TEEB-Russia выполняется Центром охраны дикой природы (Москва) совместно с Институтом экологического территориального развития им. Лейбница (Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Дрезден) в соответствии с решениями постоянной российско-германской рабочей группы «Охрана природы и биологическое разнообразие». В настоящем докладе представлены основные результаты второй фазы проекта – TEEB-Russia 2.

Проект TEEB-Russia направлен на разработку подходов к оценке российских экосистем и экосистемных услуг. Первый этап проекта (TEEB-Russia 1, 2013–2015) явился первой национальной пилотной оценкой экосистемных услуг России. Были предложены методологические подходы к оценке экосистемных услуг на национальном уровне в естественно-научных показателях для субъектов Российской Федерации, а также подходы для сопоставления субъектов РФ и развития межрегиональных отношений в области использования и поддержания экосистемных услуг. Результаты проекта TEEB-Russia 1 представлены в томе 1 Прототипа национального доклада об экосистемных услугах России (Экосистемные услуги..., 2016), который опубликован на русском² и английском³ языках.

Второй этап проекта (TEEB-Russia 2, 2018–2019) направлен на дальнейшее развитие методологии экосистемного учёта в России путём интеграции индикаторов экосистемных услуг, предложенных в первой фазе проекта, и индикаторов экосистемных активов, включая показатели площади экосистем и биоразнообразия. Эта задача соответствует целям Конвенции о биологическом разнообразии, сотрудничеству в рамках IPBES и необходима для развития в России экспериментального экосистемного учёта в рамках системы природно-экономического учёта (СПЭУ-ЭЭУ).

Предварительная оценка экосистемных услуг России, произведённая в проекте TEEB-Russia 1, показала, что они оказывают определяющее влияние на благополучие населения и экономики регионов России. Поэтому формирование экосистемного учёта в России необходимо для эффективного и устойчивого природопользования, в том числе проведения оценки воздействия на окружающую среду и долгосрочного территориального планирования в регионах России, формирования оптимальной политики в отношении особо охраняемых природных территорий, привлечения иностранных инвестиций в крупные экономические проекты на территории страны. Формирование национальной системы экосистемного учёта в рамках стандартов ООН требуется для выполнения целей 15 и 17 устойчивого развития⁴, провозглашённых ООН.

Помимо методологической информации (раздел 2), настоящий отчёт включает четыре основных раздела. Раздел 3 описывает индикаторы экосистем и биоразнообразия, использованные в исследовании. Раздел 4 содержит результаты детализации естественно-научной оценки ряда экосистемных услуг после проекта TEEB-Russia 1. Эта детализация необходима для анализа взаимосвязей между индикаторами экосистемных услуг и активов, результаты которого представлены в разделе 5. В заключительном разделе 6 рассматривается набор показателей, предложенных для начала обсуждения структуры экосистемного учёта в России. Раздел 6 также включает результаты пилотной экономической оценки экосистемных услуг в России и рассматривает основные проблемы интеграции ценности экосистемных услуг и экосистемных активов в систему национальных счетов России.

Поддержку проекту оказывают Федеральное министерство окружающей среды, охраны природы и безопасности ядерных реакторов Германии, Федеральное ведомство Германии по охране природы и Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации.

¹ <http://www.teebweb.org/>

² http://www.biodiversity.ru/programs/ecoservices/first-steps/Ecosystem-Services-Russia_V1_web.pdf

³ http://www.biodiversity.ru/programs/ecoservices/first-steps/Ecosystem-Services-Russia_V1_eng_web.pdf

⁴ Цель 15: Защита и восстановление экосистем суши и содействие их рациональному использованию, рациональное лесопользование, борьба с опустыниванием, прекращение и обращение вспять процесса деградации земель и прекращение процесса утраты биоразнообразия. Цель 17: Укрепление средств осуществления и активизация работы в рамках Глобального партнёрства в интересах устойчивого развития.

2. Основные задачи, масштабы анализа и источники данных

2.1. Основные задачи проекта

Экспериментальный экосистемный учёт в рамках системы природно-экономического учёта (СПЭУ-ЭЭУ) предусматривает оценку состояния компонентов и воздействия человека на них для двух основных блоков – экосистемных активов и производимых ими экосистемных услуг. Биоразнообразие является ключевым показателем качества экосистемных активов (System of Environmental Economic..., 2014). В целях разработки подходов к учёту экосистемных активов и услуг на национальном уровне в России в проекте TEEB-Russia 2 решались пять основных задач (табл. 2.1.1):

- 1) уточнение естественнонаучных оценок ряда экосистемных услуг в пределах европейской территории России (раздел 4);
- 2) выявление зависимостей между естественнонаучными индикаторами экосистемных активов и климатических условий (раздел 5.1.1);
- 3) выявление зависимостей между естественнонаучными индикаторами экосистемных активов и экосистемных услуг (раздел 5.1.2);
- 4) предварительный анализ возможности оценки биоразнообразия на региональном уровне на примере Центрального федерального округа РФ (раздел 3.3.3);
- 5) пилотная экономическая оценка экосистемных активов и экосистемных услуг РФ и анализ возможных подходов к формированию СПЭУ-ЭЭУ в России (раздел 6).

Таблица 2.1.1. Основные задачи, масштабы анализа и источники данных проекта TEEB-Russia 2

Анализируемые индикаторы	Учётные площадки	Объекты	Общая площадь	Источники данных
Задача 1. Уточнение естественно-научных оценок ряда экосистемных услуг в пределах Европейской России				
Предоставленный объём экосистемных услуг	50 × 50 км квадраты	-	-	Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002) Карта растительности России (Барталев и др., 2011) БД «Регионы России» ФСГС Eurasia Land Cover Characteristics Data Base 2.0 Лесной реестр, 2014
Задача 2. Сопоставление естественно-научных индикаторов экосистемных активов и природных условий				
Индикаторы разнообразия птиц и сосудистых растений и состояния экосистем	50 × 50 км квадраты	Экорегионы	ЕТР	Атлас гнездящихся птиц Европейской России Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002) Карта растительности России (Барталев и др., 2011)
	50 × 50 км квадраты	Субъекты РФ	ЕТР	
	50 × 50 км квадраты	ЕТР	-	
	Субъекты РФ	ЕТР	-	Морозова, 2011 Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002) Карта растительности России (Барталев и др., 2011)
	Субъекты РФ	Вся территория РФ	-	Результаты проекта TEEB-Russia 1
Задача 3. Сопоставление естественно-научных индикаторов экосистемных активов и экосистемных услуг				
Индикаторы биоразнообразия, состояния экосистем и экосистемных услуг	50 × 50 км квадраты	Субъекты РФ	ЕТР	Атлас гнездящихся птиц Европейской России Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002) Карта растительности России (Барталев и др., 2011) Результаты проекта TEEB-Russia 2 (раздел 4.1)
	50 × 50 км квадраты	ЕТР	-	
	Субъекты РФ	ЕТР	-	
	Субъекты РФ	Вся территория РФ	-	Результаты проекта TEEB-Russia 1
Задача 4. Предварительный анализ возможности оценки биоразнообразия на региональном уровне на примере Центрального федерального округа РФ				
Индикаторы разнообразия растений и состояния экосистем	Административные районы	Субъекты РФ	ЦФО	Материалы проектов "Флора Окского бассейна" и "Флора Центрального Черноземья"
Задача 5. Пилотная экономическая оценка экосистемных активов и экосистемных услуг РФ				
Индикаторы экосистемных услуг и экосистемных активов	Субъекты РФ	ЕТР	-	Результаты проекта TEEB-Russia 2 (раздел 4.1)
	Субъекты РФ	Вся территория РФ	-	Результаты проекта TEEB-Russia 1

Для решения задач 2 и 3 (раздел 5) в аналитическую часть проекта были включены индикаторы для основных блоков СПЭУ-ЭЭУ: экосистемных активов, экосистемных услуг, а также влияния на них внешних факторов (рис. 2.1.1). В качестве внешних факторов на данном этапе исследований рассматривались климатические условия (среднегодовая температура и среднегодовое количество осадков) и показатель антропогенной трансформированности территории – доля площади сельскохозяйственных полей и урбанизированных зон в территориальных единицах оценки. Были исследованы следующие индикаторы и зависимости между ними (рис. 2.1.1): а) индикатор количества экосистемных активов – площадь природных экосистем; б) индикаторы качества экосистемных активов – показатели функционирования экосистем (продуктивность и фитомасса экосистем) и биоразнообразия (число видов птиц и сосудистых растений); в) индикаторы предоставленного экосистемами объёма услуг (потенциальная способность экосистем выполнять экосистемные услуги).

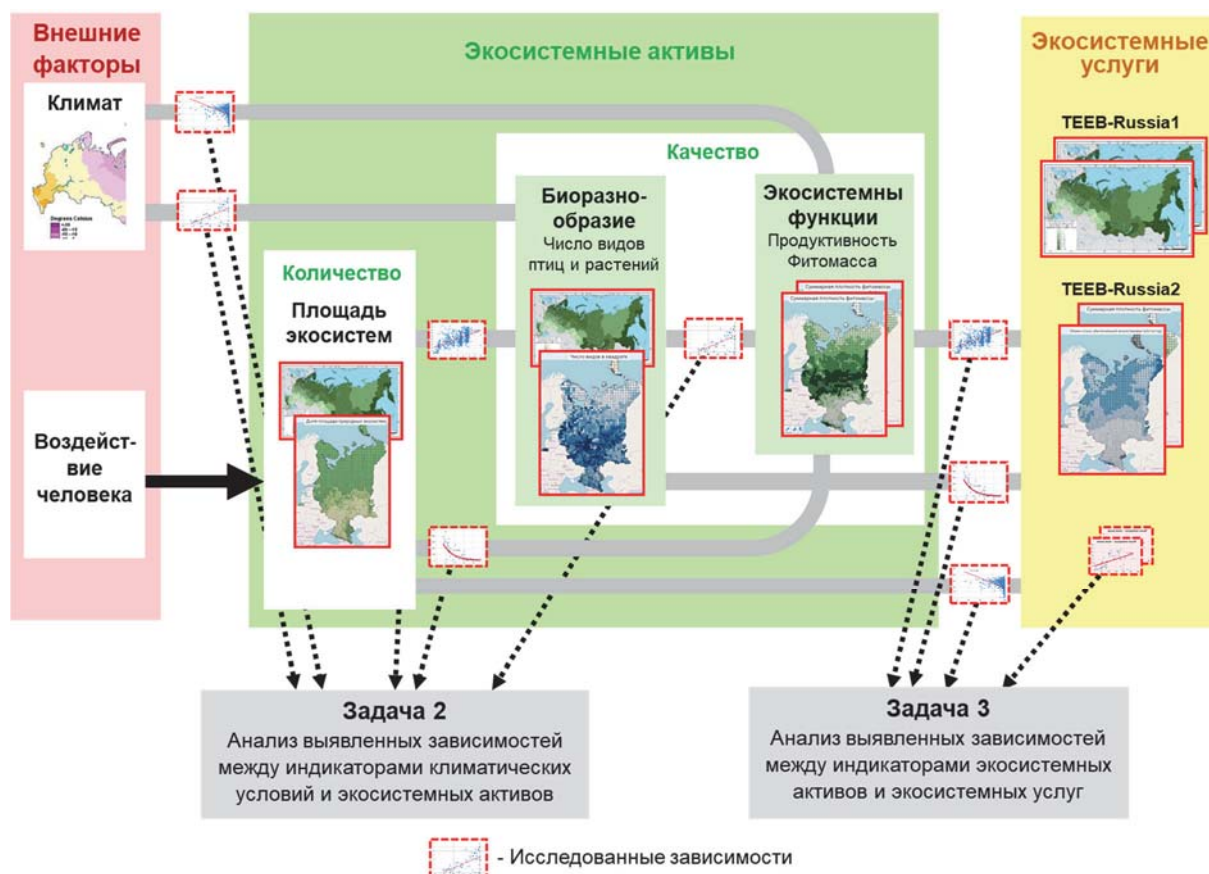


Рисунок 2.1.1. Основные блоки СПЭУ-ЭЭУ, отражённые в структуре данных проекта TEEB-Russia 2

Пилотная экономическая оценка (задача 5) была проведена для используемого объёма экосистемных услуг и для экосистемных активов на основе различных подходов к оценке, включающих показатели запасов биоресурсов и углерода, предоставленного и используемого объёмов экосистемных услуг (раздел 6).

Рассматривая задачи, связанные с формированием подходов к развитию СПЭУ-ЭЭУ в России, следует упомянуть две группы вопросов, которые пока не удалось проанализировать в рамках проекта TEEB-Russia, но которые необходимо включить в дальнейшие исследования.

Первая группа связана с пресноводными экосистемами. Очевидно, что оценка их состояния и обеспечиваемых ими экосистемных услуг неотделима от процессов, происходящих в прилежащих к ним наземных экосистемах. В проектах TEEB-Russia 1 и TEEB-Russia 2 была сделана предварительная оценка экосистемных услуг, связанных с регуляцией и очисткой стока наземными экосистемами и очисткой воды в водных экосистемах (Экосистемные услуги..., 2016; раздел 4.1.4 настоящего доклада). Однако для определения дальнейших шагов в развитии СПЭУ-ЭЭУ в отношении пресноводных экосистем необходим анализ имеющихся данных, возможных индикаторов и соотношений между ними как

минимум ещё в двух направлениях. Во-первых, необходимо проанализировать имеющиеся возможности для учёта роли биологического разнообразия в пресноводных экосистемах в обеспечении экосистемной услуги по очистке воды. В настоящее время для этого имеется как существенный теоретический задел (Остроумов, 2004, 2016, 2017), так и используемые на практике методики гидробиологического мониторинга. Во-вторых, нам не удалось оценить экосистемную услугу производства продукции (прежде всего рыбы) пресноводными экосистемами. Данные о запасах и вылове рыбы в пресных водоёмах РФ собираются отраслевыми рыбохозяйственными научно-исследовательскими институтами (ныне – филиалами Всероссийского научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии). На основе данных мониторинга эти учреждения определяют численность, биомассу, возрастную структуру популяций промысловых видов рыб для крупных пресноводных водоёмов (озёр и водохранилищ) и на этой основе разрабатывают обоснования для определения объёма общего допустимого улова. Таким образом, данные для оценки предоставленного и используемого объёмов этой услуги должны быть в наличии. Но, к сожалению, в открытом доступе эти данные отсутствуют и использовать их в рамках проекта не удалось.

Вторая группа вопросов связана с анализом динамики состояния экосистем и экосистемных услуг, что необходимо для выявления текущих трендов и прогнозирования будущих изменений экосистемных активов и услуг. Важнейший индикатор экосистемных активов – площадь природных экосистем. Её снижение прямо свидетельствует о сокращении экосистемных активов. Биологическое разнообразие является структурной основой функционирования экосистем, которое, в свою очередь, определяет предоставленный объём экосистемных услуг (см. раздел 6.1.3.1). Поэтому снижение показателей биоразнообразия, фитомассы и продуктивности экосистем в отдельных локациях или по тому или иному региону в среднем свидетельствует об опасных процессах деградации экосистем, которые могут подорвать выполнение ими экосистемных услуг. Для понимания происходящих процессов, прогнозирования будущих изменений и выработки адекватных мер по поддержанию экосистемных услуг важны как текущие тенденции изменения показателей экосистемных активов и услуг, так и их изменения в прошлом. Например, предварительное сопоставление показателей фитомассы и продуктивности природных экосистем, климаксных сообществ и показателей фитомассы и продуктивности, скорректированных с учётом современной степени нарушенности территории показывают, что существенная часть фитомассы и продуктивности природных экосистем на европейской территории России утрачена в результате антропогенного преобразования территории в историческое время (см. раздел 5.1.9), что свидетельствует о вероятной утрате существенного объёма экосистемных услуг. Важнейший источник информации для анализа динамики экосистемных активов и услуг – данные об учётах промысловых видов животных (Данилкин, 2009, 2016), включая рыбные и охотничьи ресурсы. Данные учётов охотничьих животных за разные годы имеются в ведомственных отчётах, сводках, информационно-аналитических материалах Министерства сельского хозяйства СССР, Главохоты РСФСР, ЦНИЛ Главохоты, Охотдепартамента РФ, Государственной службы учёта охотничьих ресурсов России и – опубликованные – о состоянии ресурсов охотничьих животных в Российской Федерации, в Государственных докладах «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации» и сводках Росстата РФ. Этот массив информации необходимо проанализировать на следующих этапах подготовки к формированию СПЭУ-ЭЭУ в России.

2.2. Пространственные масштабы анализа и источники данных

Оценки экосистем и экосистемных услуг, полученные в первой и второй фазах проекта (TEEB-Russia 1, TEEB-Russia 2) представляют собой единый массив данных. Оценки экосистемных услуг субъектов РФ в естественнонаучных показателях, полученные в первой фазе проекта, были использованы во второй фазе как основа для сопоставлений с индикаторами биоразнообразия (раздел 5) и экономической оценки экосистемных услуг и экосистемных активов (раздел 6.2). Поэтому в настоящем докладе, как и в томе 1 Прототипа национального доклада об экосистемных услугах России (Экосистемные услуги..., 2016), основными единицами оценки остаются субъекты РФ в границах 2012 года. В дополнение к этому, во второй фазе проекта анализ соотношений между индикаторами экосистемных услуг, биоразнообразия и климатическими условиями дополнен оценками для сетки 50-километровых квадратов, использованной в Атласе гнездящихся птиц Европейской России⁵.

Задачи проекта, обозначенные выше, решались на основе анализа следующих массивов данных (табл. 2.1.1):

- данных о состоянии экосистем и экосистемных услугах, полученных в проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016);
- показателей состояния экосистем и оценок экосистемных услуг, рассчитанных в проекте TEEB-Russia 2 по данным из разных источников, включая карту растительного покрова России по данным за 2010 г. (далее – карта растительности России, Барталев и др., 2011) (разделы 3.1 и 4);
- данных цифровых карт ресурса Land Resources of Russia⁶ (Stolbovoi, McCallum, 2002);
- данных о разнообразии птиц в европейской части России, полученных в ходе выполнения научно-общественного проекта «Атлас гнездящихся птиц Европейской России», курируемого Зоологическим музеем МГУ им. М.В. Ломоносова (раздел 3.2.3.1);
- данных о разнообразии сосудистых растений в административных районах ряда областей Центрального федерального округа по материалам проектов «Флора Окского бассейна» и «Флора Центрального Черноземья» (раздел 3.3.3).

Анализ данных о состоянии экосистем, включая индикаторы биоразнообразия, и естественнонаучных оценок объёма экосистемных услуг проводился в следующих масштабах:

- экорегионы в пределах европейской территории России (далее – ЕТР);
- субъекты РФ в пределах всей страны (по данным проекта TEEB-Russia 1);
- субъекты РФ в пределах ЕТР;
- квадраты 50 × 50 км в пределах ЕТР.

Кроме того, была сделана предварительная оценка возможности использования данных о видовом богатстве сосудистых растений в административных районах ряда областей Центрального федерального округа (раздел 3.3.3).

Масштаб проводимых оценок состояния экосистем и биоразнообразия решающим образом влияет на чувствительность и интерпретацию индикаторов. Известно, что зависимости различных индикаторов биоразнообразия, в том числе и видового богатства, от параметров среды изменяются при разных масштабах исследований. Так называемая концепция «grain-focus-extent» (см., например, Scheiner et al., 2000) предполагает необходимость учёта и анализа трёх основных масштабов: размера первичных учётных площадок («зерно», «grains»), размера исследуемого объекта («фокус» – масштаб, при котором площадки агрегируются, «focus») и общей площади, в пределах которой те или иные показатели исследуемого объекта(ов) сравниваются («протяжённость», «extent»). При этом в роли «фокуса» и «протяжённости», в зависимости от поставленных задач, может быть одна и та же территория. В свою очередь, границы «протяжённости» могут быть определены в пространстве или во времени, биологически или экологически и т. п. В данном проекте использованы различные масштабы анализа соотношений между индикаторами состояния экосистем, биоразнообразия и экосистемных услуг (табл. 2.1.1). Наиболее полно все три масштаба рассмотрения и анализа данных использованы при работе с индикаторами разнообразия птиц (разделы 3.2.3 и 5.1).

⁵ http://zmmu.msu.ru/musei/struktura_muzeya/sector-nauchno-obshhestvennykh-proektov/atlas-gnezdyashhikhsya-pticev-evropejskoj-rossii

⁶ https://webarchive.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia_cd/guide.htm

Сетка 50 × 50 км создавалась путём «нарезки» параллелей и меридианов и состоит из прямоугольных ячеек средней площадью около 2500 км². Используемая в проекте сетка квадратов соответствует таковой, принятой в проекте «Атлас гнездящихся птиц Европейской России» (см. раздел 3.2.3.1).

Для ряда задач необходимо было снизить влияние изменений природных (прежде всего, климатических) условий в пределах такой обширной территории, как ЕТР, на анализируемые соотношения индикаторов состояния экосистем. Для этого все квадраты были отнесены к тому или иному экорегиону (рис. 2.2.1), в границах которых природные условия относительно однородны. За основу взяли подготовленную WWF карту экорегионов (Olson et al., 2001), в которую внесли следующие поправки:

1) все типы зональных тундр (Kola Peninsula tundra, Northwest Russian – Novaya Zemlya tundra, Yamal-Gydan tundra) и смешанных лесов (Sarmatic mixed forest и Central European mixed forests) рассматривали как единые экорегионы тундр и смешанных лесов соответственно;

2) в таёжной лесной зоне, включающей также лесотундры (Scandinavian and Russian taiga), выделили южную тайгу, проведя её северную границу согласно выделенной на карте растительности ресурса Land Resources of Russia⁷ (Stolbovoi, McCallum, 2002), в составе северной тайги остались, соответственно, средняя и северная тайга, а также лесотундра;

3) в ряде мест, где были обнаружены значительные ошибки в проведении границ экорегионов на территории анализируемых нами субъектов РФ, внесли технические поправки в контуры степного экорегиона (Pontic steppe) и экорегиона пустынь Прикаспийской низменности (Caspian lowland desert).

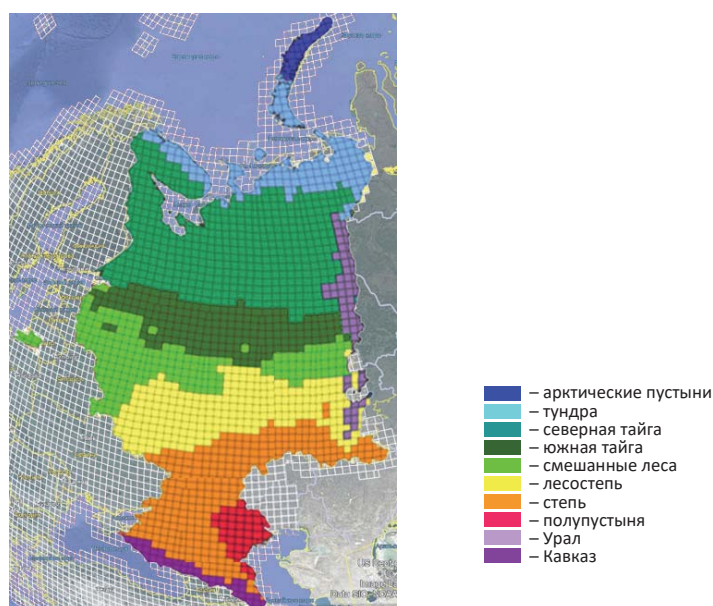


Рисунок 2.2.1. Распределение проанализированных квадратов 50 × 50 км по экорегионам в европейской части России

Квадратам 50 × 50 км, расположенным на границе двух экорегионов, присваивали значение того из них, который занимал 60 % и более от площади квадрата. В редких случаях, когда в границы квадрата попадали более двух экорегионов, квадрату присваивали значение того из них, чья доля была наибольшей. Квадратам, значительная часть которых пришлась на моря и крупные водоёмы, присваивали значение того экорегиона, в котором располагается большая часть суши, даже если её доля в квадрате ниже 60 %.

Мелкие участки пограничных квадратов, рассечённых государственной границей РФ и границами субъектов РФ, а также мелкие участки прибрежной суши и острова были исключены из анализа показателей состояния экосистем, если их площадь составляла менее 50 % от площади самого маленького квадрата в сетке. После этого в полной выборке осталось 1654 квадрата. В ряде случаев, в зависимости от наличия фактических данных по анализируемым индикаторам биоразнообразия, экосистем и экосистемных услуг выборки для анализов были меньше, что указано в результатах каждого анализа.

⁷ https://webarchive.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia_cd/veg.htm

2.3. Обработка данных и методы анализа

Для подсчёта индикаторов экосистемных активов и экосистемных услуг, а также для визуализации результатов были использованы программы ArcGIS и NextGISQGIS.

Данные цифровых карт Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002) переводились из векторного в растровый формат и далее анализировались теми же методами, что и растровые слои карты растительности России (Барталев и др., 2011). Для подсчёта показателей состояния экосистем (раздел 3.1) и объёма экосистемных услуг (разделы 4.1.1 – 4.1.4, 4.1.6, 4.1.7) в 50-км квадратах и для субъектов РФ использовался метод зональной статистики и анализ близости средствами ArcGIS. В качестве функции выбиралось среднее значение параметра с растровой карты в пределах каждого контура (50-км квадрата или субъекта РФ).

Для оценки показателей площади природных экосистем и их фрагментированности в пределах территориальных единиц оценки использована карта растительности России (Барталев и др., 2011) с включёнными автомобильными и железными дорогами (см. раздел 3.1.2).

Подсчёты площадей разных типов экосистем в буферных зонах вокруг городов (разделы 4.1.3, 4.1.7) и сельскохозяйственных полей (раздел 4.1.6) проводились с помощью наложения (overlay) трёх слоёв – слоя буферных зон, слоя типов экосистем и соответствующего слоя единиц оценки.

Данные о числе видов птиц в 50-километровых квадратах были получены из Атласа гнездящихся птиц Европейской России (см. раздел 3.2.3.1). Средние для экорегионов и субъектов РФ в пределах ЕТР значения индикаторов видового обилия птиц, «краснокнижных» индексов и степени синантропности птиц усреднялись средствами GIS из значений соответствующих индексов в индивидуальных квадратах, которые оказались в пределах того или иного экорегиона или субъекта РФ.

Данные о числе видов сосудистых растений в административных районах ряда областей ЦФО РФ получены из материалов проектов «Флора Окского бассейна» и «Флора Центрального Черноземья» (раздел 3.3.2).

Картографическая визуализация результатов проекта была осуществлена средствами программы QGIS на веб-сервисе NextGISQGIS.

Схема аналитической части проекта TEEB-Russia 2 представлена на рис. 2.1.1. В соответствии с ней, были исследованы корреляции между индикаторами климатических условий, экосистемных активов и экосистемных услуг (раздел 5). Значения индикаторов разнообразия птиц в 50-километровых квадратах, полученные из Атласа гнездящихся птиц Европейской России, оценки ряда экосистемных услуг в субъектах РФ, полученные в результате проекта TEEB-Russia 1, и значения индикаторов для территориальных единиц оценки (50-километровые квадраты и субъекты РФ), вычисленные средствами ГИС в настоящем проекте, были объединены в три электронные таблицы: для 50-километровых квадратов в пределах ЕТР, для субъектов РФ в пределах ЕТР и для субъектов РФ в пределах всей страны. Далее эти данные использовались для выявления корреляций между индикаторами.

Для предварительного выявления возможных зависимостей между индикаторами использованы методы регрессионно-корреляционного анализа. Для анализа корреляции между количественными индикаторами использовали коэффициент корреляции Пирсона, для анализа корреляции между индикаторами, оцениваемыми в баллах, а также корреляции между ними и количественными индикаторами использовали коэффициент ранговой корреляции Спирмена. Проведённый на данном этапе статистический анализ данных следует считать предварительным. Корректировку полученных результатов предполагается сделать на следующих этапах проекта на основе более детального статистического анализа, с уточнением как выборки анализируемых данных, так и методов анализа, включая методы многофакторного анализа.

Специфические методы оценки, использованные для отдельных экосистемных активов и экосистемных услуг, указаны в соответствующих разделах.

3. Индикаторы состояния экосистем и биоразнообразия

3.1. Индикаторы состояния экосистем

3.1.1. Степень трансформированности территории

В качестве индикатора нарушенности экосистем был исследован показатель степени антропогенной трансформированности территории, рассчитанный как доля площади полностью трансформированных человеком экосистем (пашня и урбанизированные зоны, рис. 3.1.1.1 а) по карте растительности Российской Федерации (Барталев и др., 2011) для каждого из субъектов РФ и сетки квадратов 50 × 50 км в пределах ЕТР. В ряде случаев использован обратный индекс – доля площади природных экосистем (всех, кроме пашни и урбанизированных зон; рис. 3.1.1.1 б). Степень трансформированности почти полностью определяется долей площади пашни. Урбанизированные зоны занимают в целом очень малую площадь. Исключением является квадрат, в котором находится Москва (рис. 3.1.1.2).

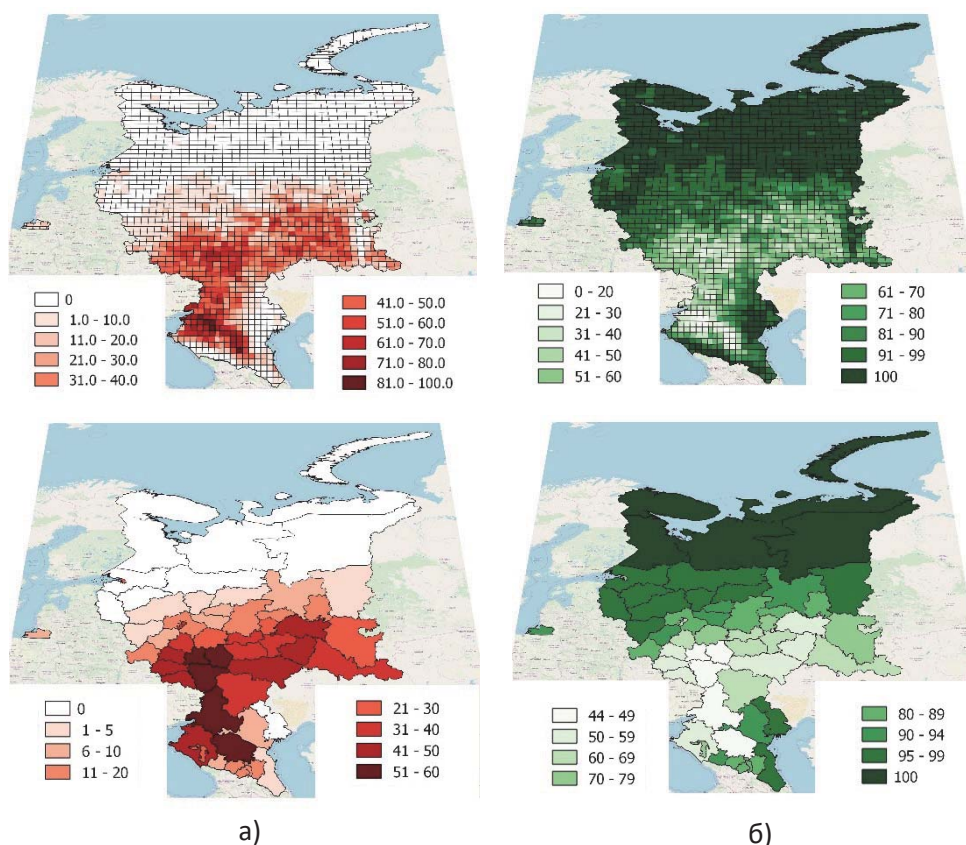


Рисунок 3.1.1.1. Индикаторы степени трансформированности территории для 50-км квадратов (верхний ряд) и субъектов РФ в пределах ЕТР (нижний ряд): а) доля площади трансформированных экосистем, %; б) доля площади природных экосистем, %

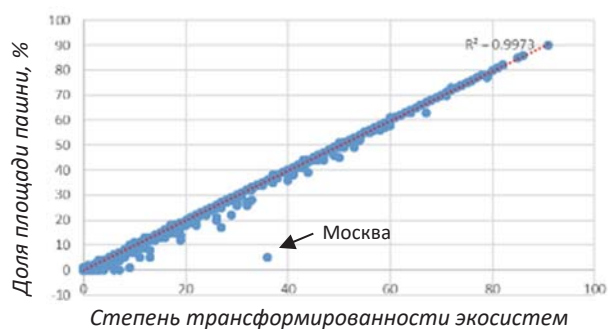


Рисунок 3.1.1.2. Зависимость между долей площади пашни (%) и степенью трансформированности территории

3.1.2. Фрагментированность природных экосистем

В качестве индикаторов фрагментированности экосистем были отобраны и исследованы два показателя, рассчитанные по карте растительности Российской Федерации (Барталев и др., 2011) для каждого из субъектов РФ и сетки квадратов 50 × 50 км в пределах ЕТР:

- отношение периметра к площади участков природных экосистем (PAR);
- среднее расстояние между участками природных экосистем (м; DISTANCE).

При расчёте этих индикаторов все природные экосистемы (все типы поверхности, кроме пахотных земель и урбанизированных территорий) были объединены в один класс. На них наложена растровая сетка дорог, то есть в соответствии с разрешением карты растительности, в среднем учитывалась полоса шириной 250 м вокруг дорог в соответствии с разрешением карты растительности. Были учтены 4 типа дорог (карта дорог⁸; легенда к ней⁹): автодороги федерального (красные на карте), регионального (оранжевые) и областного (жёлтые) значения, а также железные дороги (рис. 3.1.2.1). Таким образом, разрывы между природными экосистемами составляют пашни, урбанизированные территории и дороги. Результаты оценки двух показателей фрагментированности показаны на рис. 3.1.2.2.



Рисунок 3.1.2.1. Четыре типа дорог в районе поселка Кубинка (Московская область)

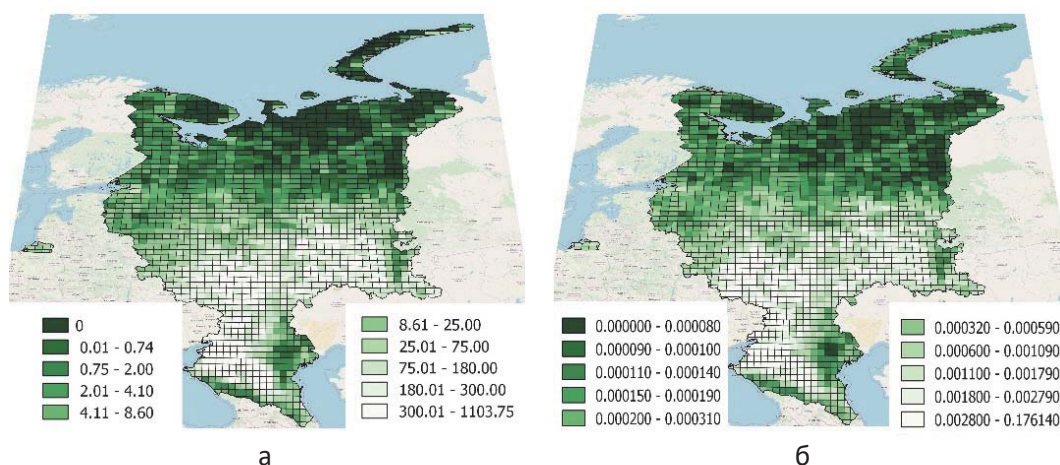


Рисунок 3.1.2.2. Показатели фрагментированности природных экосистем:
 а) расстояние между участками природных экосистем, м (DISTANCE);
 б) отношение периметра участков к их площади (PAR)

⁸ <http://russianecoservices.nextgis.com/resource/5/display>

⁹ <http://m-d.me/img/ss/20180315-f3s-52kb.jpg>

Для субъектов Российской Федерации и 50-км квадратов в пределах ЕТР между степенью трансформированности территории и индикаторами фрагментированности природных экосистем выявлены сильные положительные зависимости ($R > 0,9^{**}$, рис. 3.1.2.3). Очевидно, что в исследованных масштабах эти три индикатора отражают один и тот же процесс трансформации природных экосистем, и для дальнейшего анализа может быть применён любой из них. Поэтому дальнейшие исследования зависимости индикаторов биоразнообразия и экосистемных услуг от степени нарушенности природных экосистем проведены только для индикатора – степень трансформированности территории (см. раздел 3.1.1).

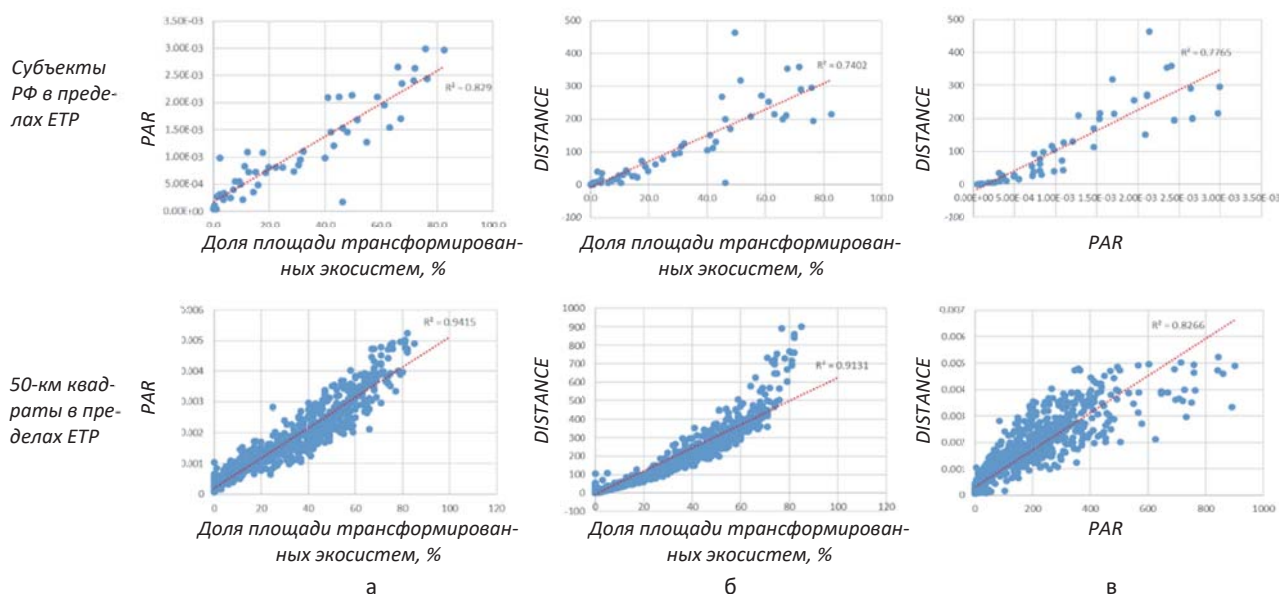


Рисунок 3.1.2.3. Зависимости между индикаторами нарушенности природных экосистем:
а) зависимость показателя PAR от степени трансформированности территории;
б) зависимость показателя DISTANCE от степени трансформации природных экосистем (%);
в) зависимость между показателями PAR и DISTANCE; верхний ряд: зависимости для субъектов РФ в пределах ЕТР. Нижний ряд: зависимости для 50-км квадратов в пределах ЕТР за исключением неполных пограничных квадратов

3.1.3. Фитомасса и продуктивность

Показатели суммарной плотности фитомассы экосистем (далее – фитомасса) и чистой первичной продукции (далее – продуктивность) рассчитаны для 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР (рис. 3.1.3.1) по данным ресурса Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002). Как следует из карт и их описаний, представленных на этом ресурсе, эти значения отображают характеристики природных экосистем, которыми могли бы обладать данные территории без учёта сельскохозяйственных и урбанизированных участков, то есть без учёта современной степени трансформированности территории человеком.

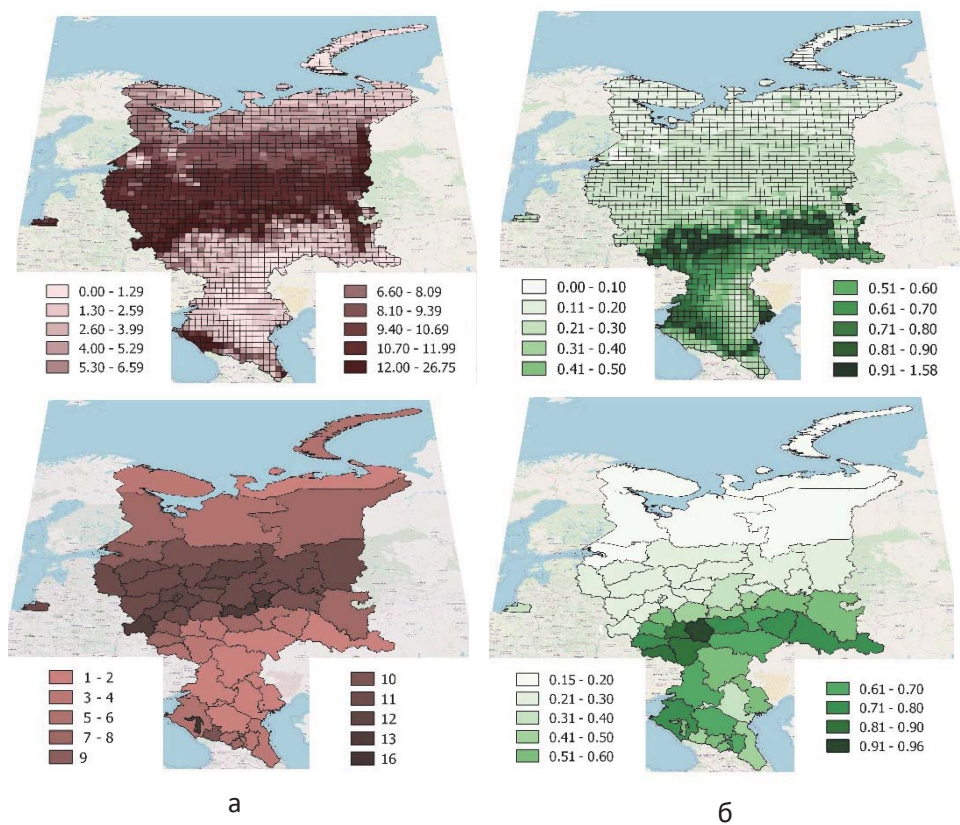


Рисунок 3.1.3.1. Суммарная плотность фитомассы экосистем, $\text{кг}/\text{м}^2$, сухой вес (а) и чистая первичная продукция, $\text{кгC}/\text{м}^2/\text{год}$, (б) для 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР

3.2. Индикаторы разнообразия птиц

3.2.1. Птицы и ключевые орнитологические территории как поставщики экосистемных услуг

Во всём мире продолжается сокращение биологического разнообразия. Интенсивное использование территорий и создание искусственных ландшафтов ведут к нарастанию фрагментации местообитаний и деградации природных экосистем. Птицы – один из важных компонентов экосистем. При этом всё чаще определяющую роль в формировании орнитофауны того или иного региона стала играть хозяйственная деятельность человека. Существенное изменение природных ландшафтов людьми зачастую меняет значимость отдельных видов фауны как в экосистемах в целом (изменяются видовой состав и численность, а иногда также экология размножения и характер питания видов), так и конкретно для человека. Это касается и такой широко распространённой группы, как птицы. Известны примеры, когда массовые в недавнем прошлом виды, в том числе хозяйственно ценные (например, некоторые виды и подвиды гусеобразных), оказывались в категории снижающих численность и охраняемых на глобальном, национальном или региональном уровнях, тогда как ранее малочисленные виды значительно увеличивали численность за короткий срок, и в ряде мест их жизнедеятельность начинала представлять локальные «проблемы» для других представителей фауны и человека (например, большой баклан, некоторые чайковые и врановые птицы).

В последние десятилетия всё больше видов птиц оказываются в когорте поступательно снижающих свою численность на значительной части их ареалов обитания (State of the World's Birds..., 2018; Мищенко, 2017). По состоянию на начало 2018 года под глобальной угрозой исчезновения (globally threatened species) в мире находится 1469 (13 %) видов птиц, 222 из которых угрожает реальное исчезновение в ближайшее время (critically endangered species), если не предпринять срочные меры по восстановлению их численности (State of the World's Birds..., 2018). На территории России обитает 58 таких видов, статус семи из которых определяется как критический – т. е. виды могут реально исчезнуть, если не переломить текущее снижение их численности. В Европе численность снижается у 27,6 % гнездящихся птиц, ещё для 22 % тенденции изменения неизвестны, и только у половины видов она возрастает или флуктуирует (BirdLife International, 2015a). По последним оценкам, из 406 видов (или 411 таксонов) птиц, гнездящихся в европейской части России, снижение численности отмечено у 75 таксонов (у 73 видов и 2 подвидов), в том числе значительное снижение у 17 из них (Мищенко, 2017). Возможно, это число больше, так как тенденции изменения численности более чем у трети видов неизвестны либо разнонаправлены.

Часть видов птиц многие десятилетия относятся к редким и охраняемым в мировом масштабе, их редкость стала «привычным» фактом, а специальные усилия по их сохранению в ряде случаев привели к стабилизации их численности, хотя и на всё ещё низком уровне. Ярким примером вида, которому угрожает исчезновение в глобальном масштабе из-за трансформации и исчезновения пригодных для него мест остановок во время миграции вдоль побережья юго-восточной Азии, может служить гнездящийся в тундровой зоне северо-востока России кулик-лопатень. Однако предпринимаемые международные усилия внушают надежду на восстановление численности этого вида и сохранение его в природе (Сыроечковский и др., 2018; Painetal., 2018). Кулик-лопатень – гнездовой эндемик России с не самым обширным ареалом распространения, но не менее уязвимы оказываются и многие виды птиц с широкими ареалами обитания. Буквально за пару последних десятилетий повсеместно катастрофически снизилась численность дубровника – как в Сибири, где он был более обычен, так и в европейской части России, где вид почти прекратил гнездование в последние 5 лет (Мищенко, 2018). В качестве тревожного примера можно обозначить современную ситуацию с чибисом – видом, который, казалось бы, приспособился к жизни в существенно трансформированной человеком среде, массово поселяясь на обрабатываемых полях и лугах. Ещё недавно повсюду чибис считался обычным видом. Однако из-за изменения технологий выращивания сельскохозяйственных культур его численность в пределах гнездового ареала в Европе сократилась на 30–49 % за 27 лет; снижение отмечено в азиатской части ареала (BirdLife International, 2018). При таких темпах падения численности даже относительно многочисленный и широкоареальный вид может попасть под угрозу исчезновения. В 2015 году состояние чибиса было признано близким к угрожаемому (near threatened) в глобальном масштабе и уязвимым (vulnerable) в Европе (BirdLife International, 2015b). Ещё более высокие темпы падения

численности обыкновенной горлицы, которая до 1990-х гг. была одной из самых обычных птиц, но сократила численность на 30–49 % всего за 16 лет и также оказалась в группе уязвимых видов, но уже в глобальном масштабе, а не только в Европе (Белик, Мищенко, 2018; BirdLife International, 2017a).

Безусловно, чибиса и горлицу нельзя назвать столь угрожаемыми видами, как кулика-лопатня. Однако многие теперь вымершие или находящиеся под угрозой исчезновения виды «начинали свой путь» к редкости со всё увеличивающегося падения численности на ещё обширных ареалах их распространения. Анализ 148 самых обычных видов птиц для территории 25 европейских стран показал, что за период с 1980 по 2010 гг. 57 из них (39 %) снизили численность. Особое опасение вызывает состояние группы «сельскохозяйственных» видов птиц (farmland birds), суммарная численность которых уменьшилась с 1980 года на 300 миллионов (State of the World's Birds..., 2013). Мониторинг порядка 400 видов птиц на протяжении более 40 лет в Северной Америке показывает аналогичное поступательное снижение численности 65 видов открытых пространств, обитающих преимущественно в сельскохозяйственных угодьях (BirdLife International, 2017b). Это снижение численности птиц – ответ на происходящие негативные изменения в использовании земель сельскохозяйственного назначения (Donald et al., 2006). Птицы в данном случае – наиболее видимая «верхушка айсберга» негативных изменений в сельскохозяйственных экосистемах. Современные изменения в технологиях выращивания сельскохозяйственных культур приводят также к упрощению пищевых цепей в сообществах почвенных беспозвоночных (Tsiafouli et al., 2015) и ослаблению и даже утрате почвозащитных и противоэрозионных свойств агроэкосистем (Трофимов и др., 2016), а в итоге – к существенному нарушению выполнения этим типом полуприродных экосистем услуг по стабильному обеспечению людей продовольствием, а не только к снижению биоразнообразия¹⁰.

Современное снижение численности обычных видов птиц, обитающих практически во всех основных распространённых типах местообитаний – в сельскохозяйственных угодьях, лесах, водно-болотных угодьях, происходит и в умеренных, и в тропических регионах. Возрастание масштабов этого падения численности сигнализирует о более глубоких экологических проблемах, чем просто уменьшение числа птиц. Причины снижения численности подавляющего большинства видов птиц и их исчезновения на той или иной территории в наибольшей степени сопряжены с хозяйственной деятельностью человека и преобразованием природных экосистем.

Птицы играют существенную роль в поддержании баланса природных сообществ, оказывая в том числе и определённые экосистемные услуги. Они служат поставщиками не только продукционных экосистемных услуг – более утилитарных и наиболее понятных и принимаемых большинством людей, например – являясь объектами охоты или «поставщиками» пуха для одежды. Нередко птицы оказываются гораздо более важными поставщиками средообразующих и информационных экосистемных услуг благодаря их роли:

- в борьбе с вредителями (уничтожение грызунов хищными птицами или насекомых-вредителей насекомоядными птицами);
- в качестве «санитаров» (многие хищные птицы выполняют важные экосистемные услуги по утилизации падали, в том числе пресекая распространение возможных инфекционных заболеваний);
- в распространении семян различных растений (питающиеся ягодами и плодами птицы);
- в качестве опылителей растений (в той или иной степени птицы опыляют не менее 50 видов сельскохозяйственных культур и лекарственных растений мира).

Отслеживание состояния тех видов птиц, которые оказывают вышеперечисленные и иные экосистемные услуги, может помочь контролировать предоставление этих экосистемных услуг в целом (BirdLife International, 2012a; Morelli et al., 2017).

В конце XX – начале XXI вв. под эгидой международной ассоциации по охране птиц BirdLife International в большинстве стран на основе единых научно обоснованных критериев была выявлена первичная сеть наиболее важных для сохранения птиц территорий – ключевых орнитологических территорий, или Important Bird Areas (IBA)¹¹. В России эти территории широко известны как ключевые орнитологические территории России (КОТР), которые имеют как международный статус (полностью аналогичны IBA и входят в их мировую сеть), так и общенациональный или региональный статус – т. е. входят в сеть КОТР в пределах Российской Федерации (Свиридова и др., 2016). Мониторинг

¹⁰ См. также: <http://www.ecogodoklad.ru/2013/wwwAgrc1.aspx>

¹¹ <http://www.birdlife.org/worldwide/programme-additional-info/important-bird-and-biodiversity-areas-ibas>

экосистемных услуг, предоставляемых ключевыми орнитологическими территориями международного (IBA, т. е. КОТР международного значения) и национального уровней, может стать базой для отслеживания прогресса в обеспечении экосистемных услуг в том или ином регионе в целом – уже на «надвидовом» уровне (BirdLife International, 2012a).

Поскольку в пределах КОТР/IBA преобладают наименее нарушенные, по сравнению с окружающей их территорией, участки природных и природно-антропогенных экосистем, можно констатировать, что КОТР/IBA выполняют значительную часть всего списка экосистемных услуг, которую могут предоставить природные экосистемы, в том числе по регулированию климата. В частности, было оценено, что мировая (глобальная) сеть IBA, насчитывавшая в 2013 г. около 12000 территорий, аккумулирует порядка 60 Гт углерода в надземной и подземной растительности, произрастающей в их границах. Это составляет около 17 % запасов углерода, которые содержатся в лесах мира (State of the World's Birds..., 2013).

Понятно, что в зависимости от местоположения, официального (юридического) и фактического статуса охраны этих территорий и уровня сохранности участков природных экосистем в пределах КОТР/IBA, значение каждой конкретной КОТР/IBA для поддержания экологического баланса может различаться. Одни территории могут иметь наибольшее значение для выполнения экосистемных функций на локальном уровне (например, небольшие лесные КОТР или водоёмы в пределах какого-либо субъекта Федерации), другие имеют важное значение для поддержания и обеспечения экосистемных услуг в национальном и мировом масштабе (например, крупные по площади КОТР, расположенные в тундровой или таёжной зоне, являющиеся одновременно важными водно-болотными угодьями).

BirdLife International стала инициатором создания «Инструментария для оценки экосистемных услуг территорий» (The Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment, TESSA¹²), предназначенного для разработки и апробации стандартизированного подхода для оценки и мониторинга экосистемных услуг той или иной территории (прежде всего – IBA/КОТР) путём применения максимально упрощённого «инструментального» метода, который мало затратен и доступен специалистам любого уровня подготовки, работающим на какой-либо территории, но обеспечивает надёжные с научной точки зрения результаты (Peh et al., 2014). Планируется, что эта методика будет использоваться партнёрами BirdLife International и иными заинтересованными пользователями для того, чтобы оценивать, какая часть IBA/КОТР имеет наибольшее значение для обеспечения экосистемных услуг (выгод) для людей, и где в пределах IBA/КОТР существуют угрозы для сохранения биоразнообразия или обеспечения этими территориями важных экосистемных услуг. Цель этого методического подхода состоит также в том, чтобы привлечь к мониторингу и защите природной среды пользователей и принимающих решения специалистов всех уровней от местного населения до национального правительства. Один из удачных примеров применения этого инструментария был продемонстрирован в Непале (BirdLife International, 2008a¹³). Отличием TESSA от многих других разработанных в мире инструментариев по оценке экосистемных услуг является возможность его применения на локальном (местном) уровне – оценка осуществляется путём прямых полевых измерений тех или иных индикаторов в пределах ограниченной территории (напр., IBA/КОТР). Большинство иных инструментариев оперируют пока более обширными территориями и такими индикаторами, в результате применения которых получаются карты «грубого разрешения», масштаб которых часто не позволяет использовать рассчитанную оценку экосистемных услуг для принятия практических решений по управлению территорией на местном уровне.

Под эгидой BirdLife International в партнёрстве с Conservation International, International Union for Conservation of Nature и UNEP World Conservation Monitoring Centre был создан также «Комплексный инструмент оценки биоразнообразия» (Integrated Biodiversity Assessment Tool, IBAT), предназначенный для облегчения доступа к целому ряду данных (представленных в глобальном масштабе и на национальных уровнях), таких как: границы ООПТ, биологическая информация об индексах разнообразия видов и местообитаний, ключевых областях биоразнообразия (включая IBA), которые могут быть полезны для исследований и планирования сохранения биоразнообразия (IBAT for Research & Conservation¹⁴).

¹² <http://www.birdlife.org/worldwide/science/assessing-ecosystem-services-tessa>

¹³ <http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/225>

¹⁴ <https://www.ibat-alliance.org/>; <https://www.ibat-alliance.org/ibat-conservation/>

Таким образом, в мировом опыте имеются наработки оценки экосистемных услуг, в том числе для применения её бизнес-сообществом, на основе выявленной сети ключевых орнитологических территорий. Во всех, хотя пока и не очень многочисленных, проектах по эколого-экономической оценке ИВА/КОТР, которые планировалось преобразовать под нужды сельского хозяйства, добычи полезных ископаемых и другую хозяйственную деятельность, было показано, что экономическая выгода от сохранения ИВА/КОТР (поддержание баланса углерода и водного баланса территории, развитие экотуристической составляющей территорий и т. п.) много выше или сравнима с предполагаемыми хозяйственными выгодами от трансформации местообитаний на ИВА/КОТР под хозяйственные нужды, особенно при рассмотрении и экономическом расчёте этих услуг не в сиюминутной (несколько лет), а в долгосрочной (порядка 50 и более лет) перспективе. В итоге в ряде случаев после оценки экосистемных услуг ИВА/КОТР под «давлением» полученных цифр отменяли планировавшееся сведение лесов, осушение озёр и тому подобные действия (BirdLife International, 2008 b¹⁵; BirdLife International, 2012 b¹⁶). Механизмы по оценке и внедрению экосистемных услуг ИВА/КОТР в практику экономического и природоохранного планирования были апробированы пока преимущественно в странах, расположенных в тропической и субтропических климатических зонах. Во многом это определялось ориентированностью осуществлявшихся проектов на сохранение распространённых в этих зонах лесных экосистем, которые подвергаются чрезмерному прессу со стороны хозяйственной деятельности людей, являясь при этом «лёгкими планеты», а также значительной ролью водно-болотных угодий на части выявленных ИВА/КОТР для обеспечения местного населения питьевой водой. Во всех случаях при комплексной оценке экосистемных услуг в качестве индикаторов состояния окружающей среды и биоразнообразия использовали данные о видовом составе птиц на ИВА/КОТР.

Практика проведения хозяйственных работ с учётом оценки и сохранения биоразнообразия, в том числе птиц – как на КОТР, так и вне их, стала всё чаще встречаться в последние годы и у коммерческих компаний в России (пользователей недр, производителей какой-либо продукции...), включающих в планы освоения и дальнейшей разработки месторождений или строительства инфраструктуры предварительную экологическую оценку и последующий мониторинг биоразнообразия в районе будущих работ. Однако примеры подобного подхода в России – пока ещё далеко не повсеместны и вводятся в практику преимущественно крупными компаниями. При этом, работа по экологической оценке обычно считается сохранением «биоразнообразия для биоразнообразия» (напр., «краснокнижного» вида – чтобы тот не исчез) без осознания его прямой связи с сохранением окружающей человека среды как таковой и с обеспечением каких-либо экосистемных услуг. Большинство хозяйственников, а нередко и отвечающие за сохранение биоразнообразия региона работники государственных учреждений, оказываются неосведомлёнными о существовании предоставляемых этим «сохранённым» биоразнообразием экосистемных услуг как таковых. И ещё менее они осведомлены о возможности использования и объектов живой природы, и выявленных ценных природных территорий (далеко не все из которых являются официальными особо охраняемыми природными территориями, ООПТ) для оценки состояния окружающей среды.

Тем не менее коммерческие компании всё более задумываются о необходимости сохранения природных экосистем, так как они одновременно и «зависят от» и «воздействуют на» природные экосистемы и их услуги. Всё чаще встречаются примеры реально работающих бизнес-проектов с учётом сохранения и мониторинга биоразнообразия. Практически всегда в подобных проектах одной из ключевых групп для биоиндикации и мониторинга состояния окружающей среды служат птицы. Один из первых мировых примеров сотрудничества крупных транснациональных компаний и международных НПО для сохранения биоразнообразия птиц – 10-летняя программа между BirdLife International и группой компаний CEMEX, крупным производителем цемента с представительствами более чем в 50 странах мира (BirdLife International, 2011¹⁷). Одна из первых российских независимых компаний, которые стали выполнять работы и оказывать комплекс услуг в области охраны окружающей среды и промышленной безопасности для экологического обеспечения хозяйственной деятельности, в том числе используя в качестве индикаторной группы и птиц, – компания «ФРЭКОМ»¹⁸, заказчиками которой

¹⁵ <http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/231>

¹⁶ <http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/507>

¹⁷ <http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/228>

¹⁸ <http://frecom.ru/>

являются многие нефтегазовые компании, компании энергетического сектора и металлургии, предприятия химической отрасли, администрации муниципальных образований и субъектов Российской Федерации, и другие организации.

В России, благодаря многолетним усилиям целого ряда природоохранных организаций под эгидой Лесного попечительского совета (Forest Stewardship Council, FSC), одним из примеров косвенных платежей за предоставление экосистемных услуг может служить система добровольной лесной сертификации (FSC-сертификации)¹⁹, частью которой являются и ключевые орнитологические территории России²⁰. Получение FSC-сертификата даёт лесопромышленным компаниям преимущество по продвижению на рынке лесной товарной продукции, при этом обладание подобным сертификатом подразумевает, что при получении продукции компанией не были нарушены интересы местного населения и не уничтожаются/не ухудшаются места обитания редких видов животных и ценные природные территории. Этот положительный опыт, безусловно, надо распространять и совершенствовать на территории всех регионов Российской Федерации, в том числе в отношении КОТР – включая не только учёт при ведении лесохозяйственной деятельности уже известных территорий, но и дальнейшее выявление и обнародование ценности ключевых орнитологических территорий в каждом конкретном регионе.

Таким образом, выявленные с помощью единых критериев, разработанных на основе количественной оценки птиц, КОТР/IBA оказываются адекватными индикаторами биоразнообразия и сохранности природных экосистем и, одновременно, удобным инструментом охраны естественной среды обитания птиц и других компонентов живой природы. Вместе с тем многие КОТР/IBA, важные для сохранения не только птиц, но и других представителей биоразнообразия, имеют недостаточный статус охраны, либо он вообще отсутствует. В итоге на сегодняшний день немалое число КОТР/IBA полностью или частично оказываются под высоким антропогенным прессом, и зачастую существует угроза снижения выполнения этими территориями своих функций по сохранению биоразнообразия, а также по оказанию экосистемных услуг. Так, на конец 2000-х гг. в России ООПТ существовали только на половине КОТР, которые имеют международное значение (395 КОТР; 50,3 %), охватывая лишь 35,5 % их площади; во многих субъектах Федерации охраняемая площадь КОТР не превышала 10 %, а наиболее низкой (около 20 %) доля охраняемых КОТР была в регионах Западной Сибири (Свиридова и др., 2016). Таким образом, важным моментом и перспективным «полем» деятельности является проектирование и создание ООПТ в пределах выявленных КОТР. В идеале вся площадь КОТР должна находиться под той или иной формой охраны, что в конечном счёте будет способствовать выполнению этими территориями многих экосистемных услуг.

Птицы считаются хорошими индикаторами состояния окружающей среды в целом и биоразнообразия в частности, поскольку они, как правило, являются верхними звеньями в пищевой цепи, имеют большие ареалы распространения и способны перемещаться в другое место, когда окружающая среда становится для них непригодной.

Фауна птиц России довольно разнообразна и значительно превышает по числу видов пресноводных рыб, амфибий, рептилий и млекопитающих. Птицы характеризуются подвижностью и, одновременно, большей или меньшей (у разных видов) степенью привязанности к местам гнездования (гнездовой консерватизм), остановкам во время миграций и зимовкам, которые определяют их распространение в конкретных, свойственных каждому виду условиях. Важное значение птиц как индикаторов состояния окружающей среды обусловлено в том числе их достаточной многочисленностью и заметностью, что позволяет относительно легко и быстро регистрировать происходящие в их популяциях изменения. Благодаря этим характеристикам птиц на многих территориях орнитофауна часто оказывается более изученной, чем другие группы животных и растений. Наконец, птицы – группа живых организмов, не имеющая аналогов по своей популярности, и эксперты по ним могут быть найдены во многих уголках мира, хотя в России их меньше, чем в ряде других стран. Эти обстоятельства уже давно используются для организации и ведения мониторинга состояния как отдельных видов птиц, так и природных сообществ, где обитают те или иные виды птиц.

¹⁹ Российский национальный стандарт лесопромышленного сектора по схеме FSC. Версия 6-01, обновленная 10.04.2015 г. FSC-STD-RUS-V6-1-2012 Russia Natural and Plantations EN (<https://ru.fsc.org/download-box.80.htm>).

²⁰ <http://hcvf.ru/ru/maps/hcvf-russia>

Среди требований, обычно предъявляемых к индикаторам, можно перечислить такие, как:

- научная обоснованность и достаточная лёгкость в применении: должна быть ясна взаимосвязь индикатора и объекта, изменения которого с его помощью отслеживаются, а получаемые данные должны быть «интерпретируемы»;
- «отзывчивость» к изменениям в той «области интересов», где предполагается применение индикатора: возможность максимально раннего отслеживания или даже прогнозирования происходящих изменений;
- надёжность данных, используемых в качестве индикаторных;
- возможность регулярного воспроизведения (измерения) данных, которые выбраны в качестве индикаторных;
- наличие организаций, которые в долговременной перспективе могут продолжать применение индикатора, отслеживая и интерпретируя данные, получаемых с его помощью.

Птицы отвечают многим требованиям, обычно предъявляемым к индикаторам, предполагая, что последние могут быть получены как в настоящее время, так и в любой необходимый момент в будущем. Например, в международной сети партнёрства «Biodiversity Indicators Partnership»²¹ ассоциация по охране птиц BirdLife International позиционируется как экспертная организация, предоставляющая индикаторы биоразнообразия и природоохранного статуса на основе данных по птицам, такие как: охват охраняемыми территориями ключевых районов биоразнообразия (Protected Area Coverage of Key Biodiversity Areas²²); различные индексы видов Красного списка по птицам (Red List Index (and disaggregations)²³); охват охраняемыми территориями важных участков биоразнообразия горных местностей (Coverage by protected areas of important sites for mountain biodiversity²⁴); суммарный индекс птиц-«специалистов» лесных и сельскохозяйственных местообитаний (Wild Bird Index (forest & farmland specialist birds²⁵) и другие. Показатели изменений численности 145 видов птиц Европы и 380 североамериканских видов используются, в сравнении с построенными моделями, для расчёта индикатора климатического воздействия на птиц (The Climatic Impact Indicator²⁶).

3.2.2. Обзор существующих баз данных по птицам

Ведение мониторинга, в том числе с учётом индикаторной роли птиц для оценки экосистемных услуг, невозможно без баз данных, по которым можно получать временные и пространственные срезы состояния тех или иных видов (их наличия/отсутствия, статуса пребывания, численности, плотности размещения и т. п.). Списки орнитофаун (мировой, региональных, локальных) с указанием статуса пребывания птиц – пример простейшей базы данных, которая может служить точкой отсчёта для довольно ограниченного спектра задач мониторинга – например, для отслеживания изменений видового состава гнездовой фауны за какой-либо период времени, если последний более или менее точно определен. Всё чаще современный мониторинг состояния популяций предполагает сбор как можно большего объёма количественных данных, которые при этом должны быть сравнимы – т. е. собраны по единой методике. Однако сбор и последующую обработку значительного объёма количественных данных, особенно – регулярные, бывает затруднительно осуществлять из-за временных и финансовых затрат. Поэтому при выборе методов сбора мониторинговых данных и создания баз этих данных почти всегда приходится искать компромисс между предполагаемыми на выходе результатами и требующимися затратами для получения исходных данных и их обработки.

Примером общемировых баз данных по птицам и ценным для них территориям может быть Всемирная база данных по птицам и биоразнообразию (World Bird / Biodiversity Database, WBDB). Она была разработана международной ассоциацией по охране птиц BirdLife International²⁷ для сбора информации по распространению редких видов птиц и ключевых орнитологических территорий международного значения (IBA), но за два десятилетия круг данных, которые в ней накапливаются, и задач, которые она решает, расширился. WBDB – это, прежде всего, рабочий инструмент «внутреннего»

²¹ <https://www.bipindicators.net/>

²² <https://www.bipindicators.net/indicators/protected-area-coverage-of-key-biodiversity-areas>

²³ <https://www.bipindicators.net/indicators/red-list-index>

²⁴ <https://www.bipindicators.net/indicators/coverage-by-protected-areas-of-important-sites-for-mountain-biodiversity>

²⁵ <https://www.bipindicators.net/indicators/wild-bird-index>

²⁶ <https://www.bipindicators.net/indicators/climatic-impacts-on-european-and-american-birds>

²⁷ <http://www.birdlife.org/>

пользования, в котором организации-партнёры BirdLife International обмениваются данными, необходимыми для практической охраны и анализа состояния тех или иных видов и территорий, окружающей среды и биоразнообразия в целом. Публичная информация из этой базы данных, после её обработки и проверки экспертами, представляется на информационном ресурсе BirdLife International – Data Zone²⁸. Другим примером баз данных по птицам и ценным для них территориям, с акцентом на картографическое представление информации, может служить онлайн-ресурс Critical Sites Network²⁹, который компилирует из нескольких независимых баз данных информацию, необходимую для управления сохранением 294 видов водоплавающих птиц и важных для них территорий в Африке и Западной Евразии. Это инструмент, разработанный совместно BirdLife International и Wetlands International³⁰ – международной организацией, занимающейся сохранением и восстановлением водно-болотных угодий. Wetlands International создана также онлайн база данных, где можно получить как самые последние, так и ретроспективные оценки численности видов, подвидов и биогеографических популяций более чем 800 водоплавающих и околоводных видов птиц³¹. Во всех этих базах имеются сведения по птицам и для территории РФ.

Упомянутые выше базы данных с момента их создания были в большей степени ориентированы на решение прикладных природоохранных задач, хотя собираемая в них информация используется и для решения ряда научных задач. Для более эффективной разработки мер по сохранению птиц часто требуются необходимые и более обширные данные о видовом составе, характере распределения, численности, плотности гнездования и других особенностях пребывания видов не только на наиболее ценных для птиц территориях, а в том или ином регионе в целом. Такие сведения служат основой для более корректной оценки современного распространения и степени редкости птиц, а также для отслеживания динамики численности видов. Сбор подобной информации осуществляется, например, в базе данных eBird³² – одном из первых онлайн ресурсов по сбору наблюдений за птицами в США, в настоящее время ставящего задачу расширения сбора и предоставления данных о наблюдениях за птицами всего мира. В Европе многие проекты по сбору такой информации, например проект «Атлас гнездящихся птиц Европы»³³, осуществляет Европейский совет по учётам птиц (European Bird Census Council, EBCC³⁴), работа которого в значительной степени ориентирована на отслеживание динамики численности птиц и разработку индикаторов биоразнообразия, используемых в странах Европы (Воришек, 2018). Во многих странах, в частности в Европе, на основе этих баз данных, или совместимых с ними программных пакетов, созданы национальные базы данных.

Большинство этих баз данных о птицах развиваются и пополняются благодаря участию не только специалистов – учёных и программистов, но и широкому привлечению к сбору информации орнитологов-любителей. Специалисты в первую очередь занимаются постановкой задач создания баз данных (как для целей каких-либо текущих краткосрочных проектов, так и для более долгосрочных перспективных задач), разработкой методик мониторинга и сбора данных, обучением любителей применению этих методик, обработкой накопленных данных, подготовкой отчётов и публикаций и т. п. Важны также мероприятия по привлечению к общей работе новых людей и поддержанию интереса к регулярному участию в пополнении базы данных: проекты, обучающие и иные семинары, экскурсии, издание бюллетеней и журналов, презентации результатов, полученных с использованием сведений из базы данных и т. п.

В Российской Федерации подобная работа по птицам также ведётся. Пока она осуществляется с меньшим, чем, например, в странах западной Европы, размахом, хотя именно он требуется для реального охвата обширной российской территории, и с меньшей регулярностью, которая в подавляющем большинстве случаев определяется недостатком финансовых ресурсов. Существующие ограничения в наполнении имеющихся российских баз собственно данными обусловлены и отсутствием пока в стране достаточного для столь обширной территории числа орнитологов – как специалистов, так

²⁸ <http://datazone.birdlife.org/home>

²⁹ <http://criticalsites.wetlands.org/en>

³⁰ <https://www.wetlands.org/>

³¹ <http://wpe.wetlands.org/>

³² <http://ebird.org/ebird/eBirdReports?cmd=Start>

³³ <http://s1.sovon.nl/ebcc/ea/>

³⁴ <http://www.ebcc.info/art-1/>

и любителей. Тем не менее, именно базы данных по птицам, похоже, наиболее представлены в настоящий момент в России, по сравнению с банками данных о других представителях животного мира.

В пределах России не раз осуществлялся анализ пространственного распределения видового разнообразия птиц и ряда иных групп (например, анализ по 487 ландшафтным районам страны³⁵), но его проводили не в прямой связи с экосистемными услугами и индикаторной ролью этих групп для оценки сохранности природных экосистем. Традиционно в России развивались работы по орнитофаунистике и зоогеографическому районированию, которые в том числе были основаны на количественной оценке птиц – экстраполяции данных выборочных учётов на обширные площади местообитаний на основе разного масштаба и точности карт этих местообитаний. Результаты этих работ представляют собой достаточно ценный формат данных о распределении птиц в пределах различных районов РФ – видовом составе, численности, плотности населения и т. п. (например, Блинова, Равкин, 2008; Равкин, Равкин, 2005; Вартапетов, Гермогенов, 2011). Но для большинства редких, а также спорадично распространённых или колониально поселяющихся видов адекватные оценки численности и распределения получить этими методами бывает затруднительно или невозможно. Для широко распространённых обычных видов получаемые при такой экстраполяции показатели обилия птиц, вероятно, лучше отражают реальную ситуацию в природе. Из-за достаточно высокой затратности подобных работ этот и схожие по методикам сбора и обработки данных форматы, в которых для экстраполяции данных о численности птиц на обширных территориях используются карты местообитаний, не так часто применяют для оперативной разработки конкретных природоохранных мер и индикации, но это возможно и апробировано в ряде регионов Российской Федерации³⁶. Именно этот подход используется обычно для определения ресурсов птиц той или иной территории, в том числе с расчётом их стоимости и экономической оценки ущерба при проведении хозяйственной деятельности, а также с целью разработки принципов управления популяциями отдельных групп птиц (Кривенко и др., 2004; Кривенко, Виноградов, 2008; Корепова, 2017; Розенфельд, 2015; Розенфельд и др., 2017).

Для оперативного решения тех или иных природоохранных задач, а также индикации сохранности природных экосистем, наиболее часто используются сведения из банков данных по видам, занесённым в федеральную и региональные Красные книги. Помимо более тщательно собираемых данных по редким и снижающим численность птицам, регулярная работа по оценке численности осуществляется также для охотничьих видов птиц. Эта работа ведётся, в частности, Минприроды РФ, а именно – его подразделением ФБГУ «Федеральный центр развития охотничьего хозяйства». Учёты на местах проводятся обычно в рамках деятельности охотхозяйств и осуществляются по сходным методикам, представленным, в частности, на сайте ФБГУ «Федеральный центр развития охотничьего хозяйства»³⁷. Эта же организация проводит обработку и анализ полученных от охотников учётных данных³⁸, которые, однако, имеют существенные «пробелы»³⁹.

Некоторые примеры существующих на сегодняшний день источников данных по птицам Российской Федерации, а также по важным для сохранения птиц территориям, приведены в таблице 3.2.2.1. Часть перечисленных в таблице баз данных более подробно рассмотрены также в электронном Приложении к разделу 3.2.2 «Обзор избранных баз данных о распределении птиц по территории Российской Федерации», так как они представляются нам одними из наиболее востребованных на текущий момент и в перспективе для целей оценки и мониторинга биологического разнообразия и возможностей выработки для достижения этих целей как достаточно простых в применении, так и более комплексных индикаторов состояния окружающей среды. Важную уточняющую информацию по особенностям распределения птиц, прежде всего – их миграций, можно получить также из базы данных Центра кольцевания ИПЭЭ РАН⁴⁰. Дополнительные сведения о биологии и экологии птиц, которые могут оказаться полезными при выработке мер охраны или разработке индикаторов биоразнообразия, помимо прочего содержатся на таких ресурсах, как: БД «Позвоночные животные России», где разделе

³⁵ http://www.sci.aha.ru/biodiv/npd/1_27.htm; http://www.sci.aha.ru/biodiv/npd/npd1_25.gif

³⁶ См. например, http://www.ecoexpertcenter.ru/imp_pics/inf_blok/Kadastr_present.pdf;

<https://www.casarca.ru/images/proekty/rareyanao/02Rozenfeld.pdf>;

https://www.casarca.ru/images/okhota/09_Rozenfeld_2015a.pdf

³⁷ <http://www.ohotcontrol.ru/materials/methods/>

³⁸ http://www.ohotcontrol.ru/resource/Resources_2008-2013/Resources_2008-2013.php

³⁹ См. например, <https://www.casarca.ru/okhota-na-guseobraznykh>

⁴⁰ <http://ringcenter.ru/>

«Птицы» представлены очерки о 738 видах птиц России⁴¹; «Птицы России» – веб-публикация изданных томов серии «Птицы СССР» и «Птицы России»⁴² и др.

Значительная часть вышеперечисленных баз данных содержит сведения исключительно или преимущественно по птицам. В некоторых из них сведения по распределению птиц являются компонентом более обширного по своей тематике банка данных. Помимо международных и общероссийских баз данных в последние годы создаются и развиваются многочисленные региональные базы данных, часто – в формате разного рода кадастров, компонентами которых почти всегда являются и птицы. Именно региональные базы данных обычно содержат много актуальной (не устаревшей) информации о состоянии птиц той или иной территории (области/края; муниципального района; ООПТ; нескольких субъектов Федерации, объединённых по какому-либо общему признаку, и т. п.). Содержание некоторых баз данных ограничено определённой территорией (например, «Птицы Арктики»; «Гнездящиеся птицы европейской части России»; «Птицы Москвы и Подмосковья»). Во многих базах данных имеется преимущественный акцент на какой-то одной группе птиц или тематике работ (напр., базы данных по охотничьим видам; базы данных по видам красных книг; базы данных по пернатым хищникам; база данных по ключевым орнитологическим территориям; база данных по гнездованию белого аиста и т. п.). Существенное развитие в последние годы получили также региональные и межрегиональные сайты орнитологов-любителей, которые формально не являются базами данных по распределению птиц, но на них также накапливается современная информация о встречах птиц на той или иной территории (например, «Птицы Ярославии»⁴³; «Птицы Среднего Поволжья»⁴⁴; «Птицы Дальнего Востока России»⁴⁵ и др.).

К сожалению, некоторые базы данных до сих пор полностью или частично представлены на бумажных носителях (как в опубликованном виде, так и в рукописном), или же имеются в электронной версии, но только в текстовом формате (например, Летописи природы, большинство Красных книг). В лучшем случае подобные текстовые данные представлены в виде интерактивных веб-публикаций (например, Красная книга Российской Федерации (2001)⁴⁶; Красная книга Московской области (2008)⁴⁷; данные о КОТР международного значения⁴⁸; база данных птиц юга Восточной Сибири). Далеко не все существующие на сегодня банки данных по птицам России или её регионов представляют собой в достаточной мере формализованные данные – то есть электронные таблицы того или иного формата, с разбивкой их содержания по многим тематическим полям, что позволяет максимально оперативно получать любые выборки этих данных для анализа.

Большинство развивающихся баз данных по распределению птиц в России основаны и поддерживаются преимущественно усилиями не государственных организаций. К государственным базам данных, содержащим сведения по птицам, относятся такие как: Летописи природы заповедников; данные по видам Красных книг РФ и субъектов РФ; данные по оценке численности охотничьих видов, собираемые ФБГУ «Федеральный центр развития охотничьего хозяйства»; базы данных ряда научно-исследовательских институтов (напр., ИПЭЭ РАН, ИСиЭЖ СО РАН и т. п.).

В настоящее время не все базы данных с информацией по распределению птиц имеют возможность полного или почти полного открытого доступа к ним всех заинтересованных лиц. В ряде случаев это определяется техническими сложностями – организация не имеет ресурсов для создания и поддержания полноценной онлайн-версии для данных, которые она могла бы предоставить в открытый доступ. Многие данные кадастрового характера обычно закрыты и используются только для внутреннего пользования создавшей её организации и/или аффилированных с ней структур, а их использование обычно возможно только на договорной (как коммерческой, так и некоммерческой) основе.

Основная проблема подавляющего большинства созданных в Российской Федерации в конце XX – начале XXI вв. баз данных по биоразнообразию, в том числе по птицам, – низкая степень обновляемости содержащейся в них информации, либо пополнения современными данными для «новых» (ранее

⁴¹ http://www.sevin.ru/vertebrates/index.html?pre_birds.html

⁴² <http://www.egir.ru/>

⁴³ <http://yarbirds.ru/index.html>

⁴⁴ <http://volgabirds.ru/home/o-sajte>

⁴⁵ <http://fareastru.birds.watch/v2about.php?l=ru>

⁴⁶ <http://www.sevin.ru/redbook/>

⁴⁷ <http://kkmo2.verhovye.ru/index.html>

⁴⁸ <http://www.rbcu.ru/programs/92/>

не «закрытых» информацией) территорий. Наиболее частым источником этой проблемы, не единственным, но основным, оказывается отсутствие стабильных каналов финансирования для поддержания того или иного банка данных. Немаловажен и существующий пока значительный дисбаланс числа орнитологов и территории страны. За редким исключением большинство баз данных создавались в рамках кратко- или долгосрочных проектов, по завершении которых сбор данных и пополнение базы прекращалось – либо сразу, либо по прошествии времени. В отдельных случаях поддержание банков данных продолжается и при отсутствии адекватного поставленным задачам финансирования, но происходит это уже на существенно более низком уровне охвата данных и территорий, а потому ценность имеющейся в БД информации постепенно снижается из-за её меньшей полноты и устаревания сведений. В частности, к категории подобных «проблемных» баз данных, в том числе по птицам, относятся многие базы, размещённые на открытом портале Biodat⁴⁹; сходные проблемы имеют и ряд других баз данных.

Развитие программ поддержки уже существующих региональных и общероссийских баз данных по птицам, в том числе со стороны государственных структур Российской Федерации, безусловно, позволило бы уже в ближайшие годы иметь обширные адекватные сведения, которые могут быть оперативно использованы для биоиндикации сохранности природных экосистем и оценки экосистемных услуг той или иной территории. А постепенное развитие любительской орнитологии в России рано или поздно позволит решить и проблему нехватки кадров для сбора первичных сведений о распространении птиц, как это уже было продемонстрировано в последние десятилетия во многих других странах. Развитием этого направления в России занимается уже целый ряд общественных организаций, ставящих задачи сохранения и изучения птиц.

⁴⁹ <http://biodat.ru/>

Таблица 3.2.2.1. Примеры баз данных (БД) по распределению птиц в Российской Федерации

II – Для большинства баз данных указанная полнота охвата территории РФ относится к поставленным задачам по сбору информации, однако многие базы (по состоянию на 2018 г.) находятся в стадии накопления информации, поэтому данные для всей территории РФ могут быть пока не достаточно полными.

III – **БМ** – текст на бумажном носителе (публикации, рукописи); **ЭЛ** – тексты в электронном формате (как доступные, так и не доступные на веб-сайтах); **КМП** – имеется программная оболочка БД, из которой возможна выборка данных, но не в онлайн-режиме; **ОНЛ** – разработана полная или частичная (не для всех данных) онлайн-версия БД, доступен онлайн выбор данных.

IV – **полностью открыт** – данные находятся в полностью открытой онлайн-версии с возможностью создания и сохранения выборок из них, либо необходимые выборки данных могут быть получены по запросу у координаторов бесплатно для некоммерческого использования; **частично открыт** – данные доступны и могут быть использованы в некоммерческих целях, но требуется обязательное предварительное согласование условий их получения и использования, в особых случаях данные могут быть использованы на платной основе; **закрыт** – данные обычно используются для внутреннего пользования организацией-разработчиком или правообладателем, в каждом конкретном случае требуется согласование о возможностях её использования сторонними лицами и организациями.

***– для этих баз данных дана более полная характеристика в электронном Приложении к разделу 3.2.2.

I	II	III	IV	V
Основное содержание	Полнота охвата территории РФ	Носитель	Доступ к данным	Основная организация – правообладатель базы данных, адрес БД и/или иные контакты для связи с администраторами БД
Ключевые орнитологические территории России (КОТР)***				
Название, координаты, площадь и ранг значимости КОТР. Сведения о статусе пребывания и численности птиц на КОТР, прежде всего – редких и образующих скопления видов; тренды изменения численности (если известны). Данные о местообитаниях (% от общей площади КОТР), хозяйственном использовании (%) и угрозах (балльная оценка) КОТР. Данные о КОТР международного значения представлены также в российском блоке всемирной базы данных по птицам и биоразнообразию (World Bird/Biodiversity Database).	вся территория России	КМП, БМ, ЭЛ, ОНЛ	частично открыт	Союз охраны птиц России (координационный центр и региональные отделения) http://www.rbcu.ru/programs/93/ (международные КОТР на ЕТР) http://www.rbcu.ru/programs/92/ (международные КОТР в Западной Сибири) http://www.rbcu.ru/programs/78/27222/ (границы КОТР в ГИС-формате)
Гнездящиеся птицы европейской части России***				
Видовой состав, гнездовой статус (балльная оценка) и численность (балльная оценка) птиц для квадратов 50 × 50 км в пределах европейской части России, с указанием года (сезона) или периода (напр., 2011–2013 гг.) наблюдений; для части видов даны также более точные (не по логарифмической шкале) экспертные оценки численности. Данные по РФ полностью представлены также в БД Европейского Совета по учётам птиц (European Bird Census Council) и предполагаются к включению в будущем также в Глобальную информационную систему по биоразнообразию (Global Biodiversity Information Facility, GBIF).	вся ЕТР	КМП, ЭЛ, ОНЛ	частично открыт	Зоомузей МГУ им. М.В. Ломоносова http://zmmu.msu.ru/musei/podrazdeleniya/sector-nauchno-obshchestvennykh http://zmmu.msu.ru/musei/strukтура_muzeya/sector-nauchno-obshchestvennykh-proektov/atlas-gnezdyashhikhsya-ptic-evropejskoj-rossii voltzit@zmmu.msu.ru (Волцит О.В., адм.)
Онлайн дневники наблюдений птиц***				
Видовой состав и статус пребывания птиц с указанием дат и координат встреч, типов местообитаний и ряда иных особенностей пребывания птиц в точке наблюдений; приведена фактическая численность встреченных птиц. База данных совмещена с картой. Данные полностью представлены также в Глобальной информационной системе по биоразнообразию (GBIF).	вся территория России	ОНЛ	полностью открыт	Зоомузей МГУ им. М.В. Ломоносова http://www.ru-birds.ru/

Птицы Москвы и Подмосковья				
Видовой состав и статус пребывания птиц с указанием дат и координат встреч, типов местобитаний и ряда иных особенностей пребывания птиц в точке наблюдений; приведена фактическая численность встреченных птиц.	Московская обл. и, частично со-предельные области	КМП (основная БД), БМ, Эл	частично открыт	Зоомузей МГУ им. М.В. Ломоносова http://www.birdsmoscow.net.ru/voltzit@zmmu.msu.ru (Волцит О.В., адм.) a-morkovin@ya.ru (Морковин А.А., адм.)
Веб-ГИС «Фаунистика»***				
Встречи птиц с обязательным указанием даты и координат, полнота сведений о встречах различна и вносится в текстовом формате; имеется фотобанк наблюдений. База данных совмещена с картой. Имеются региональные и тематические разделы БД, в которых в том числе собираются данные не только о птицах (могут быть пополняемы независимо на базе платформы веб-ГИС «Фаунистика»). Данные полностью представлены также в Глобальной информационной системе по биоразнообразию (GBIF).	вся территория России	ОНЛ (основная БД), КМП	частично открыт	ООО «Сибэкоцентр» http://wildlifemonitoring.ru/ (веб-ГИС) контакты: office-sibeco@ya.ru
Птицы Арктики***				
Данные по распределению, характеру пребывания, успеху размножения и численности птиц в разных точках Арктики (циркумполярно, но большая часть данных относится к РФ). Имеются сведения об обилии ряда млекопитающих (лемминги, песцы и т. п.), присутствие которых влияет на успех размножения птиц. База данных совмещена с картой. В том числе представлены погодно-климатические карты для всех сезонов гнездования.	арктические регионы России	ОНЛ	полностью открыт	Международная группа по изучению куликов (International Wader Study Group); Рабочая группа по куликам Северной Евразии http://www.arcticbirds.ru/ http://www.arcticbirds.ru/
Красный список МСОП (The IUCN Red List of Threatened Species)				
Информация о всех видах птиц мира с указанием оценки статуса их редкости, в том числе видов, не относящихся в настоящий момент к какой-либо категории редкости (least concern species). Основная БД Красного списка МСОП содержит обширные данные (как собственные, так и ссылки на внешние ресурсы) о всех редких видах птиц, требующих мер по сохранению и восстановлению на глобальном уровне. Для зарегистрированных пользователей существует возможность получения необходимых данных в том числе в табличной форме и в ГИС-формате.	вся территория России	ОНЛ	открыт	Международный Союз охраны природы (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN) http://www.iucnredlist.org/
Красная книга Российской Федерации				
Данные о редких видах птиц, требующих мер по сохранению и восстановлению на национальном уровне. Видовые очерки КК РФ содержат карты распространения, информацию о категории редкости, численности и распространении видов, а также лимитирующих факторах и необходимых мерах охраны. Для оперативного поиска информации о видах Красной книги РФ 2001 года издания на ресурсе ИППЭ РАН создана веб-публикация.	вся территория России	БМ, Эл	открыт	МПР РФ http://www.mnr.gov.ru/docs/strategii_i_doktriny/ (версия веб-публикации для скачивания в виде архива) онлайн-версия КК РФ (2001) доступна на ресурсе ИППЭ РАН: http://www.sevin.ru/redbook/
Красные книги регионов РФ				
Данные о редких видах птиц, требующих мер по их сохранению и восстановлению на уровне того или иного субъекта Федерации (СФ). Видовые очерки содержат карты распространения, категорию редкости, информацию о численности и распространении видов, а также лимитирующих факторах и необходимых мерах охраны. Для оперативного доступа к очеркам Красной книги во многих регионах созданы их онлайн-версии в текстовом формате и/или базы данных (в том числе для задач ведения Красных книг с использованием ГИС-технологий).	территория субъекта РФ	БМ, Эл, КМП, ОНЛ	открыт (текстовый формат); частично открыт или закрыт (БД для ведения КК)	Региональные подразделения Минприроды РФ в соответствующих субъектах РФ Большинство региональных Красных книг или ссылки на них доступны в информационно-аналитической системе «ООПТ России»: http://oopt.aari.ru/rbdata/900

Летописи природы заповедников РФ				
Птицы — один из основных компонентов мониторинга в рамках ведения ежегодных Летописей природы заповедников. Полнота данных о птицах зависит от планов НИР заповедника, укомплектованности его штата орнитологами и т. п. Наиболее часто данные собирают на разного рода маршрутных учётах, но методики могут различаться (даже в одном заповеднике в разные годы). Летописи природы передаются (в качестве отчётных материалов) в Минприроды РФ.	в пределах границ заповедника, иногда — шире	БМ, Эл	частично открыт	Дирекции заповедников МПР РФ Архивы МПР РФ Многие Летописи природы, особенно за последние годы, доступны для свободного скачивания на сайтах заповедников и иных ресурсах.
Мониторинг охотничьих видов ФБГУ «Федеральный центр развития охотничьего хозяйства»				
Данные по численности (запасам) охотничьих видов птиц — как компонент БД по всем охотничьим животным. Первичные данные учётов предоставляют региональные охотпользователи, далее эти данные обобщаются для муниципальных районов, субъектов Федерации, административных округов РФ, всей территории РФ. Получение данных требует согласования с ФБГУ «Федеральный центр развития охотничьего хозяйства».	вся территория России	Эл, КМП	закрит	ФБГУ «Федеральный центр развития охотничьего хозяйства» МПР РФ http://www.ohotcontrol.ru/ http://www.ohotcontrol.ru/resource/Resources_2008-2013/Resources_2008-2013.php (обобщающие данные для РФ за ряд лет)
БД «Ресурсы водоплавающих птиц России» ООО «Научный центр — «Охрана биоразнообразия»				
Содержит исходные учётные данные и ресурсные оценки водоплавающих птиц, основанные на экстраполяции выборочных учётов на карты местообитаний того или иного природного района (47) или субъекта РФ. База данных имеет ГИС-компонент. Основное назначение БД — кадастровое использование. Программная оболочка БД универсальна и позволяет создавать кадастры для любого набора групп видов и территорий. Разработанная изначально для водоплавающих птиц, база данных в настоящее время содержит сведения о разных видах птиц для многих территорий РФ. На основании применяемой центром методики и БД созданы ряд комплексных региональных кадастров животного мира.	вся территория России	КМП	закрит	ООО «Научный центр — «Охрана биоразнообразия» РАЕН http://www.ecoexpertcenter.ru/ Обобщённая БД водоплавающих птиц РФ, размещённая на ресурсе ИПЭЭ РАН как компонент охотничьих ресурсов: http://www.sevin.ru/bioresrus/db_methodology.html; http://www.sevin.ru/biores/index.html
Банк данных ИСиЭЖ СО РАН по численности животных Северной Евразии				
Фактографическая численность животных, в том числе птиц, в пределах Северной Евразии (в границах СССР на 1990 г.), преимущественно по Западно-Сибирской равнине и Алтае-Саянской горной стране. Птицы — один из основных компонентов БД. Учётные данные имеются преимущественно с 1960 г., но есть и более ранние сведения (с 1929 г.). Банк оснащён значительным количеством оригинальных программ по обработке данных. Услугами банка пользуются сотрудники 35 научно-исследовательских организаций (в том числе 17 заповедников).	ряд регионов Сибири и отдельные регионы ЕТР	КМП	частично открыт	ИСиЭЖ СО РАН, лаборатория зоологического мониторинга http://eco.nsc.ru/data_bank.html
База данных по гнёздам белого аиста в Подмоскowie				
База создана в рамках проекта по учёту и мониторингу гнездовой белого аиста в Московской области, частично в ней имеются сведения и по сопредельным территориям. Содержит данные по известным гнёздам с указанием их статуса (жилое/нежилое), а также числа птенцов и успеха гнездования (если они известен) в разные годы. Пример узковидовой тематической БД, созданной в рамках более обширной программы «Птицы Москвы и Подмоскowie».	Подмоскowie	ОНЛ	открыт	Зоомузей МГУ им. М.В. Ломоносова http://birdsmoscow.net.ru/monitoring-gnezd-belogo-aista.html http://birdsmoscow.net.ru/stork.html

3.2.3. Индикаторы, использованные в проекте

3.2.3.1. Использование данных «Атласа гнездящихся птиц Европейской России»

В рамках программы «Атлас гнездящихся птиц Европейской России»⁵⁰, курируемой Зоологическим музеем МГУ им. М.В. Ломоносова, в 2005–2018 гг. была собрана база данных, включающая 166857 записей по 414 видам птиц для 1662 квадратов 50 × 50 км, 55 из которых полностью или частично расположены вне ЕТР – по восточной границе Уральских гор в пределах Западной Сибири (методику сбора данных для атласа см.: Калякин, Волцит, 2015). Разработку индикаторов биоразнообразия, основанных на данных «Атласа гнездящихся птиц Европейской России», осуществляли для ЕТР в пределах субъектов РФ, которые полностью или почти полностью расположены западнее Уральских гор. Из анализа были исключены 20 видов птиц, преимущественно тех, чей ареал заходит на ЕТР лишь краем, которые встречены в 2005–2018 гг. в пределах ЕТР в 5 и менее квадратах⁵¹. Дополнительно исключили 90 наименее полно обследованных квадратов, списки видов в которых оказались не репрезентативными. Итоговый пул данных, использованных для настоящего анализа, включает 160698 записей в 1532 квадратах по 394 видам гнездящихся птиц, встреченных в административных границах европейской части России в 2005–2018 гг. В Красную книгу Российской Федерации (2001) занесены 53 из 394 видов, по которым для анализа имеется 5931 запись в 1272 квадратах.

Чтобы снизить влияние региональных вариаций списков гнездящихся птиц на значения индикаторов биоразнообразия, все квадраты 50 × 50 км были отнесены к тому или иному экорегиону, в границах каждого из которых условия обитания птиц и, соответственно, списки видов более сходны (см. раздел 2.2 и рис. 2.2.1).

Распределение гнездящихся видов птиц в 10 экорегионах европейской части России представлено в таблице 3.2.3.1.1. Для каждого квадрата 50 × 50 км были рассчитаны показатели видового богатства (табл. 3.2.3.2.1) и природоохранной важности (табл. 3.2.3.3.1) его территории. Кроме того, дополнительно рассмотрен такой показатель, как степень синантропизации населения птиц (раздел 3.2.3.6).

Таблица 3.2.3.1.1. Суммарное число гнездящихся видов птиц, отмеченных в 2005–2018 гг. в экорегионах европейской части РФ

Экорегион	Число видов	
	всего	занесённых в Красную книгу РФ
Арктические пустыни (Arctic desert)	23	1 (4,3 %)
Тундра (Tundra)	204	11 (5,4 %)
Северная тайга (Northern taiga)	263	15 (5,7 %)
Южная тайга (Southern taiga)	241	18 (7,5 %)
Горные леса и тундры Урала (Ural montane forests and tundra)	230	13 (5,7 %)
Смешанные леса (Mixed forests)	243	21 (8,7 %)
Лесостепь (Forest steppe)	249	28 (11,2 %)
Степь (Pontic steppe)	292	47 (16,1 %)
Полупустыни Прикаспийской низменности (Caspian lowland desert)	217	36 (16,6 %)
Горные леса Кавказ (Caucasus forests)	235	33 (14 %)

Для анализа использовали как ряды данных по всем квадратам или их выборкам для экорегионов, так и усреднённые значения индикаторов в квадрате, рассчитанные для каждого экорегиона. Условия

⁵⁰ http://zmmu.msu.ru/musei/struktura_muzeya/sekto-nauchno-obshhestvennykh-proektov/atlas-gnezdyashhikhsya-ptic-evropejskoj-rossii

⁵¹ Северная олуша (*Morus bassanus*), канадская казарка (*Branta canadensis*), белый гусь (*Anser caerulescens*), сибирская гага (*Polysticta stelleri*), бурокрылая ржанка (*Pluvialis fulva*), толстоклювый зуек (*Charadrius leschenaultii*), плосконосый плавунчик (*Phalaropus fulicarius*), лесной дупель (*Gallinago megala*), белая сова (*Nyctea scandiaca*), рыжепоясничная ласточка (*Cecropis daurica*), сибирский жулан (*Lanius cristatus*), рыжехвостый жулан (*Lanius phoenicuroides*, вкл. *karelini* и *isabellinus*), пустынная славка (*Sylvia nana*), красноголовый королек (*Regulus ignicapilla*), турайный соловей (*Erythropygia galactotes*), короткопалая пищуха (*Certhia brachydactyla*), туркестанский тювик (*Accipiter badius*), средиземноморская хохотунья (*Larus michahellis*), восточная малая мухоловка (*Ficedula albicilla*), урагус (*Uragus sibiricus*). Названия птиц даны по: Коблик, Архипов, 2014.

обитания и пространственного распределения птиц в горах отличаются от таковых на равнинах, поэтому экорегионы «Горные леса и тундры Урала» (сокращённо – Урал) и «Горные леса Кавказа» (сокращённо – Кавказ) отнесены к горным, а остальные – к равнинным.

Часть анализа, в том числе по разработке и выбору индикаторов, где было необходимо наиболее полно учесть видовое разнообразие птиц, осуществляли для всей имеющейся у нас выборки квадратов ($n=1532$). Так как в пределах ряда квадратов площадь суши очень мала (квадраты на границе РФ, острова и т. п.), то для них невозможно осуществить репрезентативные расчёты значений иных индикаторов (сохранности/нарушенности и разнообразия экосистем, фитомассы, первичной продуктивности и т. п.). Поэтому значительную часть дальнейшего анализа осуществляли для пула данных по 1452 квадратам, исключив подобные «неполные» квадраты из выборки для уменьшения возможных погрешностей. Эти 1452 квадрата распределились по экорегионам следующим образом: 16 квадратов в арктической пустыне, 68 – в тундре, 340 – в северной тайге, 179 – в южной тайге, 201 – в смешанных лесах, 242 – лесостепи, 270 – в степи, 41 – в полупустынях Прикаспийской низменности, 40 – в горных лесах Кавказа и 55 – в горных лесах и тундрах Урала. При этом наибольшая доля «неполных» квадратов ($n=16,5\%$) оказалась характерной для экорегиона арктических пустынь за счёт наличия там во многих квадратах лишь небольших островов и незначительных по площади участков прибрежной суши. Доли «неполных» квадратов в других экорегионах составили: 16 % – в тундре (за счёт протяжённой приморской полосы), 2 % – в северной тайге, 0,5 % – в южной тайге, 5 % – в смешанных лесах, 1,6 % – в лесостепи, 1,5 % – в степи, 18 % – в полупустынях Прикаспийской низменности (за счёт протяжённой приморской полосы), 11 % – в горных лесах Кавказа (за счёт квадратов по границе РФ) и 12,7 % – в горных лесах и тундрах Урала (за счёт квадратов, расположенных вдоль восточных границ административных регионов европейской части России). Следует также отметить, что ещё на этапе сбора данных наименее обследованными остались территории в пределах экорегионов арктических пустынь, тундр и крайнего северо-востока северной тайги. Соответственно, данные по этим экорегионам, особенно арктическим пустыням и тундрам, менее полны в анализируемых выборках по сравнению с остальными экорегионами.

3.2.3.2. Показатели видового богатства птиц

Для оценки видового богатства птиц рассчитаны два показателя для их апробации в качестве индикаторных (табл. 3.2.3.2.1).

Таблица 3.2.3.2.1. Показатели видового богатства птиц

№	Показатель
1	Число видов птиц, отмеченных в квадрате
2	Доля числа отмеченных в квадрате видов от общего числа видов в экорегионе (%)

Первый показатель – наиболее простой, относительно легко получаемый и часто используемый на практике для оценки разнообразия птиц. В 8 равнинных экорегионах показатели видового богатства птиц имеют наибольшие значения в лесных, лесостепных и степных регионах, закономерно снижаясь на севере – в тундре и арктических пустынях и на юге – в зоне полупустынь. Наибольшее суммарное число видов птиц в экорегионе отмечено в степях и северной тайге, несколько меньше – в других лесных экорегионах и лесостепи (табл. 3.2.3.1.1). Среднее значение числа видов, приходящихся на один квадрат того или иного экорегиона (далее – «среднее число видов в квадрате»), изменяется более равномерно, практически полностью соответствуя зависимости видового богатства от климатических условий (см. раздел 5.1.4), и имеет максимум в смешанных лесах (рис. 3.2.3.2.1).

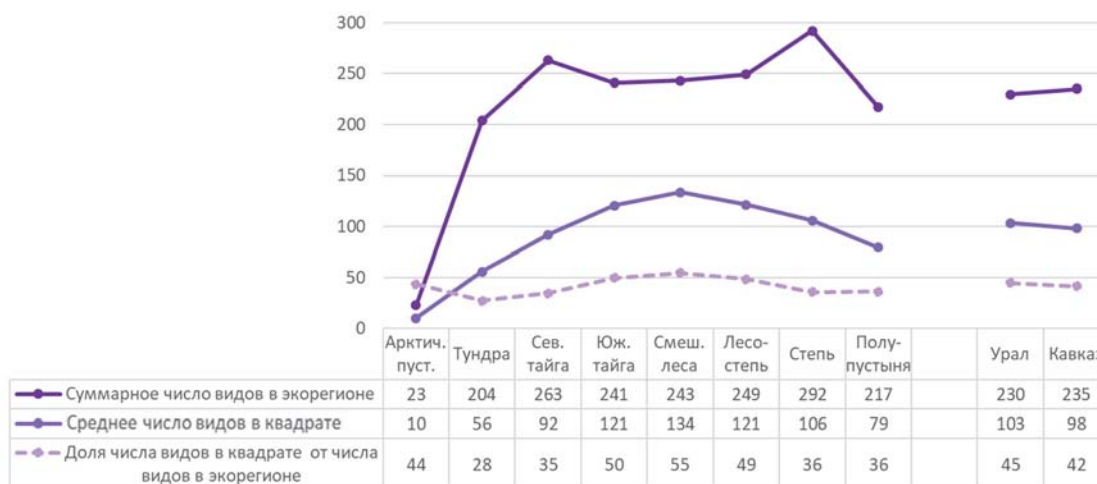


Рисунок 3.2.3.2.1. Показатели видового богатства птиц в экорегионах ЕТР

Второй показатель, индекс «Доля числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе», был рассчитан для того, чтобы попытаться минимизировать влияние широтно-климатических изменений на видовое богатство птиц в квадратах с целью выявления влияния других природных и антропогенных факторов на распределение птиц на ЕТР. Очевидно, что в пределах каждого отдельного экорегиона оба эти индекса взаимозаменяемы, так как второй показатель получен делением значений первого на одно и то же число (суммарное число видов в экорегионе). Изменение средних значений индекса «Доля видов от общего числа в экорегионе» оказалось во многом сходным с изменением среднего числа отмеченных в квадратах видов, за исключением высокого значения этого показателя в арктических пустынях, приближающегося к его максимальным значениям в лесных экорегионах и лесостепи, и отсутствия снижения в экорегионе полупустынь (рис. 3.2.3.2.1). Высокое значение индекса в экорегионе арктических пустынь, возможно, является результатом статистической погрешности из-за малого числа квадратов и недостаточной полноты данных по этому экорегиону в исследованной выборке. Соответственно, значения этого индекса для арктических пустынь пока малоприменимы для практического использования – как в масштабе ЕТР, так и внутри этого экорегиона.

Сравнение средних для экорегионов значений индекса «Доля числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе» показывает, что он практически не зависит от суммарного числа видов в экорегионе (рис. 3.2.3.2.2 а, б), что и следует ожидать, если пространственный характер распределения видов не зависит от общего видового богатства в экорегионе. Однако между средними значениями индекса «Доля числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе» и средним числом видов в квадратах выявляется существенная положительная корреляция, особенно если из анализа исключить выпадающее из выборки значение экорегиона арктических пустынь (табл. 3.2.3.7.3; рис. 3.2.3.2.2 в, г). Наличие этой корреляции указывает на различия в характере пространственного распределения населения птиц в разных экорегионах, которые и отражает индекс «Доля числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе».

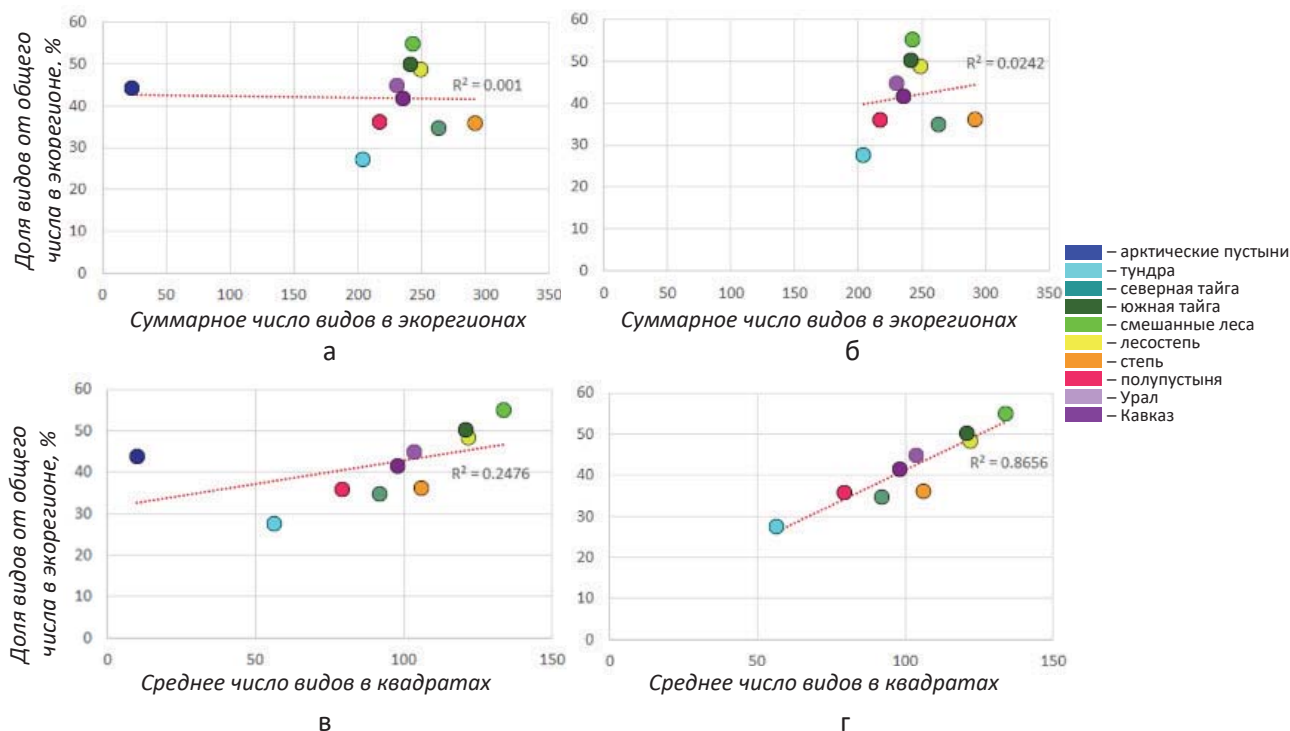


Рисунок 3.2.3.2.2. Зависимости между средними значениями индекса «Доля видов от общего числа в экорегионе» и показателями видового богатства в экорегионах: суммарным числом видов в экорегионах (а, б) и средним числом видов птиц в квадратах (в, г). Графики «а» и «в» построены для всех экорегионов ЕТР, на графиках «б» и «г» из анализа исключён экорегион арктических пустынь. Значения относящиеся к разным экорегионам, показаны цветами, соответствующими карте экорегионов на рис. 2.2.1

Пространственное распределение фактических значений индексов видового богатства птиц в 50-км квадратах также сходно (рис. 3.2.3.2.3) и оба показателя остаются значительно скоррелированными ($R_s=0.94$, $n=1452$, $p<0.0005$). Последнее во многом определяется относительно небольшими различиями значений суммарного числа гнездящихся птиц, которые отмечены в том или ином экорегионе, за исключением арктических пустынь, а также более низких показателей в тундре и полупустынях Прикаспийской низменности (табл. 3.2.3.1.1).

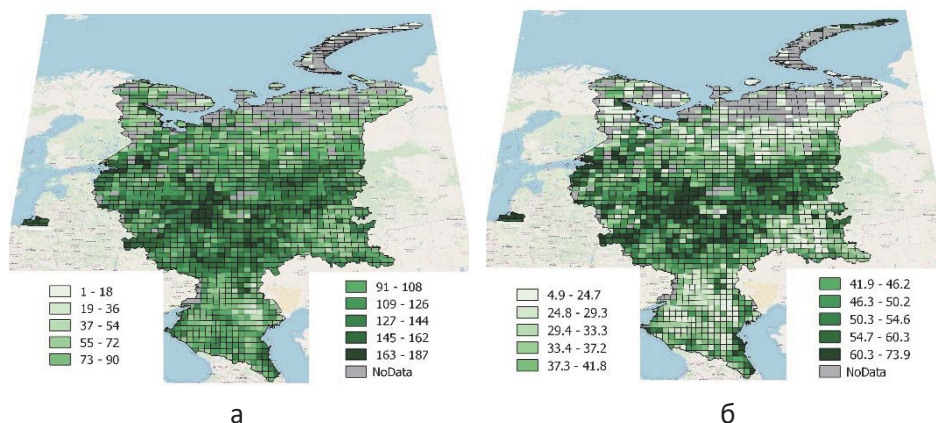


Рисунок 3.2.3.2.3. Пространственное распределение показателей числа видов птиц в квадратах (а) и доли видов птиц в квадратах от их общего числа в экорегионе (б)

Как сказано выше, индекс «Доля видов от общего числа в экорегионе» рассчитывали с целью максимального «сглаживания» влияния зональных различий видового богатства гнездящихся птиц при дальнейшем анализе их разнообразия в пределах ЕТР. Однако выраженная положительная корреляция между средними для экорегионов значениями индекса «Доля видов от общего числа в экорегионе» и средним числом видов в квадратах соответствующих экорегионов, равно как и значительная корреляция фактических значений этих индексов в 50-км квадратах, показывают, что зональный аспект в распределении разнообразия птиц при использовании индекса «Доля видов от общего числа в экорегионе» для анализа в пределах всей площади ЕТР остаётся значимым фактором. Соответственно, использование этого индекса не позволяет избавиться от влияния широтно-климатических факторов на распределение птиц в пределах ЕТР, поэтому он не может быть применён в качестве корректного индикатора влияния других факторов, в частности – антропогенных, на распределение птиц в пределах всей ЕТР.

Вместе с тем, индекс «Доля видов от общего числа в экорегионе» в той или иной степени может быть использован для анализа пространственного распределения птиц внутри конкретных экорегионов, а также иметь значение для разработки дифференцированного подхода к сохранению биоразнообразия в их пределах. Так, более высокие средние значения этого индекса свидетельствуют о более равномерной в среднем представленности характерного для каждого экорегиона пула видов в каждом его квадрате. Квадраты, в которых зарегистрирована более высокая доля видов от их общего числа в экорегионе, лучше обеспечивают сохранение общего видового богатства этого экорегиона, но одновременно становятся менее уникальными по составу видов, а уникальные сообщества требуют специального природоохранного внимания.

Таким образом, закономерности, выявленные на представленном выше материале по птицам, дают основания для разработки различных стратегий сохранения видового разнообразия в регионах с малым и большим числом видов. Очевидно также, что корректный учёт зональных различий в распределении птиц в пределах ЕТР необходимо осуществлять с большим набором данных, нежели просто число видов в фауне того или иного региона.

3.2.3.3. Индексы «краснокнижных» видов птиц

Для разработки индикаторов природоохранной важности территорий, основанных на данных о птицах, были рассчитаны также показатели, представленные в таблице 3.2.3.3.1. Показатели 3–8 представляют собой индексы, рассчитанные для видов птиц, занесённых в Красную книгу Российской Федерации (2001); далее – индексы «краснокнижных» видов птиц. Индексы 3 и 4 аналогичны охарактеризованным выше показателям общего видового богатства, но относятся только к видам, занесённым в Красную книгу РФ (далее – «краснокнижные» виды или «КК виды»). Дополнительно вычислен также «Суммарный индекс «краснокнижных» видов» (показатель 8 в табл. 3.2.3.3.1), который учитывает не только число или долю этих видов в квадратах, но и категорию их редкости.

Суммарный индекс «краснокнижных» видов получен следующим образом:

1) Каждой категории редкости птиц согласно Красной книге РФ (2001) был присвоен балл: 1 категория в КК РФ – 5 баллов; 2 категория – 4 балла; 3 категория – 3 балла; 4 категория – 2 балла; 5 категория – 1 балл. Предположительно, чем выше балл – тем лучше условная сохранность природных местообитаний в квадрате и выше его ценность для сохранения разнообразия птиц, и наоборот – чем ниже балл, тем более нарушены местообитания в квадрате.

2) Далее была вычислена сумма произведений числа встречающихся в квадрате видов каждой категории на соответствующий балл, что и даёт значение индекса: $(N_1 * 5) + (N_2 * 4) + \dots + (N_5 * 1) = \text{Суммарный индекс «краснокнижных» видов}$.

Следует отметить, что основанные на данных о «краснокнижных» видах индексы не всегда априори свидетельствуют о лучшей сохранности природных экосистем и требуют осторожного подхода к их интерпретации при разных масштабах оценки (см. также раздел 3.2.3.7).

Кроме того, был получен «Суммарный индекс разнообразия птиц» (показатель 9 в табл. 3.2.3.3.1), речь о котором пойдёт ниже – в разделе 3.2.3.4.

Таблица 3.2.3.3.1. Показатели природоохранной важности территорий, рассчитанные на основе данных о птицах (жирным шрифтом отмечены показатели, отобранные для апробации в качестве основных индикаторов; остальные использованы в качестве промежуточных индексов для расчёта индикаторов)

№	Показатель
3	Число видов, занесённых в Красную книгу РФ, отмеченных в квадрате
4	Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в экорегионе (%)
5	Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в экорегионе (%)
6	Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (%)
7	Число «краснокнижных» видов в квадрате по категориям, которое использовали для расчёта показателя 9
8	Суммарный индекс «краснокнижных» видов (баллы)
9	Суммарный индекс разнообразия птиц (балльная оценка с учётом показателей 2, 4, 8 и 10)
10	Доля площади КОТР в квадрате (%)

Изменения суммарного числа «краснокнижных» видов в экорегионах и средних значений различных индексов «краснокнижных» видов птиц по экорегионам (рис. 3.2.3.3.1) отличаются от картины, полученной для индексов общего видового богатства (рис. 3.2.3.2.1). В равнинных экорегионах суммарное число зарегистрированных в них «краснокнижных» видов монотонно увеличивается с севера на юг, несколько снижаясь лишь в экорегионе полупустынь, доля же «краснокнижных» видов от числа всех видов в экорегионе возрастает совершенно монотонно (рис. 3.2.3.3.1).

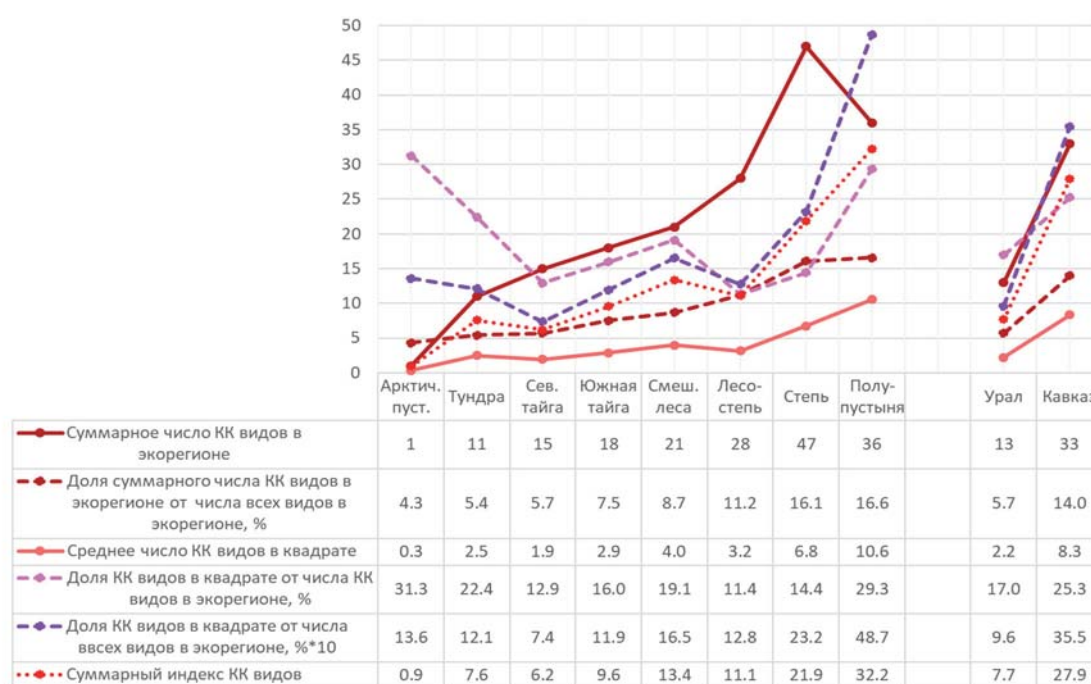


Рисунок 3.2.3.3.1. Изменения по экорегионам средних значений индексов «краснокнижных» видов птиц

Среднее число «краснокнижных» видов, приходящихся на один квадрат, относительно сходно в лесных экорегионах, в тундре и на Урале (за счёт в целом небольшого числа этих видов в перечисленных экорегионах и ограниченного ареала распространения многих из них), однако существенно повышается в степи, полупустыне и в горных лесах Кавказа (рис. 3.2.3.3.1). В большинстве экорегионов среднее значение числа «краснокнижных» видов в 50-км квадрате составляет всего 2–4 вида (с максимумом в отдельно взятых квадратах до 9 видов в северной и 11 видов в южной тайге, а также 14 – в зоне смешанных лесов), тогда как в степи средний показатель достигает 7 (с максимумом в отдельных квадратах до 26 видов), в полупустыне – 11 (с максимумом до 24 видов), в горных лесах Кавказа – 8 видов (с максимумом до 21 вида). Значительное число «краснокнижных» видов,

приходящихся в среднем на один квадрат в полупустыне при небольшом, по сравнению с большинством других экорегионов, числе там этих квадратов ($n=41$) определяет и более высокие средние значения индексов «краснокнижных» видов, полученных для этого экорегиона.

Средние для экорегионов значения индекса «Доля “краснокнижных” видов от общего числа видов в экорегионе» и «Суммарного индекса “краснокнижных” видов» в целом также возрастают с севера на юг, но уже не столь монотонно, как число отмеченных де-факто в экорегионах «краснокнижных» видов (рис. 3.2.3.3.1). Характер изменения значений «Суммарного индекса “краснокнижных” видов» более сходен с направленностью изменений индекса «Число “краснокнижных” видов в экорегионе», чем с изменениями индекса «Доля “краснокнижных” видов от общего числа видов в экорегионе». Отличия в распределении средних значений «Суммарного индекса “краснокнижных” видов», равно как и других индексов «краснокнижных» видов птиц (индексы 3, 4 и 8 в табл. 3.2.3.3.1), от распределения значений суммарного числа редких видов в экорегионах возникают вследствие учёта не только наличия «краснокнижного» вида в квадрате, но и категории его редкости в Красной книге РФ. Некоторое снижение среднего значения «Суммарного индекса “краснокнижных” видов» в экорегионе северной тайги может определяться характерной для него высокой долей квадратов (33 %), где не встречен ни один «краснокнижный» вид (табл. 3.2.3.3.2), а также возможными погрешностями имеющегося в нашем распоряжении исходного материала – меньшей полнотой обследованности квадратов этого экорегиона за счёт труднодоступности многих территорий в его пределах, т. е. возможным неполным выявлением «краснокнижных» видов в том или ином квадрате. В лесостепи суммарное число отмеченных «краснокнижных» видов довольно высоко и сходно с таковым для экорегиона смешанных лесов (табл. 3.2.3.1.1), поэтому более низкие средние значения там «Суммарного индекса “краснокнижных” видов», равно как и других (рис. 3.2.3.3.1), могут возникать по таким причинам, как:

- большее число видов птиц в этом экорегионе, относящихся к низшим категориям Красной книги РФ, что может служить индикаторным показателем;

- большее число квадратов, где число «краснокнижных» видов оказывается нулевым или низким, что может относиться к индикаторным характеристикам, подчёркивающим различия этих экорегионов, но одновременно оказаться и в числе погрешностей применяемой методики (однако в обсуждаемых экорегионах доля квадратов, где отсутствуют «краснокнижные» виды, различается незначительно – 17 % в смешанных лесах и 14 % в лесостепи).

Выпадающие из общей картины высокие значения индекса «Доля “краснокнижных” видов от общего числа видов в экорегионе» в арктических пустынях обусловлены теми же причинами, которые обсуждались в отношении аналогичного показателя для общего видового разнообразия (индекс 2 в табл. 3.2.3.2.1), но при рассмотрении индексов «краснокнижных» видов подобное же, во многом искусственное, отклонение среднего значения этого индекса оказывается характерным и для тундрового экорегиона (рис. 3.2.3.3.1).

Изменения средних для экорегионов значений индекса «Доля “краснокнижных” видов от общего числа “краснокнижных” видов в экорегионе» отличаются от иных индексов, представленных на рисунке 3.2.3.3.1, уже более значительно: проявляются как бóльшие различия значений этого показателя между экорегионами, так и более выраженное их снижение в лесостепи и степи (рис. 3.2.3.3.1). Причины проявления максимальных значений этого индекса на северном (арктические тундры, тундры) и южном (полупустыни) концах широтного градиента сходны с уже обсуждавшимися выше. В арктических пустынях, помимо прочего, «краснокнижные» виды не отмечены в двух третях из обследованных квадратов (табл. 3.2.3.3.2). Что касается степного региона, то получающееся там снижение среднего значения индекса «Доля “краснокнижных” видов от общего числа “краснокнижных” видов в экорегионе», в отличие от возрастающих, по сравнению с равнинными лесными экорегионами, значений трёх других индексов, определяется сочетанием в этом экорегионе таких исходных характеристик, как наибольшее число гнездящихся там «краснокнижных» видов (табл. 3.2.3.1.1) на фоне более равномерного их распределения – лишь в 3 % квадратов редкие птицы не отмечены (табл. 3.2.3.3.2), а также более высокого значения среднего числа «краснокнижных» видов, приходящихся на один квадрат (7 видов). Лишь в лесостепи все три расчётных индекса «краснокнижных» видов птиц имеют примерно сходное значение (индексы 4, 5 и 8 в табл. 3.2.3.3.1).

Таблица 3.2.3.3.2. Распределение по экорегионам квадратов, где не отмечены занесённые в Красную книгу РФ виды птиц

Экорегион	Число квадратов 50 × 50 км	
	всего	где не встречены виды, занесённые Красную книгу РФ
Арктические пустыни (Arctic desert)	32	22 (69 %)
Тундра (Tundra)	81	6 (7 %)
Северная тайга (Northern taiga)	350	117 (33 %)
Южная тайга (Southern taiga)	180	32 (18 %)
Смешанные леса (Mixed forests)	212	35 (17 %)
Лесостепь (Forest steppe)	246	34 (14 %)
Степь (Pontic steppe)	274	7 (3 %)
Полупустыни Прикаспийской низменности (Caspian lowland desert)	50	0 (0 %)
Горные леса и тундры Урала (Ural montane forests and tundra)	63	7 (11 %)
Горные леса Кавказа (Caucasus forests)	45	0 (0 %)

Что касается изменения фактических значений числа «краснокнижных» видов в квадратах, а также иных индексов, учитывающих данные о «краснокнижных» видах птиц, то в масштабе ЕТР они имеют ещё более выраженную локальную специфику, чем распределение общего видового разнообразия птиц (рис. 3.2.3.3.2). При этом получаемая картина пространственного распределения значений природоохранной важности квадратов на основе данных о «краснокнижных» видах в значительной мере зависит от применяемого индикатора (рис. 3.2.3.3.2).

Значения большинства расчётных индексов «краснокнижных» видов значительно коррелируют как между собой – например, «Суммарный индекс “краснокнижных” видов» с «Долей “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа “краснокнижных” видов в соответствующем квадрате экорегионе» ($R_s=0.87$, $n=1452$, $p<0.0005$) и «Долей “краснокнижных” видов от общего числа видов в экорегионе» ($R_s=0.98$, $n=1452$, $p<0.0005$), так и с исходным числом «краснокнижных» видов в квадрате – напр., «Суммарный индекс “краснокнижных” видов» ($R_s=0.995$, $n=1452$, $p<0.0001$) и «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа “краснокнижных” видов в экорегионе» ($R_s=0.88$, $n=1452$, $p<0.0005$). Высокая корреляция «краснокнижных» индексов между собой свидетельствует об их взаимозаменяемости в масштабе ЕТР. При расчёте «Суммарного индекса “краснокнижных” видов» мы предполагали получение более детальной, чем просто по числу «краснокнижных» видов, картины пространственного распределения природоохранной важности разных участков местности в пределах ЕТР. Но полученная высокая корреляция упомянутых индексов в данном масштабе рассмотрения пока свидетельствует скорее о неоправданности наших предположений. Вместе с тем, не исключено, что использование именно «Суммарного индекса “краснокнижных” видов» окажется более корректным и востребованным индексом при анализе корреляций разнообразия птиц с иными характеристиками 50-км квадратов – такими, как: первичная продуктивность, антропогенная трансформация территории и т. п.

Как средние показатели «краснокнижных» индексов по экорегионам (рис. 3.2.3.3.1), так и их фактические значения в квадратах (рис. 3.2.3.3.2) проявляют выраженную региональную специфику (см. также раздел 3.2.3.5). Фактические значения почти всех исследованных «краснокнижных» индексов в 50-км квадратах значительно коррелируют с показателями общего видового богатства в них (кроме индекса «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от числа всех видов в квадрате»), причём корреляции внутри экорегионов выражены сильнее, чем для ЕТР в целом (значения коэффициентов корреляций по экорегионам приведены в Приложении; см. также пример на рис. 3.2.3.7.3 а).

На данном этапе анализа предварительно также показано, что средние для экорегионов значения «краснокнижных» индексов не имеют статистически значимых корреляций с показателями видового богатства, причём наименее связан с показателями видового богатства индекс «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от суммарного числа видов в экорегионе» (см. ниже табл. 3.2.3.7.3). Возможно, в дальнейшем стоит подробнее проанализировать возможности его использования в качестве единого для ЕТР индекса, основанного на данных о «краснокнижных» видах птиц. Хотя для задачи сохранения «краснокнижных» видов логически более понятен индекс «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа “краснокнижных” видов в экорегионе», так как он явным образом отражает ценность каждого квадрата для сохранения краснокнижных видов соответствующего экорегиона.

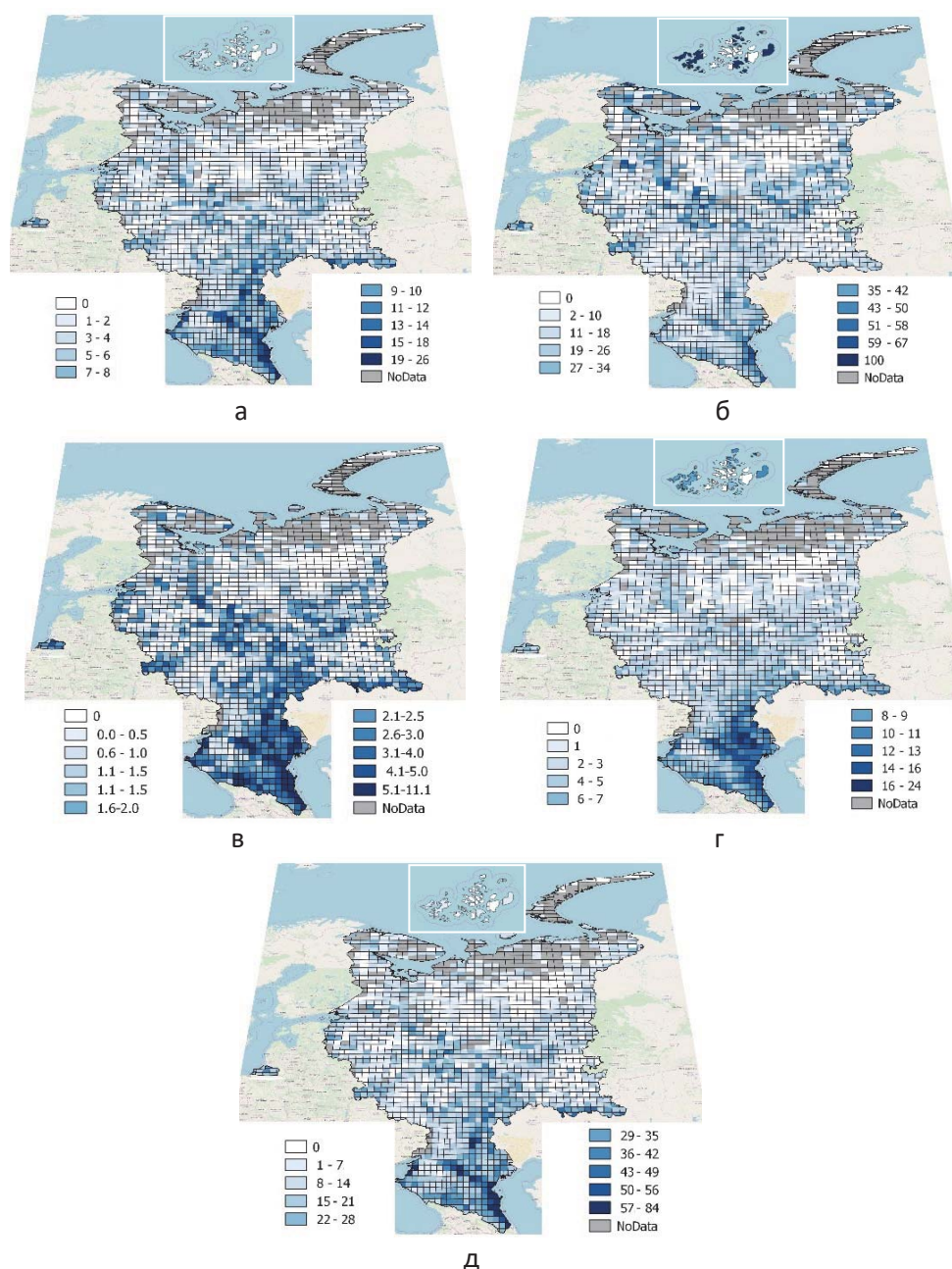


Рисунок 3.2.3.3.2. Пространственное распределение индексов «краснокнижных» видов птиц в пределах ЕТР в масштабе 50-км квадратов: а) число «краснокнижных» видов в квадрате; б) доля «краснокнижных» видов в квадрате от числа «краснокнижных» видов в экорегионе; в) доля «краснокнижных» видов в квадрате от числа всех видов в экорегионе; г) доля «краснокнижных» видов в квадрате от числа всех видов в квадрате; д) суммарный индекс «краснокнижных» видов

3.2.3.4. Суммарный индекс разнообразия птиц

Суммарный индекс разнообразия птиц (показатель 9 в табл. 3.2.3.3.1) учитывает все индексы видового богатства птиц в квадрате и все показатели его природоохранной ценности, включая представленность там «краснокнижных» видов и ключевых орнитологических территорий международного значения (или Important Bird Area, КОТР/IBA – показатель 10 в табл. 3.2.3.3.1; Картографическая база данных..., 2014). Последние служат рефугиумами размножения многих редких и обычных видов птиц, а также центрами их расселения на окружающие территории. Таким образом, «Суммарный индекс разнообразия птиц» отражает не столько природоохранную важность территорий, сколько рассматривается нами в качестве кумулятивного индикатора разнообразия птиц в квадратах.

Данный индекс рассчитывался следующим образом:

1 – долевые значения числа видов (всех и «краснокнижных») в квадратах (показатели 2 и 4 в табл. 3.2.3.2.1 и 3.2.3.3.1) были оценены по 10-балльной шкале: 1 балл – представленность видов в квадрате $\leq 10\%$, 2 балла – представленность видов 11–20 %, 3 балла – 21–30 %... 10 баллов – 91–100 %;

2 – аналогичным образом баллы от 1 до 10 были присвоены также показателям «Суммарный индекс «краснокнижных» видов» (1 балл – суммарный индекс ≤ 10 ; 2 балла – суммарный индекс 11–20; ... 10 баллов – суммарный индекс 91–100) и «Доля площади КОТР в квадрате» (1 балл – доля площади КОТР 0–10 %; 2 балла – 11–20 %; ... 10 баллов – 91–100 %; квадратам, где отсутствуют КОТР было присвоено нулевое значение);

3 – полученные для 4 показателей балльные оценки суммировали для каждого квадрата и рассматривали как «Суммарный индекс разнообразия птиц».

Чем выше значение этого индекса – тем более ценны для сохранения разнообразия птиц и биоразнообразия в целом природные экосистемы в квадрате, и наоборот (рис. 3.2.3.4.1).

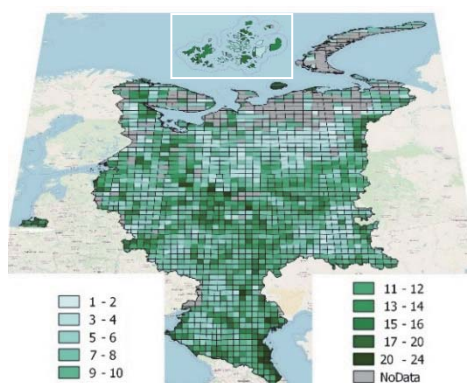


Рисунок 3.2.3.4.1. Распределение показателей суммарного индекса разнообразия птиц в пределах ЕТР в масштабе 50-км квадратов

Поскольку в расчёт суммарного индекса разнообразия птиц были включены все показатели видового богатства и индексов «краснокнижных» видов, он достоверно коррелирует со всеми ними. Однако корреляция с показателями общего видового разнообразия несколько менее выражена, чем с индексами «краснокнижных» видов (табл. 3.2.3.4.1 и 3.2.3.7.2).

В целом средние для экорегионов значения суммарного индекса разнообразия увеличиваются с севера на юг, часто сходно с суммарным индексом «краснокнижных» видов (рис. 3.2.3.4.2). Снижение среднего значения в экорегионе северной тайги соответствует снижению там большинства индексов «краснокнижных» видов (рис. 3.2.3.3.1). Таким образом, на показатели суммарного индекса разнообразия птиц в большей степени влияют значения индексов «краснокнижных» видов, нежели индексы общего видового разнообразия птиц.

Таблица 3.2.3.4.1. Корреляция (R_s) суммарного индекса разнообразия птиц с другими индексами, основанными на данных о птицах

Другие индексы	Суммарный индекс разнообразия птиц
Индексы видового богатства	
Число видов птиц, отмеченных в квадрате	0.663**
Доля этих видов от общего числа видов птиц в экорегионе	0.668**
Индексы «краснокнижных» видов	
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ, отмеченных в квадрате	0.839*
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в экорегионе	0.872*
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в экорегионе	0.862*
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате	0.727**
Суммарный индекс «краснокнижных» видов	0.846*

$n=1452$, * $p<0.05$, ** $p<0.0001$

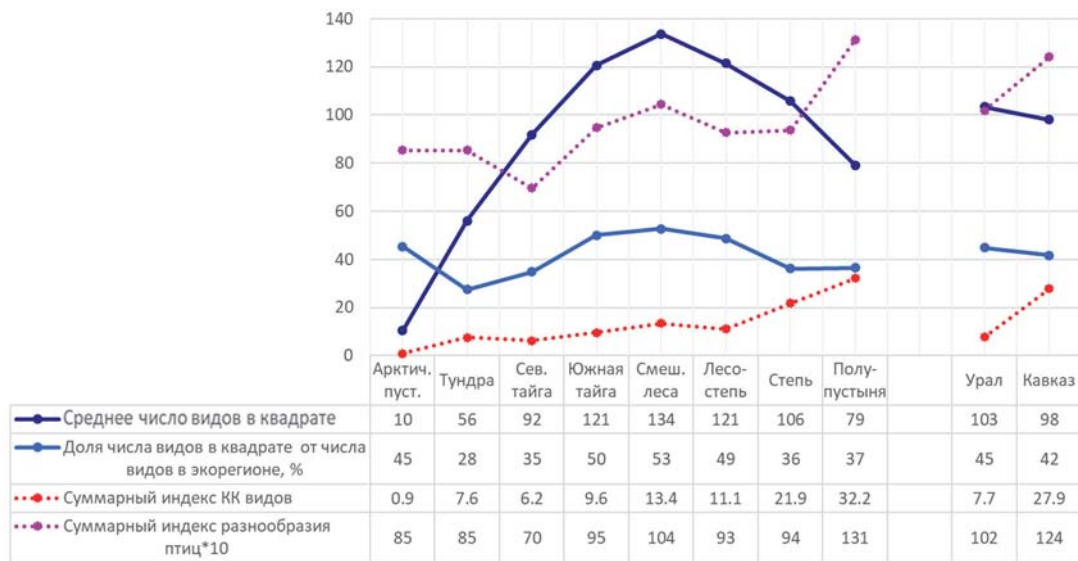


Рисунок 3.2.3.4.2. Изменения средних для экорегионов значений суммарного индекса разнообразия птиц и некоторых иных индексов, основанных на данных о птицах

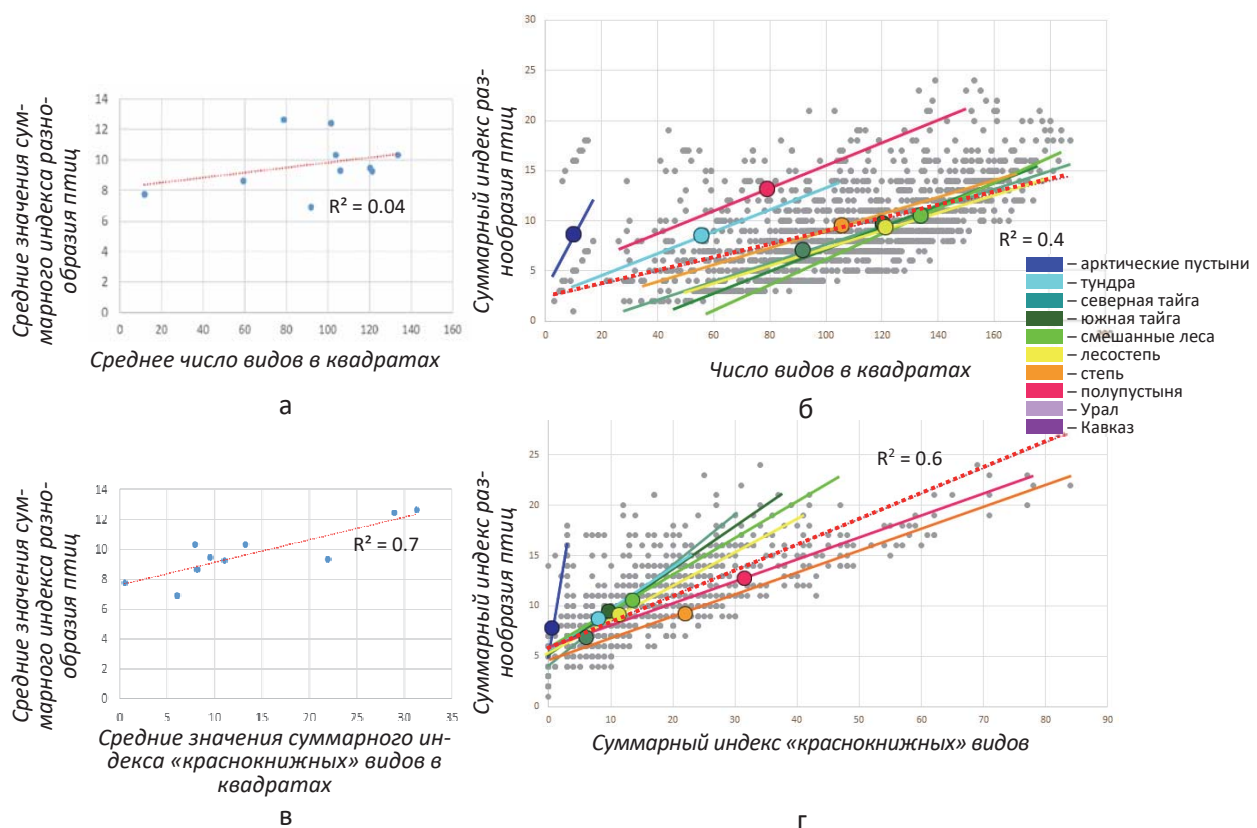


Рисунок 3.2.3.4.3. Зависимости между суммарным индексом разнообразия птиц и числом видов в квадратах (а, б) и суммарным индексом «краснокнижных» видов (в, г). На графиках «а» и «в» показаны зависимости между средними для экорегионов значениями индексов, на графиках «б» и «г» — между фактическими значениями для 50-км квадратов. На графиках «б» и «г» зависимости для ЕТР в целом показаны красным пунктиром. Средние значения и линии трендов, относящиеся к разным экорегионам, показаны цветами, соответствующими карте экорегионов на рис. 2.2.1

Внутри экорегионов все зависимости между суммарным индексом разнообразия птиц и значениями видового обилия птиц и суммарного индекса «краснокнижных» видов также положительны (сплошные цветные линии на рис. 3.2.3.4.3). Обращает на себя внимание практически отсутствие зависимости средних для экорегионов значений суммарного индекса разнообразия птиц от средних показателей видового богатства (табл. 3.2.3.7.3; рис. 3.2.3.4.3 а). Это может свидетельствовать о потенциальной возможности использования суммарного индекса разнообразия для анализа распределения птиц на всей ЕТР после некоторой его корректировки.

3.2.3.5. Региональная специфика применения индикаторов разнообразия птиц

При анализе индикаторов разнообразия птиц внутри экорегионов необходимо учитывать специфику их географического расположения, а также полноту данных и особенности пространственного распределения обычных и «краснокнижных» видов птиц внутри регионов. Ниже рассмотрены некоторые примеры проявления региональной специфики и особенностей применимости исследованных индексов внутри отдельных экорегионов, в том числе с последующим анализом корреляций этих индексов с некоторыми индикаторами состояния экосистем (см. раздел 5.1). Для удобства в табл. 3.2.3.5.1 ещё раз обобщены некоторые характеристики 8 экорегионов, за исключением двух наименее полно обследованных арктических регионов.

Таблица 3.2.3.5.1. Характеристика избранных экорегионов европейской части России в связи с анализом данных о распределении в них птиц

Экорегион	Число квадратов 50 × 50 км			Число гнездящихся видов	
	всего*	наиболее репрезентативные для детального анализа**	где не встречены виды, занесённые в Красную книгу РФ***	всего	занесённых в Красную книгу РФ
Северная тайга	350	340 (98 %)	117 (33 %)	263	15 (5,7 %)
Южная тайга	180	179 (99,5 %)	32 (18 %)	241	18 (7,5 %)
Смешанные леса	212	201 (95 %)	35 (17 %)	243	21 (8,7 %)
Лесостепь	246	242 (98,4 %)	34 (14 %)	249	28 (11,2 %)
Степь	274	270 (98,5 %)	7 (3 %)	292	47 (16,1 %)
Полупустыни Прикаспийской низменности	50	41 (82 %)	0 (0 %)	217	36 (16,6 %)
Горные леса и тундры Урала	63	55 (87,3 %)	7 (11 %)	230	13 (5,7 %)
Горные леса Кавказа	45	40 (89 %)	0 (0 %)	235	33 (14 %)

* – учтены только квадраты, по которым имеются данные по гнездящимся птицам за 2005–2018 гг.; не обследованные в этот период квадраты, по которым нет данных, были изначально исключены из рассмотрения.

** – квадраты, не являющиеся пограничными или «островными»

*** – от числа всех квадратов, по которым имеются данные (в том числе пограничных и т. п.).

Как и в границах ЕТР в целом (таблица 3.2.3.4.1), внутри почти всех экорегионов «Суммарный индекс разнообразия птиц» проявляет более сильные связи в масштабе 50-километровых квадратов с индексами «краснокнижных» видов; зависимость от индексов общего видового разнообразия птиц в большинстве случаев также сохраняется, но менее выражена (см. Приложение). Наименьшая степень зависимости «Суммарного индекса разнообразия птиц» и индексов общего видового разнообразия отмечена для экорегионов «Горные леса и тундры Урала» ($R_s=0.40$, $n=55$, $p<0.005$), тундр ($R_s=0.54$, $n=68$, $p<0.0001$) и арктических пустынь ($R_s=0.69$, $n=16$, $p<0.005$), а также степи ($R_s=0.67$, $n=270$, $p<0.0001$), а наибольшая – для экорегионов смешанных лесов ($R_s=0.86$, $n=201$, $p<0.0001$), лесостепи ($R_s=0.82$, $n=242$, $p<0.0001$) и полупустынь Прикаспийской низменности ($R_s=0.80$, $n=41$, $p<0.0001$).

Анализируя данные в пределах экорегионов, подобных «Горным лесам и тундрам Урала», надо осмотрительно. Этот экорегион не только включает столь различные типы природных сообществ, как горные тундры и таёжные леса, но и имеет значительную меридиональную протяжённость. Последнее может сказаться на более существенных вариациях видового состава птиц, населяющих квадраты этого экорегиона. Эта меридиональная протяжённость – существенное отличие экорегиона «Горные

леса и тундры Урала» от экорегионов, подобных «Горным лесам Кавказа» – имеющих, напротив, широтную ориентацию и относительно незначительную протяжённость (рис. 3.2.3.1.1). Кроме того, по Уралу проходит крупная биогеографическая граница, определяющая наличие там значительного числа как «европейских», так и «сибирских» видов. Наиболее вероятно, что экорегион «Горные леса и тундры Урала» нельзя рассматривать как целостную единицу для анализа сохранности/нарушенности экосистем. В этой связи показательно, что индикатор «Суммарный индекс разнообразия птиц» в пределах горного Кавказа проявляет существенно более выраженную взаимосвязь с индексами общего видового разнообразия ($R_s=0.75$, $n=40$, $p<0.0001$), чем это характерно для «Горных лесов и тундр Урала» ($R_s=0.40$, $n=55$, $p<0.005$).

В качестве отличительной черты экорегионов «Горные леса Кавказа» и «Полупустыни Прикаспийской низменности» можно отметить относительно высокую в них долю «краснокнижных» видов на фоне более равномерной их встречаемости в квадратах, чем это характерно для многих других экорегионов (табл. 3.2.3.5.1, рис. 3.2.3.3.2 а и рис. 3.2.3.5.1). В том числе этим определяется и более выраженная, по сравнению с большинством других экорегионов (см. Приложение), корреляция в этих двух регионах «Суммарного индекса разнообразия птиц» и индексов общего видового разнообразия – «Числа видов птиц в квадрате» и «Доли видов от общего числа в экорегионе» ($R_s=0.75$, $n=40$, $p<0.0001$ и $R_s=0.80$, $n=41$, $p<0.0001$). Вместе с тем такой индекс как «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате», совершенно по-разному проявляет себя в «Горных лесах Кавказа» и «Полупустынях Прикаспийской низменности», хотя число наиболее полно обследованных квадратов, приходящихся на эти экорегионы (40 и 41, соответственно), и характеристики пространственного распределения там «краснокнижных» видов сходны (табл. 3.2.3.5.1). Индекс «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате» представляет собой наиболее просто рассчитываемый показатель, учитывающий кумулятивный эффект от учёта как общего видового разнообразия, так и числа редких видов в одном квадрате. В квадратах внутри большинства экорегионов по очевидным причинам он менее выражено коррелирует с «Суммарным индексом разнообразия птиц», чем иные индексы, где учитываются «краснокнижные» виды. Однако, как уже сказано выше, лишь в полупустынном экорегионе этот индекс не коррелирует ни с одним из иных индикаторов, что оказалось сопряжено также с его заметно иным пространственным распределением в квадратах этого экорегиона (рис. 3.2.3.3.2 г и 3.2.3.5.1 е). Причины этого в настоящее время не до конца ясны, но очевидно, что этот индекс «работает» по-иному (или, напротив, перестаёт «работать») именно при сочетании тех условий, которые складываются в экорегионе «Полупустыни Прикаспийской низменности».

В экорегионах северной и южной тайги, смешанных лесов, лесостепи и степи на значения и распределение индикаторов, основанных на данных о птицах, могут оказывать влияние такие особенности этих экорегионов, как: 1) доля и характер залесенности квадратов в этих экорегионах, которые необходимо тем или иным способом дополнительно рассчитывать для анализа распределения в них птиц (за исключением, вероятно, степного экорегиона); 2) степень мозаичности ландшафта, которая может оказывать влияние на распределение птиц во всех экорегионах и т. п.

Здесь стоит ещё раз подчеркнуть важность полноты и характера данных, используемых для анализа. Например, в экорегионе арктических пустынь в реальности гнездится один вид (белая чайка *Pagophila eburnea*) и один подвид (светлобрюхая чёрная казарка *Branta bernicla hrota*) птиц, занесённых в Красную книгу РФ. Однако подвиды в настоящем анализе мы не рассматривали. Кроме того, достаточно строгое временное ограничение сбора данных для «Атласа гнездящихся птиц Европейской России» (2005–2018 гг.) вместе с меньшим числом квадратов, пришедшихся на этот экорегион и наибольшей неполнотой данных по ним (лишь 50 %) – за счёт недостаточной обследованности и методических погрешностей (много квадратов с незначительной площадью суши) делает эти данные непригодными для корректного анализа ни в масштабах ЕТР, ни внутри самого этого экорегиона. Следует также особо отметить, что экорегион арктических пустынь отличается значительным числом видов птиц, образующих морские базары. Состояние и численность этих видов в большей степени зависит от запасов рыбы в окружающих арктические острова морях, поэтому морские птицы не могут служить индикаторами состояния наземных экосистем.

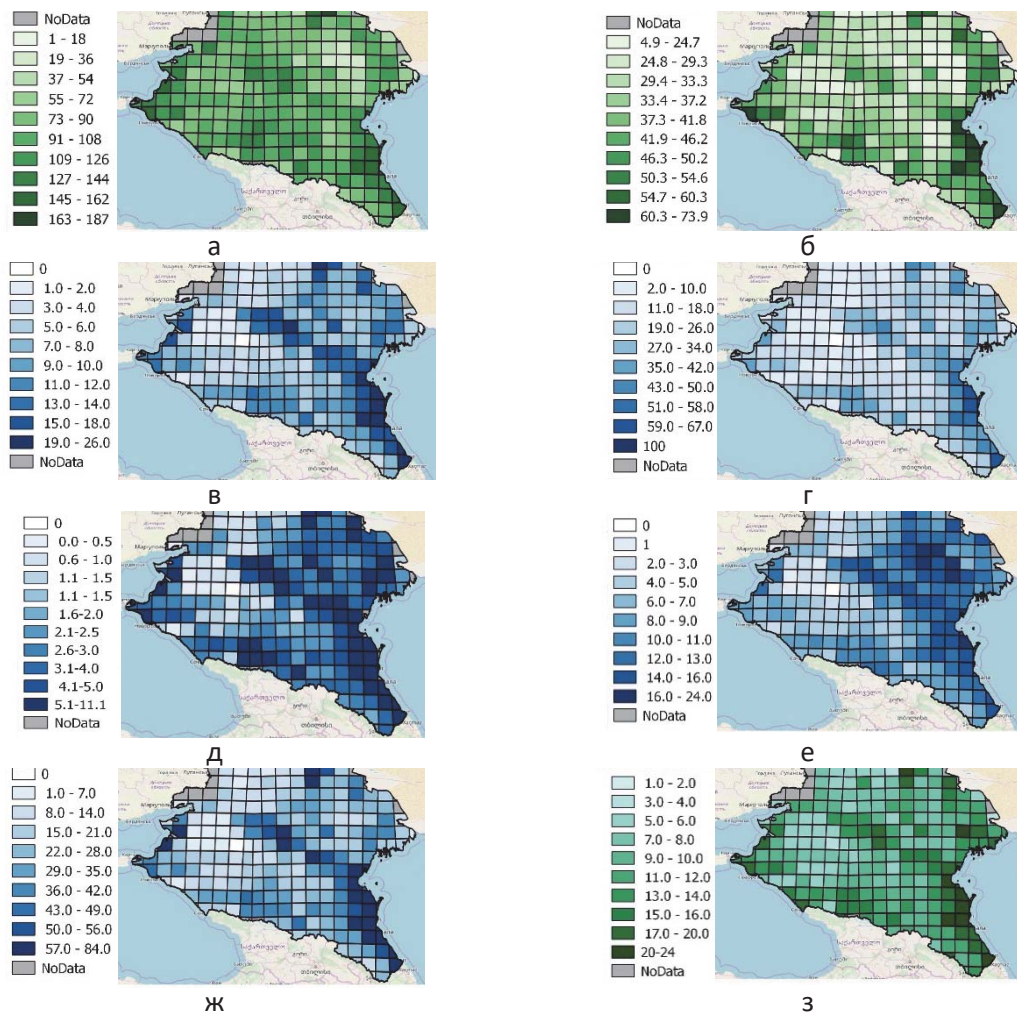


Рисунок 3.2.3.5.1. Пространственное распределение значений различных индексов в экорегионах «Полупустыни Прикаспийской низменности» и «Горные леса Кавказа»: а) число видов, отмеченных в квадрате; б) доля видов, отмеченных в квадрате от общего числа видов в экорегионе; в) число видов, занесённых в Красную книгу РФ, отмеченных в квадрате; г) доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в экорегионе; д) доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в экорегионе; е) доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате; ж) суммарный индекс «краснокнижных» видов; з) суммарный индекс разнообразия птиц

3.2.3.6. Индикаторы степени синантропизации населения птиц

Для апробации оценки антропогенной трансформации экосистем с помощью индикаторов, основанных на данных о птицах, были выбраны 12 видов, у которых выражена та или иная степень синантропизации (табл. 3.2.3.6.1). Два из них (сизый голубь и домовый воробей) гнездятся преимущественно в городских населённых пунктах, 5 видов – в сельской местности (деревенская ласточка, полевой жаворонок, обыкновенный скворец, грач и полевой воробей), ещё 5 видов (черный стриж, воронок, белая трясогузка, галка и серая ворона) встречаются и в городской, и в сельской местности, в основном в преобразованных человеком ландшафтах. Из этих птиц менее всего соответствует понятию вида-синантропа полевой жаворонок. Однако он очень тесно связан с сельскохозяйственными полями и достигает там своей наивысшей численности, поэтому был включён в список как вид, который потенциально может маркировать степень распаханности территории.

Большинство этих видов легко распознаваемы в природе, и ареал их гнездования широко охватывает европейскую часть России, что удовлетворяет базовым условиям выбора видов-индикаторов.

Однако широкоареальные виды могут служить индикаторами только при наличии данных об их численности, на различиях которой обычно и выстраивают картину биоиндикации. Данные только о числе таких видов или их доле от общего числа видов на том или ином участке не информативны, потому что на большей части территории присутствует большинство из них. Так, в 54 % квадратов в пределах ЕТР встречаются все или большинство (от 9 до 12) из упомянутых в табл.3.2.3.5.1 видов (рис. 3.2.3.6.1 а).

Поэтому мы отобрали из БД «Атлас гнездящихся птиц Европейской России» те квадраты, для которых имеется оценка численности 12 выбранных нами видов. Конечная выборка по этим видам составила 13293 записей по 1404 квадратам, а при исключении из анализа неполных пограничных или береговых квадратов – 1349 квадратов. Методика сбора данных для Атласов гнездящихся птиц Европы, в том числе европейской части России, предусматривает оценку численности птиц в квадратах 50 × 50 км лишь по логарифмической шкале, исходя из числа реально гнездящихся и территориальных пар, а также числа поющих самцов, в соответствии со следующими градациями: <10, 11–100, 101–1000, 1001–10000 и т. д. (Калякин, Волцит, 2015). Это – более чем приблизительная оценка, однако в настоящее время для большей части квадратов в европейской части России имеется либо такая оценка, либо она вовсе отсутствует. Каждой категории численности присвоили баллы от 1 до 6: 1 балл – 1–10 гнездящихся/территориальных пар вида в пределах квадрата, 2 балла – 11–100 пар вида, ... 6 баллов – >100000 пар. Затем рассчитали суммарный условный балл численности всех видов в каждом из квадратов, усреднённый на число отмеченных в конкретном квадрате видов – «Индекс синантропизации с учётом численности видов». Этот подход позволил получить уже более «пёструю» картину представленности видов-индикаторов нарушенности природных экосистем в пределах ЕТР (рис. 3.2.3.6.1 б).

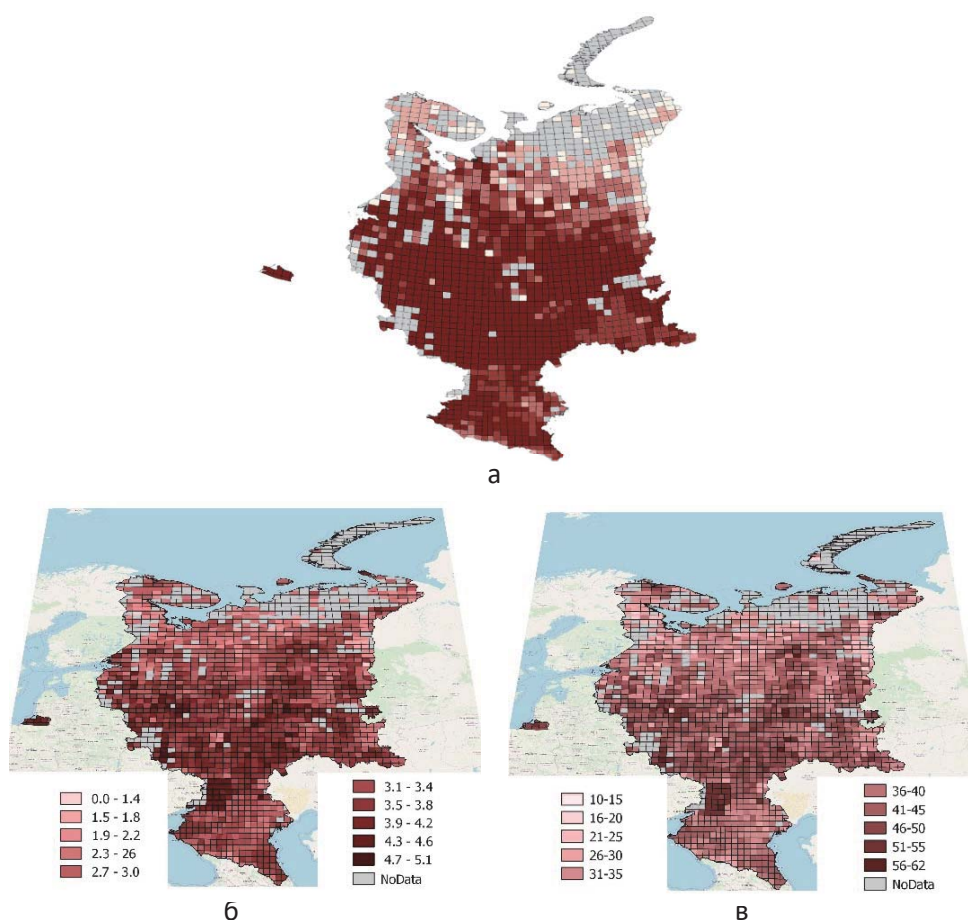


Рисунок 3.2.3.6.1. Показатели синантропизации населения птиц: а) число синантропных видов в квадрате; б) индекс синантропизации с учётом численности видов; в) индекс синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов

Однако 11–100 пар сизого голубя или серой вороны и 11–100 пар полевого жаворонка или деревенской ласточки – достаточно неравновесные показатели. В качестве примера одного из возможных подходов к более детальному учёту вклада видов-индикаторов в итоговое значение индекса степени синантропизации населения птиц мы сделали экспертную оценку суммарного «веса» каждого из этих видов для индикации степени нарушенности природных экосистем, рассчитав его по 5 показателям (столбцы I–V в табл. 3.2.3.6.1):

I – вид преимущественно встречается в гнездовой сезон: в городах (4 балла); как в городах, так и в сельских населённых пунктах (3 балла), преимущественно в сельских населённых пунктах (2 балла), в сельскохозяйственных угодьях вне населённых пунктов (1 балл);

II – преимущественная кормовая база вида в гнездовой сезон: всеядный (4 балла), употребляет и растительные, и животные корма с большой долей первых (3 балла), питается преимущественно беспозвоночными (2 балла), исключительно насекомоядный вид (1 балл);

III – места устройства гнёзд: преимущественно на/в постройках человека (4 балла), как в постройках человека, так и в естественных условиях (3 балла), на деревьях, как в населённых пунктах, так и вне их (2 балла), вне населённых пунктов (1 балл);

IV – использует для гнездования инфраструктурные сооружения человека (напр., столбы ЛЭП, мосты или отвалы дорог и т. п.): часто (4 балла), нередко (3 балла), иногда (2 балла), не использует (1 балл);

V – вид преимущественно оседлый (во многих регионах остаётся зимовать в населённых пунктах; 2 балла), либо исключительно или преимущественно перелётный (1 балл).

Соответственно, сумма всех баллов в столбцах I–V составляет суммарный «вес» вида при оценке степени нарушенности природных экосистем (столбец VI в табл. 3.2.3.6.1). Предполагается, что чем больше показатель суммарного «веса» вида по выбранным характеристикам, тем его присутствие на той или иной территории в большей степени определяется нарушенностью там природных экосистем.

Таблица 3.2.3.6.1. Виды птиц-синантропов – индикаторы нарушенности природных экосистем и балльная оценка их условного «веса» в отражении нарушенности природных экосистем

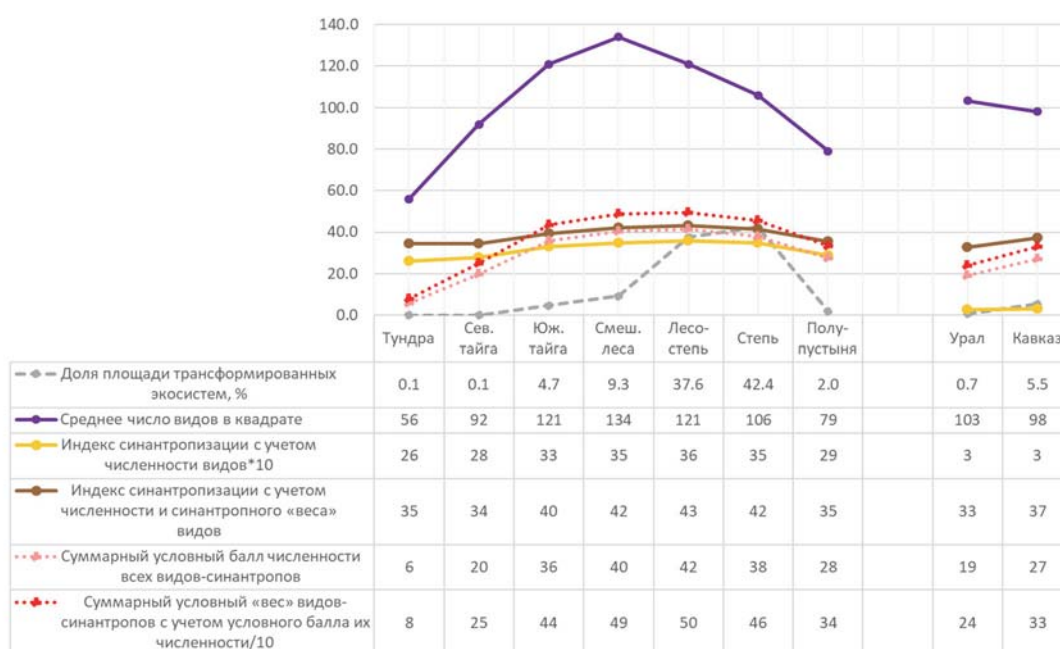
Виды	I	II	III	IV	V	VI
Сизый голубь <i>Columba livia</i>	4	3	4	2	2	15
Черный стриж <i>Apus apus</i>	3	1	3	2	1	10
Деревенская ласточка <i>Hirundo rustica</i>	2	1	4	1	1	9
Воронок <i>Delichon urbicum</i>	3	1	4	3	1	12
Полевой жаворонок <i>Alauda arvensis</i>	1	2	1	1	1	6
Белая трясогузка <i>Motacilla alba</i>	3	2	3	4	1	13
Скворец <i>Sturnus vulgaris</i>	3	2	3	4	1	13
Галка <i>Corvus monedula</i>	3	2	4	4	2	15
Грач <i>Corvus frugilegus</i>	2	2	2	2	1	9
Серая ворона <i>Corvus cornix (corone)</i>	3	4	2	3	2	14
Домовый воробей <i>Passer domesticus</i>	4	3	4	3	2	16
Полевой воробей <i>Passer montanus</i>	2	2	3	3	2	12

Затем, с учётом полученного ранее условного балла численности каждого вида в каждом квадрате, рассчитали условный суммарный «вес» видов-индикаторов в каждом квадрате, усреднённый на число отмеченных в конкретном квадрате видов, – «Индекс синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов». Этот подход позволил получить ещё более детальную картину различий распределения видов-индикаторов нарушенности природных экосистем в пределах ЕТР (рис. 3.2.3.6.1 в).

Несмотря на частично различающиеся наборы данных о птицах, которые были использованы для расчёта «Индекса синантропизации с учётом численности видов» и «Индекса синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов», их фактические значения в 50-километровых квадратах значительно коррелируют ($R_s=0.97$, $n=1404$, $p<0.0001$). Но даже при такой выраженной корреляции между собой значения этих индексов имеют несколько разное пространственное распределение в пределах ЕТР (рис. 3.2.3.6.1 б, в).

Средние для каждого экорегиона значения «Индекса синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов» возрастают с севера на юг, имея наибольшие значения в экорегионах смешанных лесов, лесостепи и степи. Это в некоторой степени соответствует характеру изменения средних значений степени антропогенной трансформации экосистем, хотя амплитуда увеличения последних в лесостепном и степном экорегионе существенно выше, чем это характерно для средних значений индексов синантропизации. Изменение средних значений индекса синантропизации по экорегионам сходно с таковым для среднего числа видов в квадратах (рис. 3.2.3.6.2).

Стоит также отметить, что не рассматривавшиеся нами исходно в качестве потенциальных индикаторов синантропизации, а использовавшиеся в качестве промежуточных, показатели «суммарный условный балл численности всех видов-синантропов в каждом из квадратов» и «условный суммарный «вес» видов-синантропов с учётом условного балла численности каждого из них в квадрате» (ещё не усреднённые на число видов птиц-синантропов в квадрате) несколько по-иному изменяют свои средние для экорегионов значения (рис. 3.2.3.6.2). Они быстрее (с большим перепадом значений), чем выбранный нами для апробации усреднённый «Индекс синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов», возрастают в северной тайге по сравнению с тундрой, и в южной тайге по сравнению с северной тайгой; изменения между другими парами экорегионов менее резкие и сходны с изменениями значений выбранного нами индикатора синантропизации.



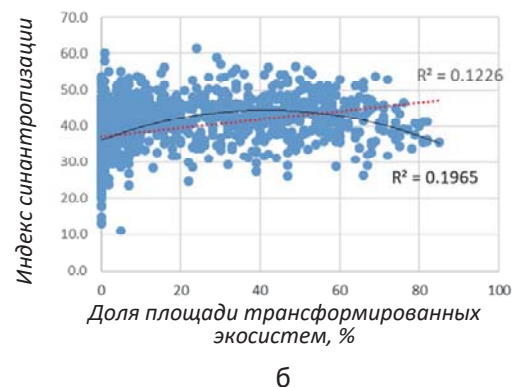
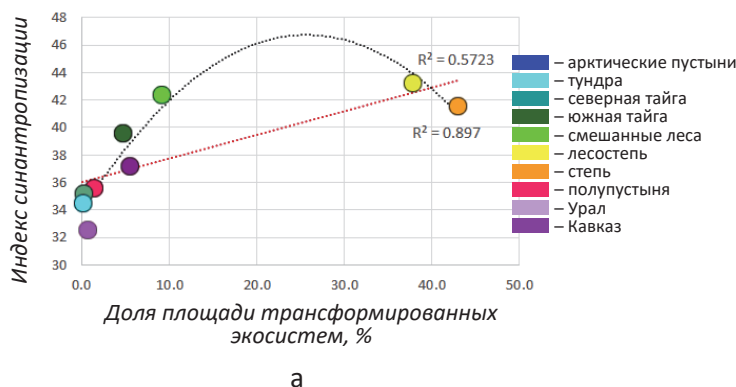


Рисунок 3.2.3.6.3. Зависимость индекса синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов птиц от степени трансформированности территории: а) зависимость между средними для экорегионов значениями индикаторов (средние значения, относящиеся к разным экорегионам, показаны цветами, соответствующими карте экорегионов на рис. 2.2.1; б) зависимость между значениями для 50-км квадратов в пределах ЕТР

В пределах ЕТР «Индекс синантропизации с учётом численности видов» коррелирует с долей трансформированных экосистем в квадратах с несколько более выраженной зависимостью ($R_s=0.55$, $n=1404$, $p<0.0001$), чем «Индекс синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов» ($R_s=0.48$, $n=1404$, $p<0.0001$). То же относится и к ещё не усреднённым на число видов в квадрате показателям «суммарный условный балл численности всех видов-синантропов в квадрате» ($R_s=0.64$, $n=1404$, $p<0.0001$) и «условный суммарный «вес» видов-синантропов с учётом условного балла численности каждого из этих видов в квадрате» ($R_s=0.62$, $n=1404$, $p<0.0001$). При этом корреляция этих, рассматривавшихся нами исходно как промежуточные, показателей со степенью трансформации территории оказывается несколько более выраженной, чем у двух усреднённых индексов синантропизации. Не исключено, что усреднение этих суммарных баллов, исходя их числа видов в каждом из квадратов, для получения конечных индексов синантропизации населения птиц было излишним.

Анализ корреляций и индексов синантропизации, и использованных для их расчёта «условных суммарных баллов» проводили для выборки их 1349 квадратов, исключив все «неполные» по представленности в них суши квадраты. Внутри многих экорегионов достоверной корреляции степени трансформации природных экосистем с обоими индексами синантропизации не обнаружено: в экорегионах северной тайги ($R_s=0.1$, $n=319$, $p>0.059$), смешанных лесов ($R_s=0.02$, $n=182$, $p>0.76$), лесостепи ($R_s=0.1$, $n=224$, $p>0.093$), степи ($R_s=0.07$, $n=267$, $p>0.24$), в горных лесах и тундрах Урала ($R_s=0.2$, $n=50$, $p>0.01$). В смешанных лесах и лесостепи не выявлено также достоверных корреляций с «суммарным баллом чис

Достоверная корреляция всех четырёх обсуждаемых индикаторных показателей со степенью трансформированности территории отмечена в тундре, южной тайге, полупустынях Прикаспийской низменности и на Кавказе (табл. 3.2.3.6.2). При этом во всех экорегионах зависимость от степени трансформированности природных территорий несколько сильнее проявляется также при использовании «суммарного балла численности видов-синантропов в квадрате» и «суммарного «веса» видов-синантропов с учётом балла их численности в квадрате». В итоге лишь в экорегионе «Горные леса Кавказа» удалось выявить значительную степень зависимости между степенью трансформации природных экосистем и всеми обсуждаемыми потенциальными индикаторами синантропизации населения птиц ($R_s=0.77$ и $R_s=0.78$ при $n=40$ и $p<0.0001$). Средняя степень аналогичной зависимости отмечена в полупустынях Прикаспийской низменности и в тундре (табл. 3.2.3.6.2).

Таблица 3.2.3.6.2. Корреляция (R_s) фактических значений степени трансформации природных экосистем (%) с индексами синантропизации населения птиц в некоторых экорегионах ЕТР

Индикатор	Тундра ($n=55$)	Южная тайга ($n=173$)	Полупустыни Прикаспийской низменности ($n=39$)	Горные леса Кавказа ($n=40$)
Суммарный балл численности видов-синантропов в квадрате	0.436**	0.467***	0.467**	0.766***
Суммарный «вес» видов-синантропов с учётом балла их численности в квадрате	0.438**	0.456***	0.491**	0.782***
Индекс синантропизации с учётом численности видов, усреднённый на число видов в квадрате	0.369*	0.420***	0.343*	0.642***
Индекс синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов, усреднённый на число видов в квадрате	0.407**	0.406***	0.370*	0.638***

* $p<0.05$, ** $p<0.005$, *** $p<0.0001$

Зависимости обоих анализируемых индексов синантропизации от степени трансформированности территории для квадратов в пределах всей ЕТР и для отдельных экорегионов аналогичны таковым для индексов видового богатства птиц (см. раздел 5.1.6). Стоит отметить также, что индексы синантропизации и видового богатства птиц в пределах ЕТР положительно скоррелированы (табл. 3.2.3.7.2), поэтому выявление сходных закономерностей для них ожидаемо. Однако для индексов синантропизации эти закономерности проявляются в более сглаженной форме. Как и для индексов видового богатства, выявляется унимодальная зависимость рассчитанного нами итогового индекса синантропизации от степени трансформированности территории, состоящая из восходящего плеча для экорегионов с большей долей малонарушенных природных экосистем и нисходящего – для сильнонарушенных экосистем в экорегионах лесостепи и степи (рис. 3.2.3.6.4 а). Внутри группы экорегионов с относительно слабой трансформацией экосистем выявляется слабая положительная зависимость этого индекса синантропизации от степени трансформированности территории (рис. 3.2.3.6.4 а), которая отсутствует в экорегионах со значительно трансформированными экосистемами – лесостепи и степи (рис. 3.2.3.6.4 а). Внутри отдельных экорегионов тенденция проявления положительной корреляции ослабевает по мере увеличения степени трансформированности территории в них – наклон линейной зависимости уменьшается по мере роста степени трансформированности соответствующего региона (рис. 3.2.3.6.4 б). В качестве предварительной гипотезы, можно предположить, что в экорегионах с большей представленностью мал

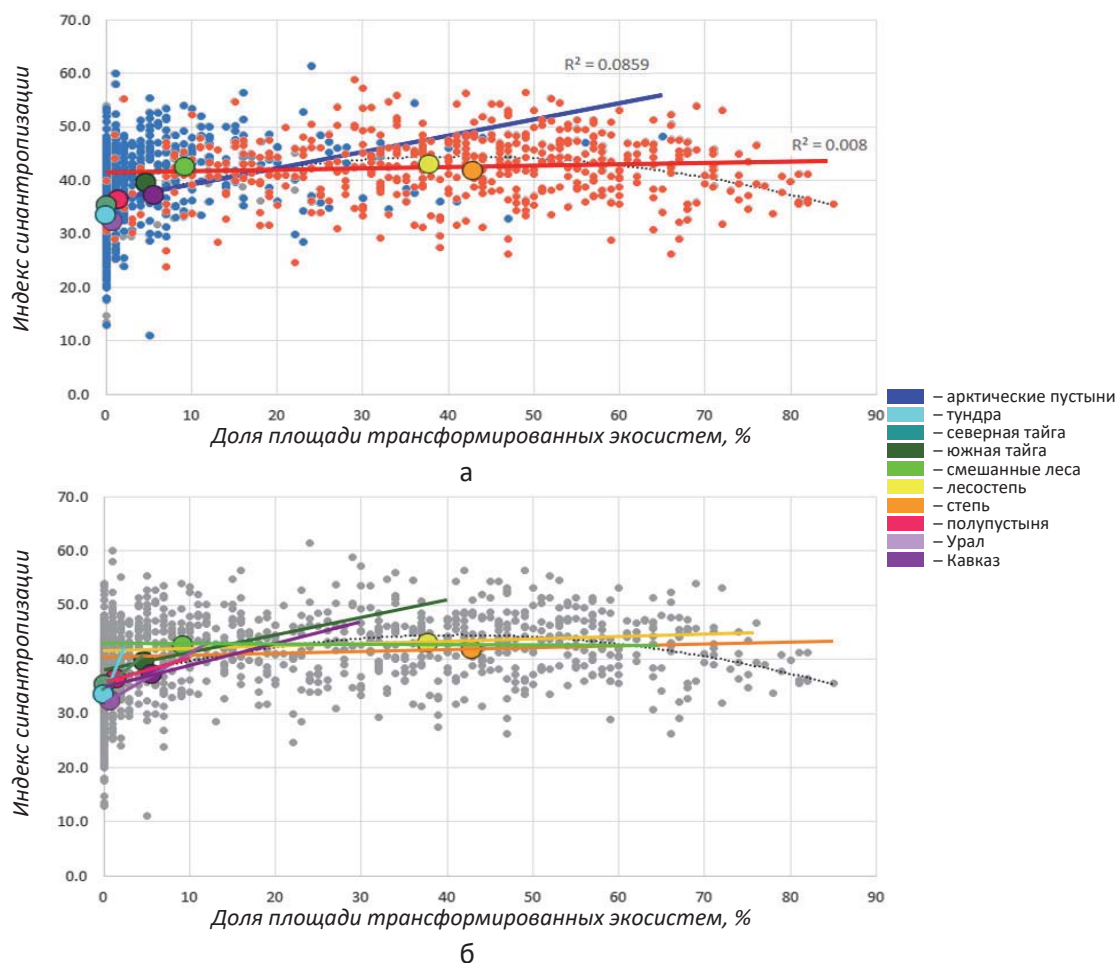


Рисунок 3.2.3.6.4. Зависимость индекса синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов птиц от степени трансформированности территории для 50-км квадратов в пределах ЕТР: а) зависимости в группах экорегионов с относительно слабой трансформацией экосистем (синий цвет) и со значительно трансформированными экосистемами (красный цвет); б) зависимости для отдельных экорегионов (средние значения и линии трендов, относящиеся к разным экорегионам, показаны цветами, соответствующими карте экорегионов на рис. 2.2.1

Проведённый анализ предложенных индексов синантропизации позволяет сделать следующие предварительные выводы:

1. Как и в случае с индикаторами общевидового разнообразия и «краснокнижных» видов, потенциальная применимость индикаторов синантропизации населения птиц для оценки степени трансформированности природных экосистем зависит от масштаба рассматриваемой территории.
2. Индикаторы синантропизации населения птиц неожиданно лучше всего «среагировали» на степень трансформации природных экосистем в горных экорегионах, что требует отдельного дополнительного более детального анализа для поиска причин такого проявления индикаторов в этих выделах.
3. Обнаруженные корреляции, равно как и их отсутствие, показали недостаточную эффективность предложенного итогового индикатора для выявления степени трансформированности территории как в масштабе ЕТР, так и на уровне отдельных крупных экорегионов. Наиболее вероятно, что выбранный для анализа в пределах обширной европейской части России пул из 12 видов оказался слишком обобщённым и «избыточным» – то есть исключение из него части видов, либо использование лишь 1 или 2 из них, для расчёта тех же самых индикаторов, а также применение этих индикаторов на более локальном уровне, позволит получить более корректную оценку степени трансформированности природных экосистем с использованием данных о птицах.

3.2.3.7. Влияние масштаба анализа на характер зависимостей между индикаторами разнообразия птиц и их интерпретацию

В разделе 2.2 уже упоминалось, что выбранный для оценки состояния экосистем и биоразнообразия масштаб территории может существенным образом влиять на чувствительность и интерпретацию применяемых индикаторов. Анализ индикаторов разнообразия птиц проводился в трёх масштабах (табл. 3.2.3.7.1).

Таблица 3.2.3.7.1. Масштабы проведения анализа индикаторов разнообразия птиц

	Учётные площадки	Исследуемые объекты	Общая площадь
1	квадраты 50 × 50 км	ЕТР	-
2	квадраты 50 × 50 км	Экорегион	-
3*	квадраты 50 × 50 км	Экорегионы (средние значения)	ЕТР
4*	квадраты 50 × 50 км	Субъекты РФ (средние значения)	ЕТР

*данный масштаб использован для анализа зависимостей между индексами разнообразия птиц и показателями состояния экосистем (5.2.2.1)

При сравнении 50-км квадратов пределах ЕТР все проанализированные индексы, основанные на данных о птицах, в большей или меньшей степени положительно коррелируют друг с другом, за исключением отсутствия корреляций индексов синантропизации с двумя индексами «краснокнижных» видов (табл. 3.2.3.7.2).

Внутри большинства экорегионов, особенно лесной зоны, корреляции между индексами видового богатства, индексами «краснокнижных» видов и суммарным индексом разнообразия птиц оказываются более сильными, чем аналогичные корреляции при рассмотрении всей ЕТР (табл. 3.2.3.7.2, корреляции индексов внутри отдельных экорегионов см. в Приложении). Корреляция индексов синантропизации населения птиц с другими индексами разнообразия птиц в пределах ЕТР слабы (табл. 3.2.3.7.2).

Таблица 3.2.3.7.2. Корреляция (R_s) индексов разнообразия, основанных на данных о птицах в пределах ЕТР

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Число видов, отмеченных в квадрате (I)									
Доля числа видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	0.934*								
Число КК видов, отмеченных в квадрате (III)	0.515**	0.431**							
Доля КК видов в квадрате от общего числа КК видов в экорегионе (IV)	0.500*	0.497**	0.881**						
Доля КК видов в квадрате от общего числа всех видов в экорегионе (V)	0.500*	0.447**	0.988**	0.913*					
Доля КК видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (VI)	0.246*	0.177**	0.941**	0.841*	0.945*				
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.542*	0.460**	0.995**	0.875*	0.983*	0.924*			
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.663*	0.668**	0.839**	0.872*	0.862*	0.727**	0.846*		
Индекс синантропизации с учётом численности видов (IX)	0.440**	0.382**	0.173**	0.007	0.151**	0.051	0.189**	0.159**	
Индекс синантропизации с учётом численности и «веса» видов (X)	0.382**	0.337**	0.135**	0.004	0.121**	0.030	0.150**	0.129**	0.968*

** $p < 0.0005$, * $p < 0.0001$; $n = 1452$ для индексов видового разнообразия, индексов «краснокнижных» видов и суммарного индекса разнообразия птиц; $n = 1351$ для корреляций индексов синантропизации между собой и с иными индексами.

Внутри выборок квадратов по отдельным экорегионам проанализированные индикаторы разнообразия птиц в подавляющем большинстве случаев достоверно коррелируют (см. Приложение). Значимые зависимости отсутствуют только в следующих случаях.

1. У индексов «Число видов птиц, отмеченных в квадрате» и «Доля видов от общего числа в экорегионе» со всеми индикаторами природоохранной важности в экорегионе арктических пустынь. При этом, оба эти индекса проявляют там довольно высокую взаимосвязь с «Суммарным индексом разнообразия птиц» ($R_s=0.69$, $n=16$, $p<0.005$), что определяется уже упоминавшимся почти полным отсутствием в этом регионе «краснокнижных» видов.

2. У каждого из индексов «Число видов птиц, отмеченных в квадрате» и «Доля видов от общего числа в экорегионе» с индексом «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате» в тундровом экорегионе ($R_s=0.04$, $n=68$, $p=0.76$).

3. У индекса «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате» в экорегионе полупустынь со всеми иными индексами: суммарного разнообразия птиц ($R_s=0.082$, $n=41$, $p=0.6$), общего видового разнообразия ($R_s=-0.14$, $n=41$, $p=0.37$), природоохранной важности территории ($R_s=0.28$, $n=41$, $p>0.07$ – для суммарного индекса «краснокнижных» видов и $R_s=0.78$, $n=41$, $p>0.05$ – для остальных индексов).

Для средних для экорегионов значений в пределах ЕТР корреляции проявляются слабее и во многих случаях отсутствуют (табл. 3.2.3.7.3, экорегион арктических пустынь из анализа исключён). Между индексами видового богатства (индексы I и II в табл. 3.2.3.7.3) и «краснокнижными» индексами (индексы III–VII) на этом уровне анализа корреляции отсутствуют, а между двумя «краснокнижными» индексами (индексы IV и VI) и показателями видового богатства (индексы I и II) проявляется тенденция к отрицательным зависимостям, хотя они статистически незначимы.

*Таблица 3.2.3.7.3. Корреляция (R_s) средних для экорегионов индексов разнообразия, основанных на данных о птицах, в пределах ЕТР. Индексы «краснокнижных» видов выделены зелёным, индексы синантропизации населения птиц – жёлтым.
Экорегион арктических пустынь из анализа исключён*

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
Среднее число видов, отмеченных в квадрате (I)	1.000								
Доля числа отмеченных в квадрате видов от общего числа видов в экорегионе (II)	.887**	1.000							
Среднее число КК видов, отмеченных в квадрате (III)	.083 $p=0.83$	.151 $p=0.70$	1.000						
Доля КК видов в квадрате от общего числа КК видов в экорегионе (IV)	-.483 $p=0.19$	-.151 $p=0.70$	.517	1.000					
Доля КК видов в квадрате от общего числа всех видов в экорегионе (V)	.033 $p=0.93$	.092 $p=0.80$	.996**	.544	1.000				
Доля КК видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (VI)	-.267 $p=0.49$	-.201 $p=0.60$	.900**	.683*	.929**	1.000			
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	.083 $p=0.83$	.151 $p=0.70$	1.000**	.517	.996**	.900**	1.000		
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	.033 $p=0.93$	.360 $p=0.34$	.667*	.700*	.644	.533	.667*	1.000	
Индекс синантропизации с учётом численности видов (IX)	.798**	.595	.471	-.412	.435	.168	.471	-.008	1.000
Индекс синантропизации с учётом численности и синантропного «веса» видов (X)	.750*	.577	.500	-.283	.477	.267	.500	-.017	.966**

** $p<0.01$; * $p<0.05$.

Таким образом, зависимости между одними и теми же индикаторами при разных масштабах рассмотрения могут существенно изменяться, вплоть до тенденции к смене знака. Примером могут служить зависимости между индексами «краснокнижных» видов и показателями видового богатства птиц.

На графике средних значений индексов для разных экорегионов видно, что изменения средних значений индексов «краснокнижных» видов в ряде случаев обратны таковым для показателей видового богатства (рис. 3.2.3.7.1). Действительно, между средними значениями индекса «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от общего числа “краснокнижных” видов в экорегионе» и средними значениями показателей видового богатства выявляется тенденция к отрицательным зависимостям (табл. 3.2.3.7.3; рис. 3.2.3.7.2). Получается, что в экорегионах с высоким видовым богатством (суммарным и средним по квадратам) в каждом квадрате в среднем сохраняется меньшая доля «краснокнижных» видов данного экорегиона, что кажется странным.

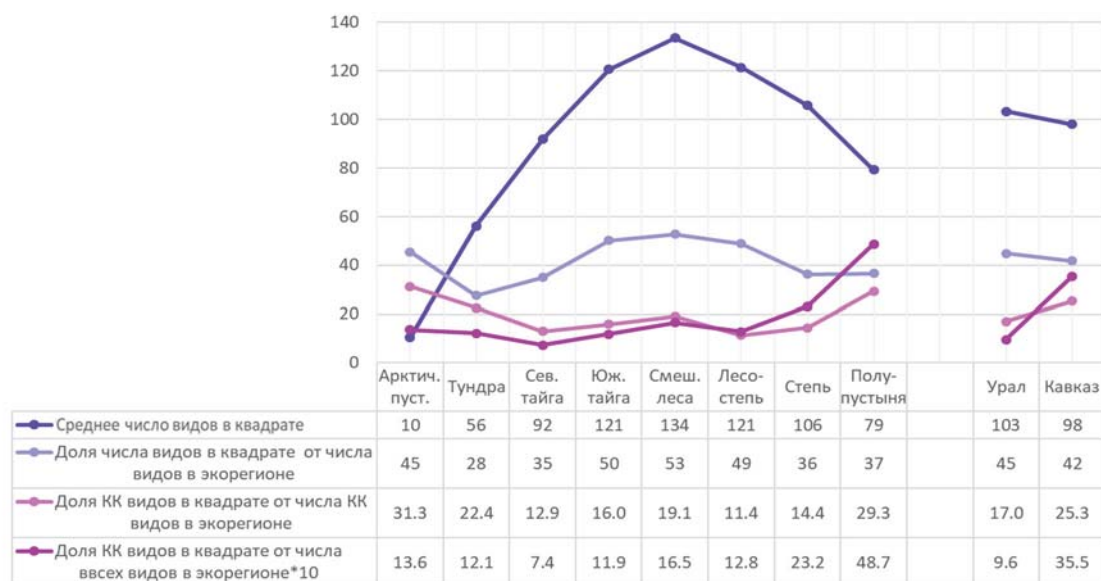


Рисунок 3.2.3.7.1. Изменения средних для экорегионов значений индексов видового богатства и «краснокнижных» видов

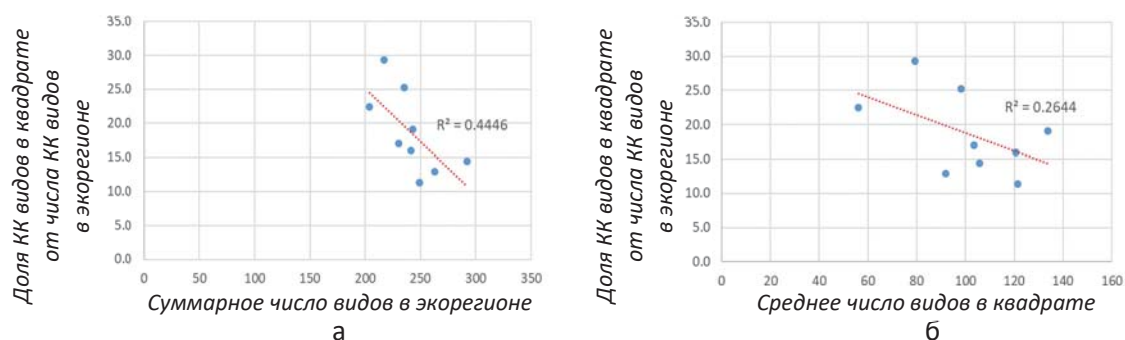


Рисунок 3.2.3.7.2. Зависимость средних значений индекса «Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в экорегионе» от суммарного числа видов птиц в экорегионе (а) и среднего значения числа видов, приходящихся на один квадрат экорегиона (б). Экорегион арктических пустынь из анализа исключён

Однако при сопоставлении фактических значений индексов в квадратах картина изменяется – зависимость между индексом «Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в экорегионе» и числом всех видов в квадратах становится положительной (рис. 3.2.3.7.3 а). Внутри экорегионов между этими индикаторами наблюдаются положительные зависимости, причём более сильные, чем для 50-км в пределах всей ЕТР. То есть положительный тренд для всей ЕТР создаётся за счёт внутрирегиональных зависимостей, несмотря на отрицательный тренд для средних по экорегионам значений. Положительный тренд для 50-км квадратов логически понятен: в квадратах с бóльшим числом видов отмечается и бóльшая доля от краснокнижных видов экорегиона. Контринтуитивная отрицательная зависимость при сравнении средних для экорегионов значений индикаторов в пределах ЕТР объясняется тем, что по мере движения с севера на юг, одновременно с ростом видового богатства в экорегионах монотонно увеличивается не только суммарное число «краснокнижных» видов в экорегионе, но их доля (%) от суммарного числа видов в экорегионе (табл. 3.2.3.5.1; рис. 3.2.3.3.1).

Отрицательная зависимость средних для экорегионов значений между индексом «Доля «краснокнижных» видов в квадрате от их общего числа в экорегионе» и числом видов в квадратах противоположна положительной зависимости, выявленной для аналогичного показателя, рассчитанного для всех видов (индекс «Доля всех видов от общего числа видов птиц в экорегионе», раздел 3.2.3.2, рис. 3.2.3.7.3 б).

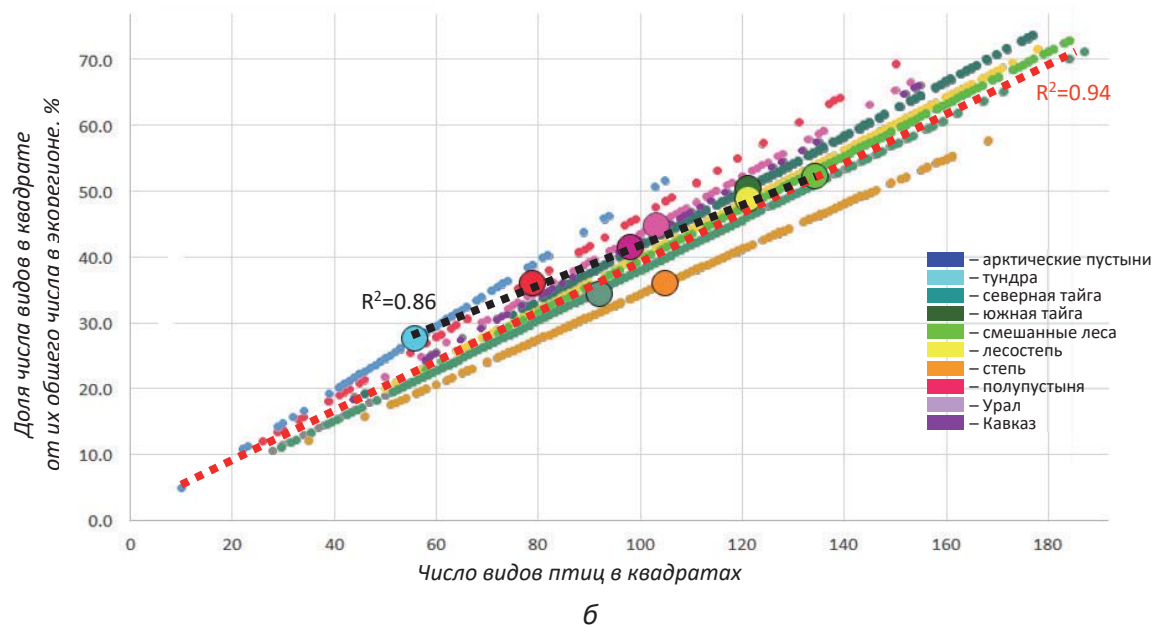
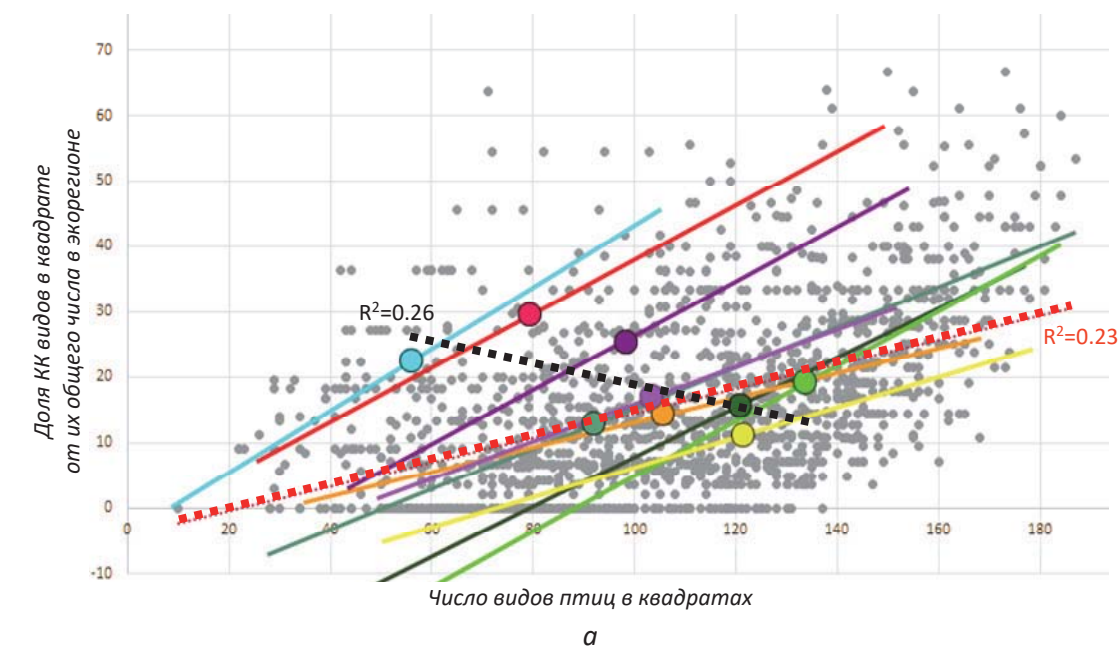


Рисунок 3.2.3.7.3. Зависимость между числом всех видов птиц в квадрате и индексами «Доля «краснокнижных» видов в квадрате от их общего числа в экорегионе» (а) и «Доля числа видов в квадрате от их общего числа в экорегионе» (б). Зависимости фактических значений индексов в квадратах для всей ЕТР обозначены красной пунктирной линией тренда, зависимости средних для экорегионов значений индексов – черной пунктирной линией тренда. Средние значения и линии трендов, относящиеся к разным экорегионам, показаны цветами, соответствующими карте экорегионов на рис. 2.2.1. Экорегион арктических пустынь из анализа исключён

Приведённый пример иллюстрирует необходимость различной интерпретации корреляций между одними и теми же индексами, полученными на разных масштабах рассмотрения.

Внутри экорегионов положительная корреляция между числом видов в квадрате и индексом «Доля «краснокнижных» видов в квадрате от их общего числа в экорегионе» свидетельствует о том, что наиболее богатые видами квадраты, то есть наиболее ценные для сохранения общего видового богатства экорегиона, одновременно также более ценны для сохранения пула «краснокнижных» видов.

Аналогично и для индекса «Доля числа видов в квадрате от их общего числа в экорегионе»: внутри экорегионов квадраты с большим числом видов более ценны для сохранения общего видового разнообразия экорегиона (см. также раздел 3.2.3.2).

Однако прямой перенос такой интерпретации на сравнение экорегионов в масштабе ЕТР приведёт к ложным выводам. Отрицательная зависимость между средними для экорегионов значениями индекса «Доля «краснокнижных» видов в квадрате от их общего числа в экорегионе» (рис. 3.2.3.7.2 б и 3.2.3.7.3 а) вовсе не свидетельствует о меньшей ценности квадратов и экорегионов с высоким видовым богатством для сохранения «краснокнижных» видов на ЕТР. Равно как и положительная зависимость для индекса «Доля видов в квадрате от их общего числа в экорегионе» (рис. 3.2.3.7.3 б) не говорит о том, что в масштабе всей ЕТР экорегионы и квадраты с более высоким видовым разнообразием более ценны для его сохранения, поскольку наборы видов в самых северных экорегионах и квадратах с малым числом видов в них совершенно отличны от таковых на юге, где видовое богатство в целом выше вследствие более благоприятных климатических условий. В данном случае она свидетельствует о необходимости учёта зональной и региональной специфики природных условий и биоразнообразия при принятии решений в области природопользования и охраны природы. Наличие положительных или отрицательных зависимостей между средними для экорегионов значениями индексов подчёркивает необходимость учёта региональной (зональной) специфики при разработке стратегии мониторинга экосистем и биоразнообразия, а также управления ими.

Индексы «краснокнижных» видов демонстрируют ещё один пример их различной интерпретации на разных масштабах анализа. Так, при сравнении 50-км квадратов в пределах одного экорегиона высокие значения этих индексов в том или ином квадрате, наиболее вероятно, свидетельствуют о сохранившихся там местообитаниях редких видов и об общей сохранности природных экосистем. Однако при переходе к более обширным и генерализованным оценкам интерпретация этих индикаторов может стать противоположной: при сравнении суммарного числа «краснокнижных» видов и средних значений «краснокнижных» индексов в экорегионах в масштабе всей ЕТР высокие значения этих показателей могут отражать в целом бóльшую нарушенность природных местообитаний в регионе, которая привела к тому, что виды, гнездящиеся именно в данном регионе, попали в угрожаемое состояние.

3.2.3.8. Возможности использования индикаторов разнообразия птиц для СПЭУ–ЭЭУ

Масштаб, выбираемый для оценки распределения видового разнообразия птиц, ключевым образом влияет на возможности интерпретации и, соответственно, практического применения индикаторов, основанных на данных о птицах. В частности, зависимости между одними и теми же индикаторами могут сильно изменяться, вплоть до смены знака, при их анализе в разных масштабах. Как следствие, полученные оценки и выводы, сделанные на основе сравнения 50-километровых квадратов в пределах экорегионов, нельзя прямо переносить на всю площадь ЕТР. Очевидно, что это верно и в национальном масштабе. Например, подтверждённый положительными зависимостями индексов видового богатства и «краснокнижных» видов факт, что квадраты с бóльшим числом видов, включая «краснокнижные», более ценны для сохранения видового разнообразия внутри какого-либо экорегиона, нельзя экстраполировать на всю площадь ЕТР, так как при анализе в пределах всей ЕТР между этими индексами обнаруживаются как положительные, так и отрицательные корреляции. Соответственно, квадраты с бóльшим числом видов уже не обязательно будут иметь бóльший приоритет для сохранения разнообразия птиц в пределах всей ЕТР, в отличие от уровня экорегиона.

Выявленные внутри многих экорегионов более выраженные, чем при рассмотрении всей ЕТР, зависимости между индексами видового богатства, «краснокнижных» видов и суммарным индексом разнообразия птиц свидетельствуют о возможности использования этих индикаторов в первую очередь для анализа распределения птиц внутри экорегионов. Очевидно также, что ряд индексов, методика вычисления которых учитывает принадлежность квадратов к определённому экорегиону, оказываются практически идентично «работающими» внутри каждого конкретного экорегиона, поэтому на этом уровне рассмотрения достаточно использовать один из них.

Наличие существенных корреляций между средними для экорегионов значениями большинства предложенных на текущем этапе работы индексов, прежде всего – корреляций с показателями видового богатства, показывает, что они не избавлены от выраженного влияния широтно-климатических

факторов на распределение птиц в пределах ЕТР, что не позволяет их использовать в качестве корректных индикаторов в этом масштабе. Вместе с тем индекс «Доля “краснокнижных” видов в квадрате от суммарного числа видов в экорегионе» и суммарный индекс разнообразия птиц практически не имеют корреляций с показателями видового богатства для рассчитанных в экорегионах средних значений. Это свидетельствует о потенциальной возможности их доработки с целью использования для оценки видового разнообразия птиц в пределах всей ЕТР и на национальном уровне.

Выявленные корреляции между средними для экорегионов значениями индексов указывают на необходимость разработки на национальном уровне регионально-дифференцированных подходов к мониторингу, оценке и сохранению видового разнообразия, которые учитывают принципиальные различия его видовой и пространственной структуры в разных регионах, в том числе в регионах, для которых характерны относительно высокие и относительно низкие уровни природного биоразнообразия.

Предложенные индексы синантропизации населения птиц показали некоторую чувствительность к степени трансформированности территории, однако они нуждаются в существенной корректировке. Наиболее вероятно, что выбранный для анализа в пределах ЕТР пул из 12 видов оказался слишком обобщённым и избыточным. Возможно, исключение из него части видов, либо использование для расчёта тех же самых индикаторов лишь одного или двух из них, а также применение этих индикаторов на более локальном уровне, позволит получить более корректную оценку степени трансформированности природных экосистем с использованием данных о птицах.

Выявленные закономерности распределения значений индексов по территории показали, что ряд экорегионов (например, «Горные леса и тундры Урала» или «Северная тайга») включают субрегионы с сильно различающимися условиями (например, лесотундра, собственно северная и средняя тайга в составе экорегиона «Северная тайга»), что затрудняет корректное использование индикаторов разнообразия птиц даже внутри этих экорегионов. Необходимо более точное районирование (зонирование) территории (см. также раздел 6.4) для проведения оценки распределения видового разнообразия.

Для разработки адекватной и корректной системы индикаторов биоразнообразия необходимы исследования на региональном и локальном уровнях, где большая детализация может оказаться более качественной как за счёт повышения однородности территориальных единиц оценки, так и за счёт учёта при разработке индикаторов таких показателей, которые отражают характеристики, присущие именно тому или иному региональному выделу. Например, при анализе в пределах отдельного субъекта РФ или небольшого числа сопредельных СФ дополнительную информацию для расчёта индикаторов можно получить из региональных Красных книг – именно по их данным можно более детально проследить изменение статуса вида, так как региональные Красные книги издаются чаще, чем федеральная.

Для разработки индикаторов необходимо использование большего набора данных о птицах, включая данные о численности и плотности распределения видов в пределах территориальных единиц оценки, а также показатели таксономического (число систематических групп) и функционального (число/доля зерноядных, насекомоядных, хищных и т. п. видов) разнообразия птиц. Возможно использование и иных показателей биологии и экологии видов, которые могут в той или иной степени отражать уровень их связи с сохранившимися или, напротив, нарушенными природными местообитаниями. Пример возможного подхода к разработке таких индикаторов частично представлен в методике расчёта индекса «Степень синантропизации населения птиц».

Плотностные характеристики населения птиц (пары/км², особей/км² и т. п.), безусловно, не могут быть «рабочим» показателем в масштабе рассмотрения значительно генерализованных типов экосистем, а тем более экорегионов. Однако для анализа в более локальном масштабе (в небольших по площади субъектах РФ или в пределах административных образований более низкого уровня) необходимо получать более точные сведения о типах местообитаний, используемых разными видами, равно как и более точные количественные характеристики распределения в них этих видов. То есть – организовывать и осуществлять целенаправленный сбор информации о распределении отдельных типов местообитаний и компонентов биоразнообразия.

Необходима и разработка обобщённого «Суммарного индекса биоразнообразия», который аккумулировал бы данные не только о птицах, но и о распределении и численности иных компонентов фауны, флоры и экосистем. Всё это требует создания, поддержания и регулярного обновления соответствующих баз данных федерального, регионального, муниципального и иных уровней.

3.3. Индикаторы разнообразия растений

Территория России во флористическом отношении, несмотря на относительно низкий уровень видового богатства, изучена плохо. Даже на территории Средней России (Приволжский к западу от Волги и Центральный федеральные округа) плотность гербарных сборов (число листов гербария в публичных фондах, делённое на площадь территории) в 1,5 раза ниже среднемировой и более чем на порядок ниже, чем в большинстве стран Западной и Центральной Европы (Серёгин, Щербаков, 2006). В некоторых регионах ситуация ещё хуже: плотность гербарных сборов здесь на порядок ниже среднемировой. Между тем, в большинстве субъектов Российской Федерации плотность гербарных сборов заметно ниже, чем даже в Средней России.

В проекте использованы данные о числе видов сосудистых растений из трёх источников, рассмотренных далее в разделах 3.3.1, 3.3.2 и 3.3.3.

3.3.1. Число видов сосудистых растений на 100 тысяч км²

Показатель числа видов сосудистых растений на 100 тыс. км² был определен для субъектов РФ по данным Национального атласа России (2004–2008) в проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016; рис. 3.3.1).

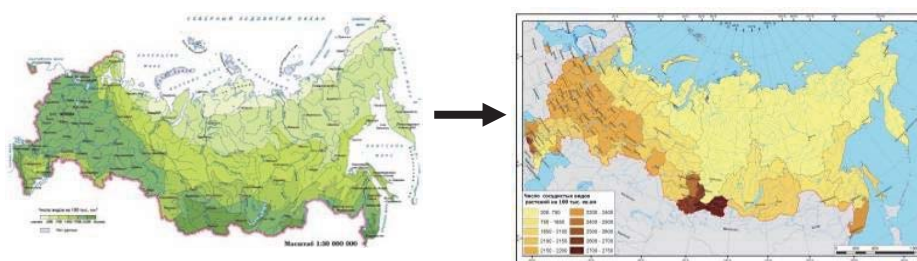


Рисунок 3.3.1. Число видов сосудистых растений на 100 тыс. кв. км, пересчитанное на площадь субъектов РФ

3.3.2. Число видов в локальных флорах

Среднее число видов в локальных флорах для территорий субъектов РФ в пределах ЕТР было определено на основании данных О.В. Морозовой (2011). На основании карты распределения числа видов в локальных флорах на ЕТР (Морозова, 2011) было определено среднее число видов для территорий субъектов РФ с учётом площадей с тем или иным количеством видов в локальных флорах, попавших в пределы субъектов РФ (рис. 3.3.2).

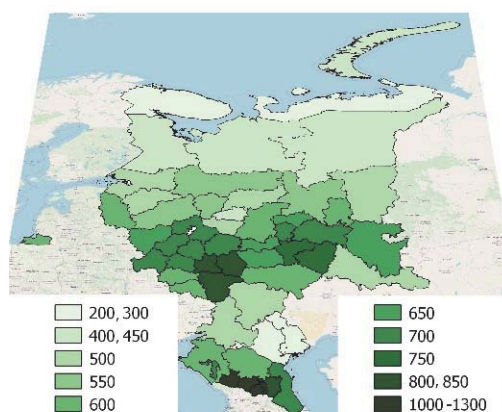


Рисунок 3.3.2. Среднее число видов растений в локальных флорах субъектов РФ в пределах ЕТР

3.3.3. Видовое богатство сосудистых растений в пределах административных районов Центрального федерального округа РФ

Предварительный анализ имеющихся сегодня данных о видовом богатстве сосудистых растений был проведён для административных районов 8 областей Центрального федерального округа. Несмотря на то, что в этом масштабе соотношения индикаторов биоразнообразия и экосистемных услуг в проектах TEEB-Russia 1 и 2 не анализировались, подобный анализ необходим для понимания возможных перспектив оценки экосистемных активов в будущих исследованиях (см. раздел 2.1).

3.3.3.1. Уровень флористической изученности европейской территории России

Из-за недостаточной флористической изученности территории России анализ видового богатства растений в более детальном масштабе, чем на уровне субъектов РФ, удалось провести лишь для части областей Центрального федерального округа (город Москва и Московская область были объединены в один регион). Низкая плотность гербарных сборов не позволила использовать для данной работы метод сеточного картографирования, так как для заполнения ячеек сетки площадью около 100 км² имеющихся данных недостаточно. С такой точностью в настоящее время закартирован видовой состав растений лишь в одном регионе – Владимирской области (Флора Владимирской области..., 2012). Данные для Московского региона, Калужской, Орловской, Рязанской и Тульской областей имеются в этом масштабе только в отношении водных и прибрежно-водных растений (Щербаков, 2011). Масштаб с ячейками площадью около 2500 км², используемый в проекте “Atlas Florae Europaeae” («Европейский Атлас Флоры»), напротив, слишком мал и чрезмерно генерализует информацию. Исходя из плотности гербарных сборов в Средней России, наиболее адекватными для анализа видового состава растений нам представились ячейки площадью около 1000 км², однако создание такой сетки и её последующее наполнение оказались слишком трудозатратными и не могли быть выполнены в сроки, имевшиеся для реализации настоящего проекта. Исходя из вышеизложенного, в качестве территориальной единицы анализа флористической информации был принят административный район. Средняя площадь каждого административного района в большинстве регионов Центрального федерального округа немного превышает 1000 км². Именно район, как правило, является и наименьшей структурной единицей для принятия управленческих и хозяйственных решений, в том числе и в области природопользования.

В Центральный федеральный округ входят 18 субъектов Федерации: 17 областей (Белгородская, Брянская, Владимирская, Воронежская, Ивановская, Калужская, Костромская, Курская, Липецкая, Московская, Орловская, Рязанская, Смоленская, Тамбовская, Тверская, Тульская и Ярославская) и город Москва. Во флористическом отношении они изучены в очень разной степени, поэтому только 8 областей были включены в настоящий анализ (табл. 3.3.3.1).

Таблица 3.3.3.1. Источники данных для оценки флористического разнообразия по областям Центрального федерального округа (жирным шрифтом выделены регионы, включённые в настоящий анализ)

Область	Основные флористические списки	Данные о статусе охраняемых видов	Данные об инвазионной активности видов	Плотность гербарных сборов*, листов/км ²
Белгородская область	<i>Еленевский и др.</i> , 2004. Первая опубликованная флора этого региона крайне неполная (Калиниченко и др., 2006). В настоящее время в рамках проекта «Флора Центрального Черноземья» Н.М. Решетникова ведёт сбор фактического материала, но для нас он оказался недоступным.			более 2,2
Брянская область	<i>Булохов, Величкин</i> , 1998. Книга изобилует ошибками (Губанов и др., 2002). Имеется всего 3 доступных опубликованных локальных флоры. Рукописные списки недоступны.			не менее 0,5
Владимирская область	<i>Серёгин</i> , 2012. На сегодняшний день – лучшая региональная флора России. Исследование выполнено методом сеточного картографирования с ячейками немного менее 100 км ² . В приложении дан список видов по административным районам.	Красная книга Владимирской области, 2018.	Серёгин, 2012.	

Область	Основные флористические списки	Данные о статусе охраняемых видов	Данные об инвазионной активности видов	Плотность гербарных сборов*, листов/км ²
Воронежская область	Основной флористический список отсутствует, однако имеются несколько подробных флористических списков по городам, заповедникам, заказникам, биостанциям. В рамках работ по проекту «Флора Центрального Черноземья» была учтена вся информация по гербарным сборам.	Красная книга Воронежской области..., 2011.	Григорьевская и др., 2004.	более 1,6
Ивановская область	<i>Алявдина, Виноградова, 1972.</i> Список крайне неполон и устарел (Флора Средней России..., 1998). В рамках работы по проекту «Флора Окского бассейна» нам удалось учесть все гербарные сборы, а также получить 2 опубликованных списка локальных флор и ещё более 50 отдельных флористических описаний, выполненных в разных районах региона.	Красная книга Ивановской области..., 2011.	Борисова, 2007.	более 1,1
Калужская область	<i>Решетникова и др., 2010.</i> В настоящее время в рамках проекта «Флора Окского бассейна» Н.М. Решетникова завершает сбор фактического материала по региону, но для нас он оказался недоступным.			более 0,9
Костромская область	<i>Белозёров, 2008.</i> Работа отражает изученность флоры по состоянию на середину 1960-х гг. (Калиниченко и др., 2011). Рукописные списки недоступны или отсутствуют.			0,2
Курская область	<i>Полуянов, 2005.</i> В настоящее время в рамках проекта «Флора Центрального Черноземья» Н.И. Золотухин и А.В. Полуянов завершают сбор фактического материала по флоре региона, но для нас он оказался недоступным.			более 1,8
Липецкая область	<i>Александрова и др., 1996.</i> В настоящее время в рамках проекта «Флора Центрального Черноземья» нам удалось учесть все гербарные сборы с территории региона, получить несколько опубликованных списков локальных флор из разных частей области, а также материалы мониторинговых работ по ведению региональной Красной книги.	Красная книга Липецкой области..., 2014.	Александрова и др., 1996.	более 2,7
Московский регион**	<i>Щербаков, Любезнова, 2018.</i> Список порайонного распространения видов был составлен в рамках работ по проектам «Флора Окского бассейна» и ТЕЕВ-Russia 2.	Красная книга Московской области..., 2018.	Майоров и др., 2012.	
Орловская область	<i>Еленевский, Радыгина, 2005.</i> Данный источник крайне неполон. В рамках проектов «Флора Окского бассейна» и «Флора Центрального Черноземья» Л.Л. Киселёва методом сеточного картографирования завершает сбор фактического материала для нового конспекта флоры региона, но для нас он оказался недоступным.			более 1,5
Рязанская область	<i>Казакова, Щербаков, 2017.</i> Список был составлен в рамках работ по проекту «Флора Окского бассейна» и оптимизирован под его выполнение.	Красная книга Рязанской обл..., 2011.	Казакова, 2004.	
Смоленская область	<i>Решетникова, 2004.</i> Неаннотированный список видов, известных в регионе по литературным или гербарным материалам (Калиниченко и др., 2006). Относительно полные списки видов имеются лишь по нескольким районам.			не менее 0,4
Тамбовская область	<i>Сухоруков и др., 2010.</i> В настоящее время в рамках проектов «Флора Окского бассейна» и «Флора Центрального Черноземья» нам удалось учесть все гербарные сборы с территории региона, а также получить более 20 локальных списков растений из бассейна Оки, с территории Воронинского заповедника и из окрестностей г. Мичуринска.	Красная книга Тамбовской области..., 2002.	Сухоруков и др., 2010.	более 0,7
Тверская область	<i>Нотов, 2005.</i> Конспект флоры выполнен на хорошем уровне, но сведения по многим административным районам крайне неполны.			более 0,7

Область	Основные флористические списки	Данные о статусе охраняемых видов	Данные об инвазионной активности видов	Плотность гербарных сборов*, листов/км ²
Тульская область	Шереметьева и др., 2008; Щербаков и др., 2017. Последний список был составлен в рамках проекта «Флора Окского бассейна», оптимизирован под его выполнение и дополнен материалами более 50 флористических описаний с территории бассейна Дона, предоставленных И.С. Шереметьевой.	Красная книга Тульской области..., 2010.	Шереметьева и др., 2008.	
Ярославская область	Беловашина и др., 1986. Сведения о распространении видов по территории региона крайне неполны и сильно устарели. Доступные списки локальных флор имеются лишь по 7 административным районам. Ведущиеся Э.В. Гариным работы по составлению современного конспекта флоры региона находятся в начальной стадии.			Заявленная плотность 3,3 листа/км ² завышена более, чем в 6 раз

* По данным А.П. Серёгина и А.В. Щербакова (2006).

** Московская область и город Москва.

3.3.3.2. Предварительные результаты анализа данных о видовом богатстве растений

Данные о числе видов растений, зарегистрированных в административных районах, указанных выше 8 областей ЦФО показаны на рис. 3.3.3.2.1.

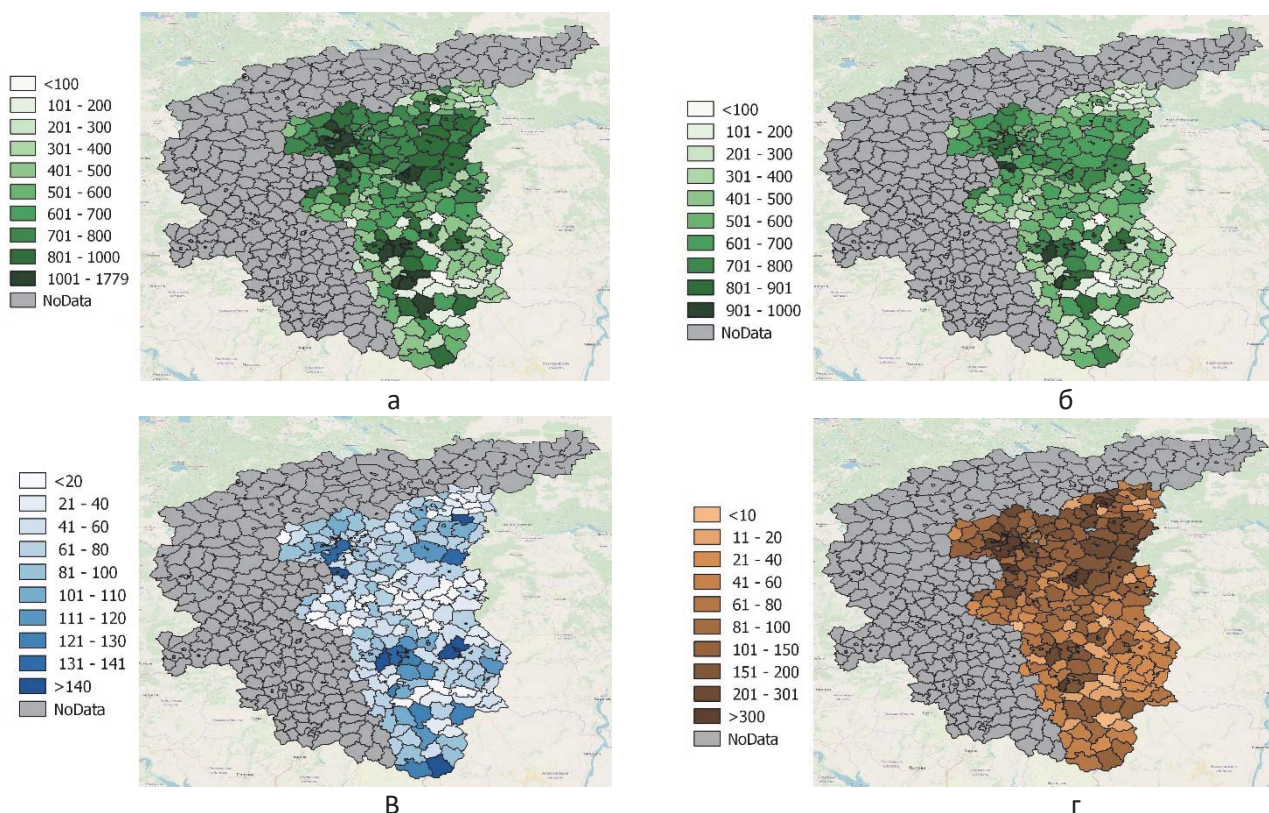


Рисунок 3.3.3.2.1. Число видов растений, зарегистрированных в районах 8 областей ЦФО: а) суммарное число всех видов; б) число видов природной флоры; в) число видов, занесённых в региональные Красные книги или списки; г) число заносных видов

Как видно на рис. 3.3.3.2.1 г, в большинстве районов зарегистрировано существенное число заносных видов растений. Этот факт указывает на необходимость обязательного выделения заносных видов в отдельную категорию при оценках видового богатства растений в центральных областях России.

Как показал дальнейший анализ имеющихся данных, само по себе число видов разных категорий, зарегистрированное в районах, является недостаточно точной характеристикой актуального видового богатства по следующим основным причинам:

- даты регистрации видов различны, некоторые виды были отмечены несколько десятилетий назад и после этого уже не отмечались;
- несмотря на то, что виды уже на первых шагах анализа были разделены на три категории – природные, краснокнижные и заносные – внутри этих категорий они существенно различаются по своему значению для общей оценки биоразнообразия («краснокнижные» виды имеют разные категории, заносные виды имеют разные характеристики своего распространения по территории);
- степень обследования районов очень неравномерна, поэтому число видов той или иной категории, зарегистрированных в некоторых районах, может быть результатом неполноты обследования этих районов, а не отражать реальное видовое богатство в них.

Для апробации возможных подходов к решению этих проблем была произведена корректировка числа зарегистрированных в районах видов на основе балльной оценки указанных трёх факторов. Суммарная балльная оценка вида повышалась, если он был зафиксирован относительно недавно и/или имеет более важную природоохранную категорию в Красной книге. Для заносных видов суммарная балльная оценка понижалась для наиболее агрессивно распространяющихся видов. На основании суммы откорректированных баллов видов растений для каждого района было определено его место по значимости для сохранения общего видового богатства растений в пределах 8 проанализированных областей ЦФО. Значимость районов убывает от 1 места к 10-му: 1 место – район наиболее значим, 10 место – район наименее значим. Результаты оценки для трёх основных категорий видов показаны на рис. 3.3.3.2.2 а, б, в.

Далее, путём экспертной оценки были определены случаи возможного завышения или занижения имеющихся оценок числа видов в районах из-за их недостаточной изученности. Для большинства административных районов каждой из 8 областей оценки выявленного видового богатства растений и его «качества» были определены как в основном верные. В целом для 28 % районов присвоенное им место было определено либо как заниженное, либо как завышенное, для отдельных областей этот показатель варьирует от 18 до 40 % (табл. 3.3.3.2.1, рис. 3.3.3.2.2 г).

Таблица 3.3.3.2.1. Качество оценок биоразнообразия растений по рассмотренным регионам

Регион	Число районов				Доля районов с несоответствующей оценкой (%)
	Всего	Оценка соответствует экспертной	Оценка занижена	Оценка завышена	
Владимирская область	16	12	2	2	25
Воронежская область	33	22	7	4	33
Ивановская область	21	16	4	1	24
Липецкая область	18	13	3	2	28
Московский регион	40	24	9	7	40
Рязанская область	25	16	3	6	36
Тамбовская область	33	27	4	2	18
Тульская область	33	26	4	3	21
Все регионы	219	156	36	27	28

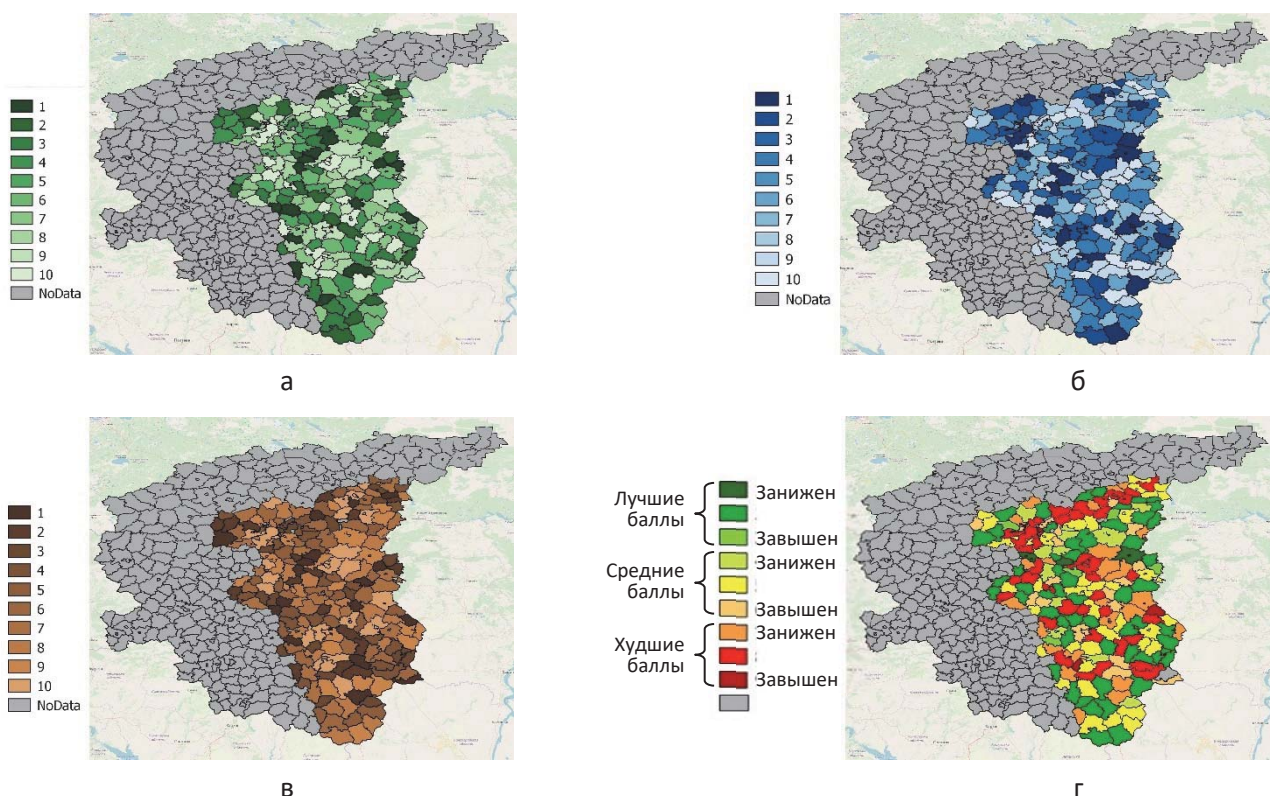


Рисунок 3.3.3.2.2. Балльная оценка биоразнообразия растений по административным районам 8 областей ЦФО: а) место района по сумме всех видов, делённой на число видов природной флоры; б) место района по сумме «краснокнижных» видов; в) место района по сумме натурализирующихся заносных видов; г) итоговое место района

3.3.3.3. Основные причины недоверности и искажения оценок видового богатства растений

Неполнота и неравномерность изученности флоры

Среди восьми рассмотренных регионов относительно полно и равномерно изучена флора только Владимирской области. Хорошо изучена флора Московского региона, хотя в общефлористическом плане Зарайский, Каширский, Павлово-Посадский, Серебряно-Прудский и Шаховской районы пока недостаточно обследованы. Высока флористическая изученность Липецкой области, хотя и там флора двух периферийных районов (Долгоруковского и Лев-Толстовского) выявлена крайне неполно. В хорошо изученной Рязанской области крайне мало информации по флористически малоинтересным Захаровскому, Пителинскому, Путятинскому и Чучковскому районам. Тульская область флористически изучена относительно равномерно, но по объёму материала она заметно уступает четырём вышеперечисленным регионам. Хотя и здесь имеются районы, изученные недостаточно: Арсеньевский, Каменский и Узловский. Используемые нами данные по Воронежской и Тамбовской областям в основном получены на основании гербарных материалов, а потому, примерно для четверти районов имеющиеся сведения недостаточны. Хуже всего обстоит дело с Ивановской областью: более половины её районов в общефлористическом плане изучены хуже, чем находящийся на последнем месте по этому показателю в Московском регионе Шаховской район. Тем не менее, даже в хорошо изученной в общефлористическом плане, причём с применением метода сеточного картографирования, Владимирской области, оценки значимости биоразнообразия, полученные путём расчётов и экспертным методом, не совпали для четверти районов (табл. 3.3.3.2.1).

Некоторые районы мало посещаются, так как, по известным данным, в них отсутствуют примечательные в ботаническом плане природные объекты. Это ведёт к возникновению ситуации замкнутого круга: районы не посещаются, потому что отсутствуют сведения об интересных объектах, а объекты не обнаруживаются, так как районы специально не изучаются. В качестве примеров можно привести

Эртильский район в Воронежской области, Лежневский – в Ивановской, Лев-Толстовский – в Липецкой, Чучковский – в Рязанской, Староюрьевский – в Тамбовской, Арсеньевский – в Тульской области и Павлово-Посадский – в Московском регионе.

Даже внутри одного и того же района нередко выделяются территории с существенно разной степенью изученности. Традиционно хорошо, по сравнению со средним уровнем, изучена флора региональных центров и крупных городов, в которых имеются ВУЗы, готовящие специалистов биологического профиля. Этим же, как правило, отличаются территории заповедников, биологических станций, природных стационаров и некоторых других объектов.

Разная степень изученности природной, адвентивной флоры и редких видов растений в разных районах

Выявленное богатство территории заносными видами растений определяется не только степенью её хозяйственной освоенности и антропогенной трансформации, но и продолжительностью и качеством специального изучения адвентивного компонента её флоры, которые существенно различаются в разных областях ЦФО. Так, в настоящее время в Московском регионе число выявленных видов заносных растений превышает число видов природной флоры (Щербаков, Любезнова, 2018). Длительное время изучаются адвентивная флора Ивановской области (Борисова, 2007) и урбанофлоры её городов. Адвентивные флоры Воронежской, Липецкой и Тульской областей были предметом специального изучения, но только либо в рамках реализации другого проекта (Воронежская область), либо в качестве тем кандидатских диссертаций (Липецкая – см. Вьюкова, 1985; Тульская – см. Хорун, 1998). Поэтому уровень изученности адвентивных флор этих областей (375 видов для Тульской области, около 400 – для Липецкой и 435 – для Воронежской) следует считать средним. Адвентивные флоры Владимирской, Рязанской и Тамбовской областей специально не изучались, но описаны в рамках обшефлористических исследований. В каждом из этих регионов выявлено более 300 видов заносных растений. По сравнению с предыдущими регионами, в Рязанской и Тамбовской областях при незначительно уступающем числе выявленных заносных видов значительно хуже обстоит дело с оценкой их присутствия в конкретных районах. В тех случаях, когда адвентивные флоры были предметом специального изучения, а уровень обследования природной флоры остаётся невысоким, могут возникать заметные искажения в оценке качества биоразнообразия растений в отдельных районах.

Полнота выявления адвентивной флоры существенно зависит от продолжительности флористических обследований. При ограниченных сроках работ до серьёзного изучения адвентивного компонента флоры дело часто не доходит. С другой стороны, на длительно существующих стационарах, в том числе в заповедниках, при высоком уровне выявления природной флоры видовое богатство начинает прирастать за счёт именно заносных видов. Так, флоры Приокско-Террасного и Воронежского заповедников существенно «обогатились» заносными растениями, обнаруженными около населённых пунктов, линий электропередач, автомобильной и железной дорог, пересекающих эти заповедники (Алексеев и др., 2004; Голицын, 1961; Смирнов, 1958; Стародубцева, 1999). Существенно выросло число видов растений за счёт заносных видов и во флоре Звенигородской биологической станции Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (Алексеев и др., 2008; Барсукова, Пятковская, 1967).

Ещё один источник возможных искажений – приоритетный поиск редких видов растений, нередко характерный при изучении отдалённых районов путём отдельных экскурсий. Растения природной флоры при этом фиксируются при характеристике местообитаний редких и охраняемых видов, а заносные растения регистрируются случайно. Именно такой ситуацией характеризуются Меленковский район во Владимирской области, Воробьёвский и Кантемировский – в Воронежской, Ильинский и Пестяковский – в Ивановской, Воловский и Долгоруковский – в Липецкой, Ермишинский и Кадомский – в Рязанской, Гавриловский – в Тамбовской, Арсеньевский и Каменский – в Тульской области и Серебряно-Прудский и Шаховской в Московском регионе.

Разное качество региональных Красных книг и мониторинговых работ по ним

Важным критерием оценки биоразнообразия является обитание на той или иной территории редких и охраняемых видов. Как правило, такие виды являются индикаторами наличия примечательных или уникальных природных объектов и относительно хорошей сохранности редких или уничтожаемых

биотопов. Однако качество информации, содержащейся в Красных книгах, может быть неудовлетворительным в силу ряда причин:

- не во всех регионах имеется достаточное число специалистов должной ботанической квалификации;
- не все эти специалисты имеют достаточный опыт природоохранной деятельности, позволяющий адекватно оценивать природоохранные категории видов;
- среди специалистов, работающих над созданием региональных Красных книг, иногда имеют место конфликты, вплоть до недопуска коллег к работе над подготовкой этого документа;
- несмотря на наличие «Методических рекомендаций по ведению Красной книги субъекта Российской Федерации» (2006), не во всех регионах им следуют, в особенности в отношении периодичности переиздания и организации мониторинговых работ;
- не во всех регионах мониторинговые работы организованы должным образом;
- нередко Красные книги делаются на основе недостаточных материалов, что также является источником неточностей и ошибок, иными словами, Красная книга должна создаваться по окончании качественного флористического изучения региона, а не предшествовать ему.

С учётом этих факторов Красные книги рассматриваемых регионов могут быть разделены на несколько групп:

- Красные книги, выполненные на основе достаточных фактических сведений, квалифицированными специалистами и подкреплённые систематическими мониторинговыми исследованиями: второе издание Красной книги Липецкой области (2014), третье издание Красной книги Московской области (2018) и второе издание Красной книги Рязанской области (2011);
- Красные книги, основанные на достаточном фактическом материале, но авторам которых не всегда хватает опыта природоохранной работы, а мониторинговые работы, как правило, велись в регионе не всегда системно: второе издание Красной книги Владимирской области (2018) и первое издание Красной книги Тульской области (2010);
- Красные книги, в которых используемый фактический материал о растениях недостаточен, квалификация, в первую очередь природоохранная, многих исполнителей вызывает сомнения, мониторинговые работы в регионе велись нерегулярно или не велись совсем: первые издания Красной книги Воронежской области (2011), Красной книги Ивановской области (2011) и Красной книги Тамбовской области (2002).

Таким образом, вклад данных региональных Красных книг в оценку качества биоразнообразия растений в том или ином регионе неравнозначен, и эти документы не всегда адекватно оценивают значение тех или иных видов для сохранения природы региона.

Обширная площадь административных районов и гетерогенность условий внутри них

Проведённый анализ показал, что площадь административного района (около 1000 км²), использованная нами в качестве минимальной территориальной единицы, оказалась велика для корректной оценки значимости биоразнообразия сосудистых растений, поскольку во многих случаях включает разнотипные комплексы растительных сообществ, для которых могут быть типичны как относительно высокие, так и относительно низкие уровни видового богатства. Так, Рязанский район Рязанской области делится рекой Окой на две примерно равные по площади части, из которых правобережная подвержена значительной антропогенной трансформации, тогда как левобережная весьма слабо охвачена хозяйственной деятельностью. В Серпуховском районе Московской области, с одной стороны, находится старейший заповедник региона, имеющий исключительно богатую флору, а с другой – один из крупнейших промышленных центров региона (город Серпухов). Подобные примеры имеются в любом из 8 рассмотренных регионов.

Для получения наиболее точных оценок необходим переход на ещё более детальный уровень, учитывающий распределение по территории различных типов растительных сообществ. Так, при использовании ячеек площадью около 100 км² (Алещенко и др., 1995; Шереметьева, 1999), точность оценки значительно повышается.

3.3.3.4. Возможности использования и уточнения индикаторов разнообразия растений

Использованные в проекте ТЕЕВ-2 индикаторы видового богатства растений в целом показали свою потенциальную применимость для оценки биоразнообразия на уровне административных районов ЦФО, поскольку для большинства районов количественная оценка выявленного видового богатства растений и его «качества» оказалась сходной с экспертной оценкой, также основанной на полных списках растений, имеющихся для анализируемых регионов (раздел 3.3.3.2). Таким образом, дальнейшая разработка индикаторов для оценки биоразнообразия в указанном масштабе может базироваться на имеющихся сегодня флористических данных и предложенных нами индикаторах.

На уровне административных районов оценки выявленного биоразнообразия сосудистых растений не всегда могут быть использованы в качестве однозначных природоохранных индикаторов. Для получения наиболее точных оценок необходим переход на ещё более детальный уровень, учитывающий распределение по территории различных типов растительных сообществ.

Для получения адекватных оценок разнообразия растений также необходима корректировка возможных смещений и искажений оценок видового богатства из-за неравномерности изученности флоры в пределах ЦФО, внутри областей и даже внутри отдельных районов; разной степени изученности природной, адвентивной флоры и редких видов растений; неоднородности качества региональных Красных книг.

Учитывая то, что переход на изучение флоры методом сеточного картографирования в ближайшие годы в большинстве регионов России едва ли возможен из-за больших трудозатрат, высокой стоимости, а местами – и в связи с отсутствием достаточного числа специалистов должной квалификации, необходима разработка экстраполяционных подходов к оценке разнообразия растений и состояния растительных сообществ на территориях разного масштаба на основе комбинации имеющихся сегодня флористических данных, картографических и дистанционных данных, а также экспертных оценок.

4. Экосистемные услуги России: детализация после проекта TEEB-Russia 1

4.1. Уточнённые оценки экосистемных услуг для европейской территории России

4.1.1. Продукция древесины

В качестве индикатора **предоставленного объёма услуги** по производству древесины и соответствующих экосистемных активов использован запас древесины на единицу общей площади того или иного анализируемого контура. Этот показатель рассчитан для 50-километровых квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР по данным Государственного лесного реестра (Лесной реестр, 2014) о запасах древесины в лесничествах (рис. 4.1.1).

Имеющиеся векторные карты лесничеств с информацией по запасам древесины были переведены в растровый слой. Далее данные обрабатывали с использованием метода зональной статистики. В качестве зон выступали контуры единиц оценки (квадраты 50 × 50 км и субъекты РФ в пределах ЕТР). В качестве функции выбиралось среднее значение параметра с растровой карты в пределах каждого контура. Данные о запасах древесины на единицу лесной площади были пересчитаны на общую площадь территориальных единиц оценки.

Наибольшие запасы древесины на единицу площади характерны для экорегиона южной тайги и субъектов РФ, расположенных в этом поясе (Ленинградская, Новгородская, Тверская, Московская, Вологодская, Костромская, Кировская области и Пермский край).

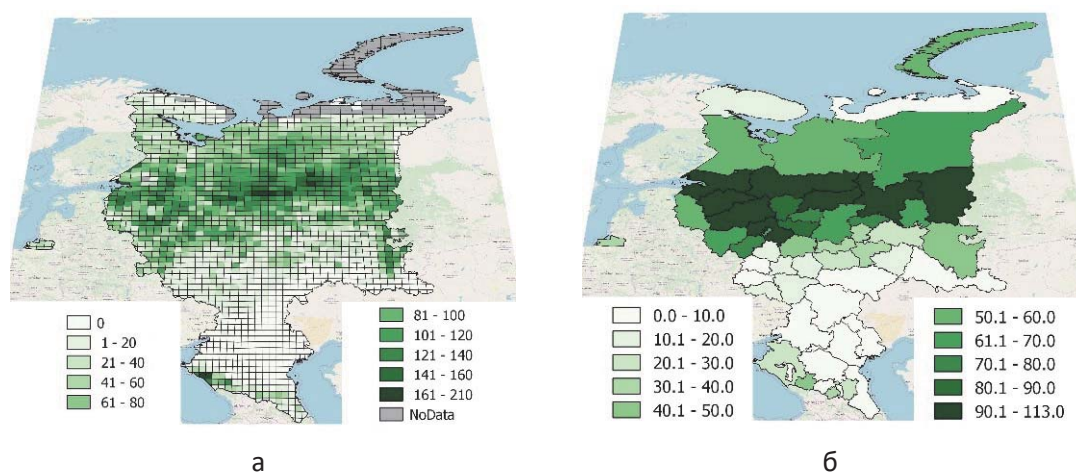


Рисунок 4.1.1. Запас древесины на единицу общей площади ($\text{м}^3/\text{м}^2$):
а) для 50-км квадратов; б) для субъектов РФ в пределах ЕТР

Государственный лесной реестр, до 2009 года называвшийся государственным учётом лесного фонда (ГУЛФ), устанавливает конкретную процедуру сбора и представления данных о состоянии и распределении лесов на национальном уровне. Первая инвентаризация лесов была завершена в 1957 году, а в 1961 году был создан первый ГУЛФ, включивший эту информацию. Впоследствии вплоть до 1998 года ГУЛФ обновлялся каждые 5 лет. Основными методами инвентаризации лесов были следующие: 1) наземный сбор данных (так называемое лесоустройство); 2) анализ данных дистанционного зондирования земли; 3) методы аэротаксации. Объёмы данных, полученных этими методами к 1998 году, составляли 61, 24 и 15 %, соответственно⁵². После 1998 года данные обновлялись каждые 2 года, однако уровень агрегирования данных вырос: если до 2008 года данные в общей базе предоставлялись на уровне лесхозов, то с упразднением последних данные стали агрегировать до уровня субъектов РФ, что существенно сократило возможности регионального анализа.

⁵² https://webarchive.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia_cd/for_des.htm

Информация базы данных лесного реестра открытая. Её состав определен Приказом Минприроды России от 29.06.2018 N 301 (ред. от 29.12.2018) «Об утверждении Состав и содержания информации о лесах» (Зарегистрировано в Минюсте России 27.07.2018 N 51719).

Согласно Приказу Минприроды России от 30.10.2013 N 464 «Об утверждении Перечня видов информации, содержащейся в государственном лесном реестре, предоставляемой в обязательном порядке, и условий её предоставления» (Зарегистрировано в Минюсте России 21.03.2014 N 31683) предоставление информации, содержащейся в государственном лесном реестре, осуществляется в виде выписок из государственного лесного реестра по запросам любых лиц, поданным в письменной форме в уполномоченный орган государственной власти, осуществляющий ведение государственного лесного реестра, или посредством использования информационно-телекоммуникационных сетей общего пользования, включая единый портал государственных и муниципальных услуг, или иных технических средств связи, посредством обеспечения доступа к информационному ресурсу, содержащему сведения государственного лесного реестра.

Однако в настоящее время, по заключению Счётной палаты РФ⁵³, автоматизированная информационная система «Государственный лесной реестр» фактически не используется как единый программный продукт. В этой связи регионы в процессе составления лесных планов используют неактуальные данные о лесном фонде. Таким образом, единой системы учёта лесного фонда, где была бы представлена достоверная информация о его количестве, качестве и стоимости, в России нет.

4.1.2. Хранение углерода

В качестве индикатора **предоставленного объёма услуги** хранения углерода в экосистемах и соответствующих экосистемных активов использовано суммарное количество углерода в почве (0–100 см) и фитомассе по данным ресурса Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002). Для расчёта этого показателя были сложены данные двух цифровых карт: «Средняя плотность углерода в слое почвы 0–100 см (Mean soil carbon density 0–100 cm)» и «Суммарная плотность фитомассы (Total phytomass density)». По полученным суммарным показателям вычислены средние значения для 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР (рис. 4.1.2).

На рисунках видно, что максимальное содержание углерода приходится на отдельные квадраты в зоне тундр и прилегающей части северной тайги. В средней полосе выделяется Мещера. Южнее находится обширная территория с высоким содержанием углерода в чернозёмных районах лесостепного экорегиона. Среди субъектов РФ на севере выделяются Мурманская область и Ненецкий АО, а на юге – все чернозёмные области, прежде всего – Курская, Белгородская, Воронежская и Тамбовская.

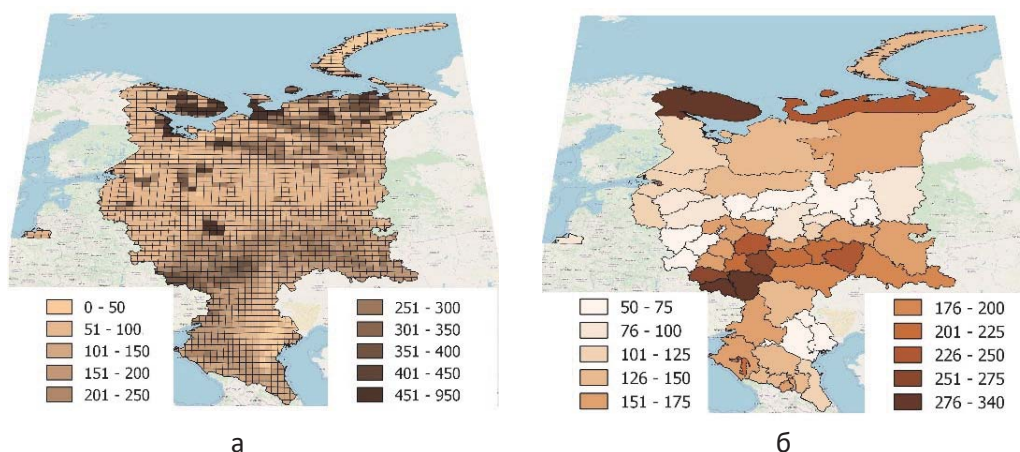


Рисунок 4.1.2. Суммарное содержание углерода в почве и фитомассе, кг С/м²:
а) для 50-км квадратов; б) для субъектов РФ в пределах ЕТР

⁵³ https://www.cnews.ru/news/top/2019-01-22_ais_dlya_rosleshoza_za_185_millionov_ne_vypolnyaet

4.1.3. Очистка воздуха пригородными лесами

Экосистемная услуга очистки воздуха растительностью наиболее значима в тех районах, где отмечается выраженное загрязнение атмосферы вследствие выбросов от стационарных и передвижных источников. К таким территориям относятся, прежде всего города, поэтому большинство разработанных подходов к оценке масштабов реализации указанной функции касаются городских и пригородных лесов.

Возможности расчёта данной экосистемной услуги на уровне муниципальных районов и субъектов Федерации ограничены, в первую очередь, наличием данных об объёмах эмиссии и составе загрязняющих веществ. Для европейской части России наиболее полная статистика содержится в базе данных показателей муниципальных образований, где учтены выбросы от стационарных источников в пределах городских округов, входящих в субъекты Федерации⁵⁴. На локальном (для района города, или группы районов) уровне оценок для расчёта объёма услуг значимой является информация о локализации источника, характере распространения загрязняющих веществ в зависимости от направления ветра и метеорологических условий, а также рельефа территории. Для расчёта услуги, оказываемой пригородными лесами, нами было принято допущение, что для них обобщённым источником загрязнения служит территория прилегающего города, которая рассматривается как пространство с однородно распределённой величиной загрязнения без учёта конкретной локализации источников.

В дальнейшем данные по городским округам, входящим в состав субъекта РФ, были просуммированы, а полученный результат сопоставлен с аналогичными данными по выбросам от стационарных источников по субъектам из БД Росстата. Расхождения были минимальны, что подтвердило, что большая часть услуг по очистке осуществляется в буферных зонах городских округов. Это же позволило использовать эти данные для расчётов по другим категориям операционно-территориальных единиц – муниципальным районам и квадратам.

Базовым понятием для расчёта услуги очистки воздуха пригородными лесами является понятие буферной зоны. В проекте ТЕЕВ-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016) расчёт услуг по очистке воздуха был осуществлён для одинаковой для всех городов пригородной зоны в 5 км. В новой версии расчётов мы подошли к выделению размеров этой зоны более дифференцированно. В отечественной литературе нет единства в отношении размеров пригородной (или буферной) зоны, выполняющей экологические функции. В ряде работ отмечается, что они зависят от численности населения и административного статуса города. В первом случае для городов с численностью населения более 1 млн человек размер буферной зоны предлагается равным 60...80 км, 500 тыс. – 1 млн – 40 км, 250 до 500 тыс. – до 20 км (Фомина, 2020). Сходны значения и во втором случае (Горохов, 1991), где минимальную 7-км буферную зону имеют небольшие города, не имеющие даже статуса районного центра. В литературе по лесопарковому хозяйству зону пригородных лесов часто делят на три пояса: первый (радиусом 30 км) выполняет защитные функции, второй и третий (радиусом 40 км и 60 км, соответственно) имеют преимущественно рекреационное значение (Парамонов, Маленко, 2007). Указанные подходы логичны для оценки рекреационных услуг пригородных лесов, для целей же учёта услуг по очистке воздуха применение подобных критериев не является оправданным. В настоящее время в самых больших по численности населения (а, значит, и буферной зоне) городах России преобладает загрязнение атмосферы от автомобильного транспорта, которое в силу своего распределения едва ли может быть минимизировано лесами пригородных зон.

На минимизацию воздействия, вызванного выбросами промышленного предприятия, до значений, установленных гигиеническими нормативами, направлено выделение санитарно-защитных зон (СЗЗ). Их размер согласно требованиям российского законодательства устанавливается в соответствии с классом опасности предприятия от 50 до 1000 м (СанПиН 2.2.1/2.1.1.1200-03). В случае с предприятиями теплоэнергетики размер СЗЗ возрастает пропорционально мощности энергоагрегатов. В отдельных работах отмечается, что для очистки воздуха от выбросов предприятий химической промышленности и металлургии требуется буфер не менее 10 км (Константинова, 1981). В зарубежных исследованиях буферы чаще выделяются, исходя из душевых потребностей зелёных пространств для обеспечения физического здоровья населения: 3 км, 15 км и 30 км – в зависимости от преобладающего типа землепользования города, густоты дорожной сети, плотности застройки и природных условий (Eum et al., 2015).

⁵⁴ <https://www.gks.ru/dbscripts/munst/>

Мы принимаем допущение, что роль пригородных лесов особенно важна в очистке воздуха от газообразных выбросов и пыли, поступивших в атмосферу от высоких и средних по высоте источников загрязнения, как правило, относящимся к предприятиям промышленности и электроэнергетики. В то же время, учитывая высоту крон деревьев (до 20–25 м) можно считать, что на листьях оседают те загрязнения, которые находятся именно в этом высотном диапазоне или выпадающие на них сверху, остальные же загрязнения рассеиваются или переносятся на более дальние расстояния.

Исходя из того, что объём эмиссии пропорционален концентрации в воздухе загрязняющих веществ, мы полагаем, что чем больший объём выбросов исходит от городской территории, тем большая буферная зона нужна для очистки воздуха. Разброс в значениях выбросов по совокупности из 137 проанализированных городов Европейской части России составил от 318,4 до 0,2 тыс. тонн. По этому показателю города были разбиты на 4 группы, для которых были установлены размеры буферных зон: выбросы более 100 тыс. тонн – 15 км; 30–99,9 тыс. тонн – 10 км; 9,1–29,9 тыс. тонн – 5 км; 0,1–9,0 тыс. тонн – 3 км.

Известно, что на рассеивание загрязняющих веществ и, следовательно, косвенно – на размер буферной зоны, наряду с параметрами источника влияют метеорологические условия. Для переноса загрязнителей в локальном масштабе (на несколько десятков километров) наибольшее значение имеют процессы адвекции и конвекции (Штырева, 2002). Их дифференциация по территории России была учтена через показатель потенциала загрязнения атмосферы (ПЗА)⁵⁵ (Безуглая и др., 2013). Основными характеристиками атмосферы, определяющими ПЗА, являются приземные инверсии, ветровой режим, высота слоя перемешивания, продолжительность туманов, штилевых условий и ряд других факторов (Безуглая и др., 2013). На европейской территории России ПЗА может принимать значения от 2,1 до 3, а исследованные города относятся к четырём классам ПЗА: 1 – низкий (наиболее благоприятный для рассеивания примесей); 2 – умеренный; 3 – повышенный; 4 – высокий (наименее благоприятный). В соответствии с ПЗА была введена поправка на размер буферной зоны для городов, расположенных в наиболее и наименее благоприятных условиях (табл. 4.1.3.1).

Таблица 4.1.3.1. Размеры рассчитанной буферной зоны в городах в зависимости от объёма выбросов и значения ПЗА, км

ПЗА	Группа по выбросам, тыс. тонн			
	1 более 100	2 30–99,9	3 9,1–29,9	4 0,1–9,0
1	20	15	10	5
2	15	10	5	3
3	15	10	5	3
4	10	5	3	3

На карте растительности России были выделены буферные зоны вокруг городов, рассчитанные указанным выше способом (рис. 4.1.3.1).

Предоставленный объём услуги оценён, как и в проекте ТЕЕВ-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016), как максимальный объём загрязнений, который может уловить растительность. Его оценку проводили в несколько этапов:

1. Была определена площадь темнохвойных, светлохвойных, смешанных, мелколиственных и широколиственных лесов в буферных зонах городов. Городские территории были выделены по карте растительности России, по базе данных муниципальных образований из них были отобраны все города, обеспеченные данными о составе выбросов⁵⁶. Для Москвы⁵⁷ и ближайших к ней городов Московской области был построен совместный буфер размером в 50 км, для Санкт-Петербурга – размером в 15 км (рис. 4.1.3.2).

⁵⁵ В общем виде ПЗА, выраженный в относительных единицах, представляется как отношение среднего уровня концентрации примеси (при стационарных параметрах выбросов) в конкретном районе (q_i) к среднему уровню концентрации этой же примеси в условно чистом районе (q_0): $ПЗА = q_i / q_0$.

⁵⁶ <https://www.gks.ru/dbscripts/munst/>

⁵⁷ Москва взята в границах города до 1 июля 2012 г., и буфер построен вокруг территории «Старой Москвы» в соответствии с размерами выбросов.

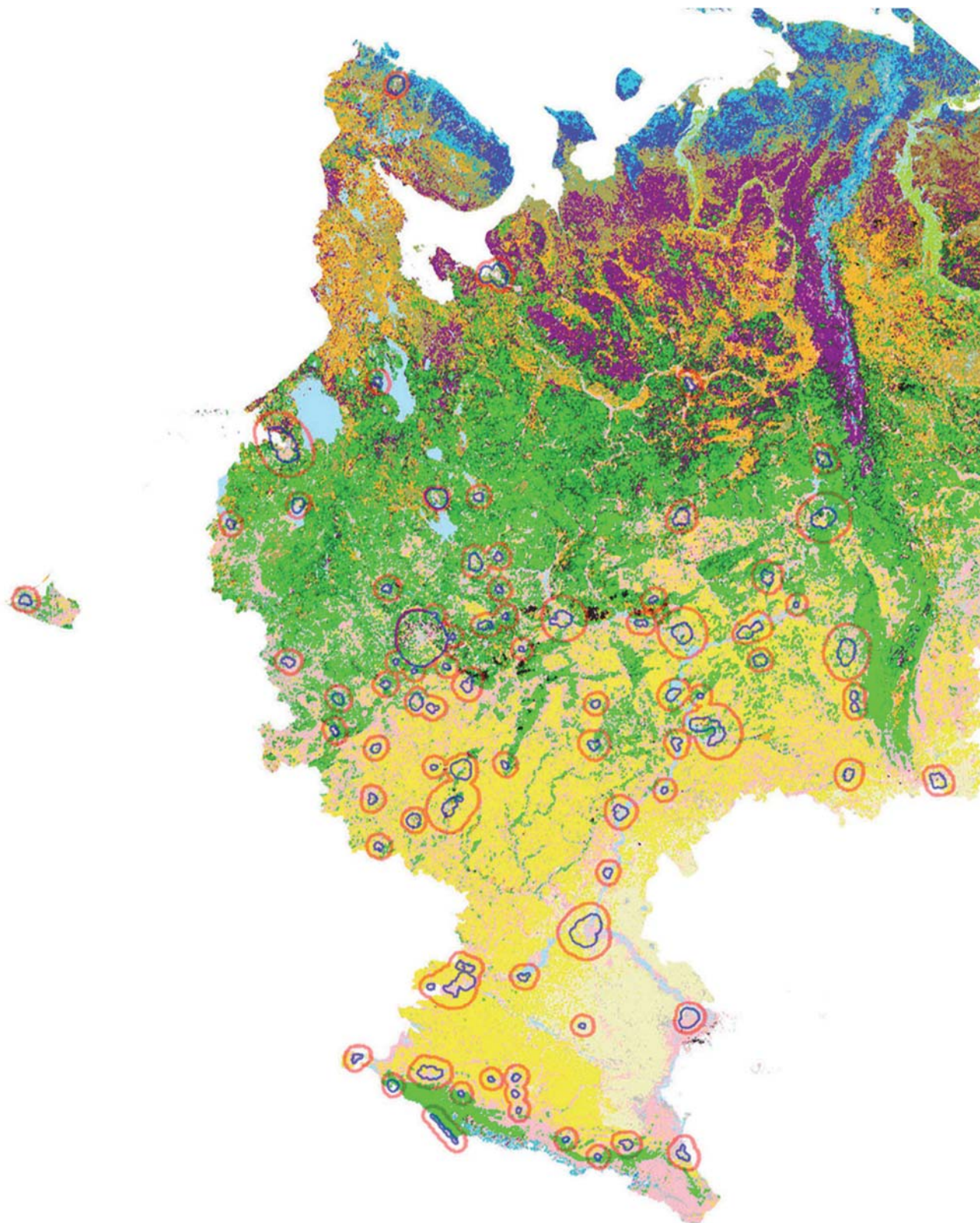


Рисунок 4.1.3.1. Буферные зоны вокруг городов на ЕТР, выделенные на карте растительности России 2010 г. Синим цветом показаны буферные зоны городов, принятые для расчёта услуги очистки воздуха, красным – буферные зоны для оценки услуги формирования условий для воскресной рекреации



Рисунок 4.1.3.2. Буферные зоны для Москвы и прилегающих к ней городов Московской области (а) и для Санкт-Петербурга (б)

2. Определено количество токсичных газов и пыли, которое может быть уловлено пригородными лесами. Расчёт поглотительной способности в предыдущем проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016) базировался на расчётах поглощающей способности лесов в городах США, которые большей частью были расположены в субтропическом поясе (Nowak, 2006). Учитывая, что большая часть городов европейской части России лежит в умеренном поясе, для работы в рамках проекта TEEB-Russia 2 были выбраны данные, имеющиеся для городов Канады (Nowak, 2018). Для корректного использования этих данных канадские города были распределены по 5 группам в зависимости от их локализации в пределах лесной зоны: темнохвойных, светлохвойных, широколиственных, смешанных и мелколиственных лесов. В расчёте были использованы средние значения поглощения газообразных выбросов – NO_x , SO_2 , CO и твёрдых частиц ($\text{PM}_{2.5}$) растительностью городов каждой группы (табл. 4.1.3.2).

Таблица 4.1.3.2. Средние значения поглощения основных загрязнителей атмосферы разными типами леса, т/га/год (по Nowak, 2006, 2018)

Тип лесонасаждений	CO	SO_2	NO_x	Суммарно для газов	$\text{PM}_{2.5}$	Всего
Темнохвойные	0,0002	0,0022	0,0072	0,0096	0,0028	0,0124
Светлохвойные	0,0002	0,0025	0,0078	0,0105	0,0085	0,019
Широколиственные	0,0006	0,0033	0,0081	0,012	0,0051	0,0171
Смешанные	0,0004	0,001	0,0055	0,0069	0,0067	0,0136
Мелколиственные	0,0002	0,0007	0,0047	0,0056	0,0088	0,0144

Расчёты были проведены для 50-километровых квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР отдельно для газов (все газы суммарно), пыли и суммарного поглощения всех загрязнений (табл. 4.1.3.3).

При таком подходе, использованный средний суммарный показатель очистки воздуха лесами по четырём загрязнителям оказался почти в 10 раз меньше, чем предварительные значения, полученные нами в проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016). Различия такого же порядка наблюдаются и в работах Д. Новака для США и Канады, выполненных в разные годы, что, вероятно, связано как с изменениями в расчётах программой iTree, так и с особенностями очистительной способности субтропической и бореальной растительности.

Кроме того, данные Д. Новака оказались на два порядка меньше приведённых в отечественных источниках по поглотительной способности пыли (Ничипорович, 1964, Кулагин, 1974). Эта разница в первую очередь объясняется понятием «пыли», под которым подразумеваются твёрдые частицы разных размеров до 0,1 мм, тогда как в работах Д. Новака учитываются только $\text{PM}_{2.5}$ или PM_{10} (т. е. твёрдые частицы размерами 2,5 и 10 микрон). Большинство отечественных работ оценивают поглотительную способность лесов, удалённых от крупных городов, или отдельных видов деревьев. В городах, как и в их буферных зонах, экологическая ситуация, а именно химический состав воздушного бассейна, воздействует на здоровье и состояние деревьев, а, следовательно, и на их способность поглощать загрязняющие вещества (Чернышенко, 2018).

Результаты пересчитаны на единицу площади для 50-километровых квадратов в пределах ЕТР для сопоставления с индикаторами других экосистемных услуг и состояния экосистем (рис. 4.1.3.3). На этом рисунке видно, что из-за того, что эта услуга «работает» только вокруг городов, её распределение по территории ЕТР представлено лишь спорадическими пятнами на малой части общей площади. Особенности таких услуг, привязанных к городам, рассмотрены в разделе 4.1.9.

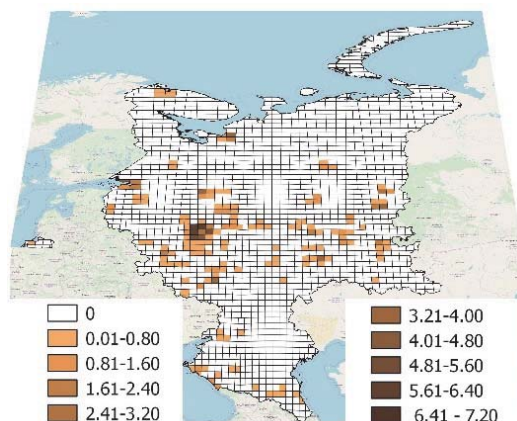


Рисунок 4.1.3.3. Поглощение пыли и газов пригородными лесами в 50-км квадратах, кг/га

Поскольку данная услуга сосредоточена вокруг городов, её объёмы мало зависят от общей площади субъекта РФ, в отличие от большинства других услуг, которые выполняются всеми экосистемами на площади субъекта. Поэтому анализ распределения услуги на уровне субъектов РФ мы делали на основе суммарных показателей предоставленного и необходимого объёмов услуги для субъектов РФ, а не удельных показателей на единицу их площади, как для других услуг. Результаты для субъектов РФ показаны на рис. 4.1.3.4.

Предоставленный пригородными лесами объём экосистемной услуги по очистке воздуха от пыли и газообразных выбросов максимален в Московском регионе, так как вокруг Москвы формируется самая большая буферная зона. Количество потенциально поглощаемых загрязнений также велико в лесных субъектах Европейской части России: в Пермском крае леса могут поглотить 1218 т/год пыли и 1484 т/год газов, в Вологодской области – 738 т/год пыли и 1146 т/год газов. Объём предоставленной услуги минимален в безлесных субъектах – Астраханской и Вологодской областях, Республике Калмыкия и Ненецком автономном округе (табл. 4.1.3.3; рис. 4.1.3.4 а).

Необходимый объём услуги (табл. 4.1.3.3; рис. 4.1.3.4 б) на данном этапе определен по базе данных муниципальных образований как общее количество выбросов, отходящее от стационарных источников. Показатели необходимого объёма услуг для очистки воздуха от выбросов пыли и газообразных выбросов различаются в субъектах РФ на четыре порядка. Максимальный объём по выбросам пыли – в Республике Коми (37936 т/год), минимальный – в Калмыкии (2 т/год). Газообразные выбросы максимальны в Вологодской области (293554 т/год), минимальны – в Кабардино-Балкарии (37 т/год). Отметим, что необходимый объём услуг для очистки воздуха от пылевых выбросов на порядок меньше, чем для очистки от газообразных выбросов.

**Таблица 4.1.3.3. Оценка услуги очистки воздуха пригородными лесами для субъектов РФ
в пределах ЕТР для пыли, газов и суммарно по всем загрязнителям**

Субъект РФ	Пыль			Газы (SO ₂ +NO _x +CO)			Пыль и газы суммарно		
	Выбро- сы (т/год)	Погло- щено (т/год)	Доля по- глощен- ных (%)	Выбро- сы (т/год)	Погло- щено (т/год)	Доля по- глощен- ных (%)	Выбро- сы (т/год)	Погло- щено (т/год)	Доля по- глощен- ных (%)
Адыгея Республика	256	21	8.2	560	49	8.8	816	70	8.6
Архангельская область	22060	667	3.0	60652	925	1.5	82712	1592	1.9
Астраханская область	1196	0	0.0	80632	0	0.0	81828	0	0.0
Башкортостан Республика	12012	270	2.3	124939	611	0.5	136951	880	0.6
Белгородская область	17827	118	0.7	56344	205	0.4	74171	322	0.4
Брянская область	10037	60	0.6	10206	77	0.8	20243	138	0.7
Владимирская область	701	208	29.6	5731	284	5.0	6432	492	7.6
Волгоградская область	3960	0	0.0	62716	0	0.0	66676	0	0.0
Вологодская область	19564	738	3.8	293554	1147	0.4	313118	1885	0.6
Воронежская область	854	358	41.9	7328	600	8.2	8182	958	11.7
Дагестан Республика	171	14	8.1	1386	32	2.3	1557	46	3.0
Ивановская область	164	51	30.9	4267	69	1.6	4431	120	2.7
Кабардино-Балкарская Респ.	21	18	84.8	37	42	113.2	58	60	102.9
Калининградская область	1926	32	1.6	8627	56	0.6	10553	87	0.8
Калужская область	201	296	147.5	3501	518	14.8	3702	815	22.0
Карачаево-Черкесская Респ.	116	0	0.4	546	1	0.2	662	1	0.2
Кировская область	9034	222	2.5	33831	298	0.9	42865	520	1.2
Костромская область	861	22	2.6	28275	42	0.2	29136	64	0.2
Краснодарский край	3409	320	9.4	35972	751	2.1	39381	1071	2.7
Курская область	3180	54	1.7	8741	101	1.2	11921	155	1.3
Липецкая область	20477	235	1.2	264806	354	0.1	285283	590	0.2
Марий Эл Республика	1177	26	2.2	5078	36	0.7	6255	62	1.0
Москва и Московская обл.	7764	4169	53.7	114071	5829	5.1	121835	9998	8.2
Мурманская область	9955	94	1.0	80823	275	0.3	90778	369	0.4
Ненецкий АО	460	0	0.0	8411	0	0.0	8871	0	0.0
Нижегородская область	1334	135	10.2	15852	207	1.3	17186	342	2.0
Новгородская область	1727	241	13.9	12446	318	2.6	14173	559	3.9
Оренбургская область	9170	23	0.3	76315	53	0.1	85485	75	0.1
Орловская область	314	12	3.8	3150	25	0.8	3464	36	1.1
Пензенская область	764	102	13.4	5125	183	3.6	5889	285	4.8
Пермский край	4259	1218	28.6	47768	1484	3.1	52027	2703	5.2
Псковская область	244	117	48.0	1578	149	9.5	1822	266	14.6
Республика Калмыкия	2	0	0.0	520	0	0.0	522	0	0.0
Республика Карелия	1930	129	6.7	65715	203	0.3	67645	332	0.5
Республика Коми	37936	176	0.5	109326	232	0.2	147262	408	0.3
Республика Мордовия	1263	17	1.3	4880	40	0.8	6143	56	0.9
Респ. Сев. Осетия – Алания	247	22	9.0	1637	52	3.2	1884	74	3.9
Ростовская область	28803	22	0.1	81481	52	0.1	110284	74	0.1
Рязанская область	667	61	9.2	12195	81	0.7	12862	142	1.1
СПб и Ленинградская обл.	2223	1148	51.6	44396	1666	3.8	46619	2814	6.0
Самарская область	6232	422	6.8	52191	792	1.5	58423	1214	2.1
Саратовская область	440	17	3.9	7174	41	0.6	7614	58	0.8
Смоленская область	288	23	8.3	3381	43	1.3	3669	67	1.8
Ставропольский край	1696	28	1.6	13961	65	0.5	15657	92	0.6
Тамбовская область	720	22	3.2	4058	44	1.1	4778	67	1.4
Татарстан Республика	6268	505	8.1	105036	898	0.9	111304	1403	1.3
Тульская область	6674	105	1.6	63153	238	0.4	69827	343	0.5
Тверская область	1057	71	6.8	10109	97	1.0	11166	168	1.5
Удмуртия Республика	2098	188	9.0	13043	265	2.0	15141	453	3.0
Ульяновская область	1105	79	7.2	7586	146	1.9	8691	226	2.6
Чеченская Республика	6291	21	0.3	619	48	7.8	6910	69	1.0
Чувашская Республика	959	27	2.8	5247	57	1.1	6206	84	1.4
Ярославская область	2185	213	9.8	25091	381	1.5	27276	594	2.2

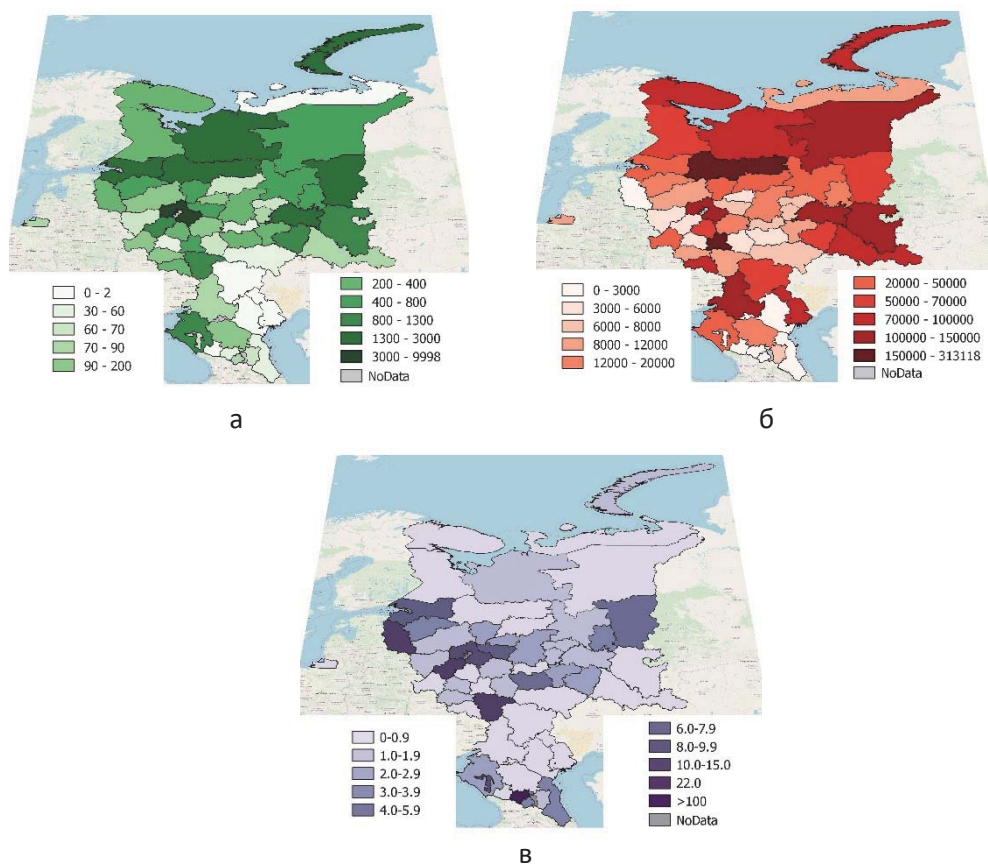


Рисунок 4.1.3.4. Оценка услуги очистки воздуха пригородными лесами по суммарным показателям для всех загрязнений: а) предоставленный экосистемами объём – сколько пригородные леса могут поглотить газов и пыли, тонн/год; б) необходимый объём услуги – выбросы газов и пыли, тонн/год; в) степень удовлетворения необходимости в услуге, доля поглощённых загрязнений, %

Сопоставление предоставленного и необходимого объёма услуги (табл. 4.1.3.3; рис. 4.1.3.4 в). Соотношение между предоставленным и необходимым объёмом услуги показывает долю загрязнений, которая улавливается пригородными лесами. Это соотношение меняется от нулевых значений в безлесных субъектах (Ненецкий АО, Волгоградская, Астраханская области и Калмыкия) до 103 % (в этом случае предоставленный объём превышает используемый) в Кабардино-Балкарии. В подавляющем большинстве субъектов РФ пригородные леса могут уловить менее 10 % пыли и газов. Кроме Кабардино-Балкарии, этот показатель выше 10 % только в трёх субъектах РФ (Псковская, Калужская, Воронежская области). Полученное слишком высокое соотношение между необходимым и предлагаемым объёмом экосистемной услуги по поглощению пыли (а также и газообразных загрязняющих веществ – об этом см. ниже) наблюдаемое в Кабардино-Балкарии, по-видимому, можно объяснить спецификой применявшейся методики – в этом регионе велика площадь лесов в буферных зонах выделенных городов, а объём выбросов – мал. Наиболее высокие показатели характерны для субъектов, где выбросы загрязнений незначительны, но имеются пригородные леса; минимальные – для субъектов, расположенных в нелесных зонах или характеризующихся большим объёмом выбросов, среди последних Липецкая и Белгородская области.

Ещё менее благоприятная ситуация складывается по газообразным выбросам. Максимальные значения соотношения между предлагаемым и необходимым объёмом выявлены в Псковской области (9,46 %) и Адыгеи (8,83 %). Таким образом, даже в наиболее благополучных субъектах пригородные леса могут поглотить не более 1/10 газообразных выбросов, поступающих от стационарных источников. В большинстве субъектов леса поглощают менее 10 % от поступивших выбросов от газообразных источников.

Выявленное соотношение наглядно демонстрирует, что при применении данной уточнённой методики объём экосистемной услуги по очистке воздуха пригородными лесами оказался ещё меньше, чем по оценкам, выполненным в рамках проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016). Возможной причиной этого стал более дифференцированный подход к выделению площади буферных зон, а также применение новых, ещё более низких, коэффициентов, характеризующих очищающую способность растительности. Учитывая, что стационарные источники загрязнения находятся в пределах городской черты и могут быть защищены санитарно-защитными зонами, можно предположить, что часть поступающих от них газообразных веществ и пыли рассеивается и оседает, не доходя до буферной зоны. Напротив, часть может переноситься за её пределы и вносить вклад в загрязнение других регионов.

Немаловажно и то, что такая малая поглотительная способность буферных зон связана с резким сокращением в них площадей лесных типов растительности, прежде всего вследствие урбанизации и интенсивного развития пригородных зон. В половине из рассмотренных субъектов РФ доля лесов в буферных зонах городов составляет менее 20 % (рис. 4.1.3.5), что существенно снижает их поглотительную способность.

Максимальные показатели залесенности буферных зон отмечены в Ленинградской, Пермской и Московской областях, причём в последней за счёт более широкой, чем у остальных субъектов, буферной зоны. Таким образом, фактически говорить о наличии пригородного зелёного пояса у городов рассмотренных субъектов Российской Федерации можно лишь условно.

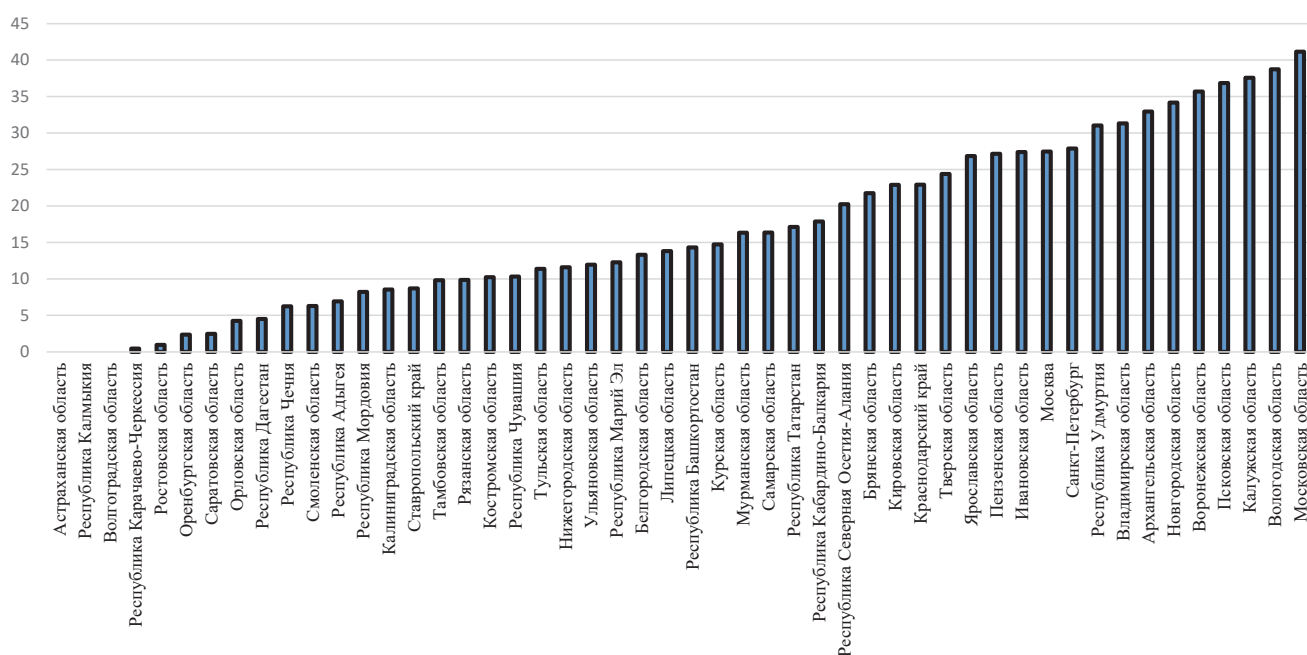


Рисунок 4.1.3.5. Доля лесной растительности в буферных зонах городов по субъектам РФ, %

4.1.4. Обеспечение объёма стока наземными экосистемами

Предоставленный объём услуги по обеспечению объёма стока был вычислен для 50-км квадратов в пределах ЕТР по методике, использованной в проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016). Определение значений показателя осуществлено средствами ГИС и включало следующие шаги:

- 1) средствами ГИС определена величина поверхностного стока как разница между суммарным стоком и подземным стоком по данным ресурса Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002);
- 2) средствами ГИС определена величина гипотетического стока как разница между среднегодовым количеством осадков и среднегодовой эвапотранспирацией по данным ресурса Land Resources of Russia;
- 3) средствами ГИС определена величина стока, обеспечиваемого функционированием наземных экосистем («экосистемный сток»): а) для территорий с избыточным увлажнением, т. е. тех, где значения гипотетического стока больше нуля, «экосистемный сток» равен разнице между величинами поверхностного и гипотетического стока; б) для территорий с нормальным и недостаточным увлажнением, т. е. тех, где значения гипотетического стока равны или менее нуля, «экосистемный сток» равен поверхностному стоку.

Результаты оценки экосистемной услуги для 50-километровых квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР показаны на рис. 4.1.4. Наибольшие объёмы этой услуги предоставляются экосистемами в северных и горных экорегионах, где велики объёмы суммарного и поверхностного стока.

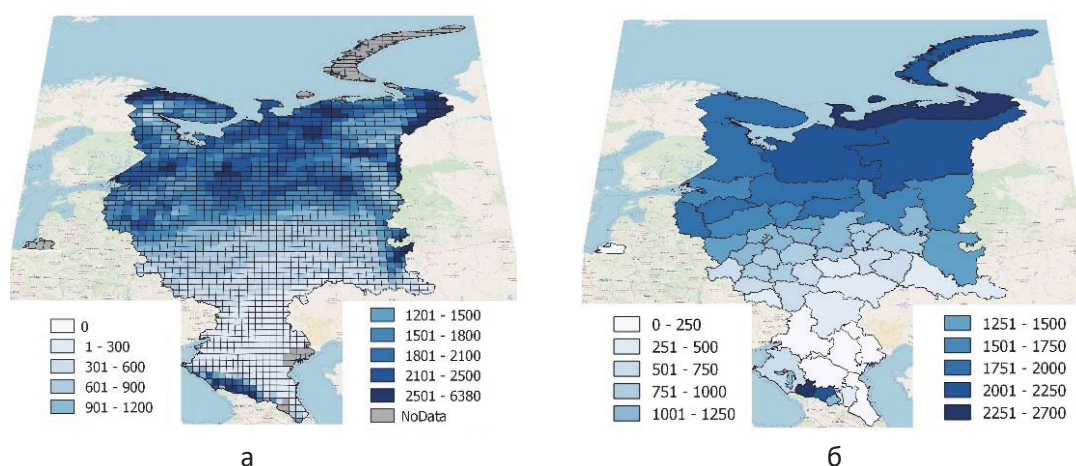


Рисунок 4.1.4. Величина стока, обеспечиваемая функционированием наземных экосистем в пределах ЕТР, м³/га/год: а) для 50-км квадратов; б) для субъектов РФ

4.1.5. Предотвращение водной эрозии почв

Способность природных экосистем противостоять воздействию водной эрозии почвы, вызванному как линейным, так и плоскостным смывом, принято оценивать как одну из важнейших средообразующих экосистемных услуг. В данном разделе рассмотрены подходы к оценке **предоставленного объёма услуги** в масштабах 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР, а также административных районов в пределах Центрального федерального округа РФ.

Существующая практика моделирования базируется на трёх взаимосвязанных показателях – потенциальной эрозии или эрозионной опасности (potential erosion), текущей эрозии (current erosion) и предотвращённой эрозии (avoided erosion). Расчёт любого из этих показателей предполагает использование эмпирических, физически обоснованных или концептуальных моделей. В России модель для вычисления смыва почвы не утверждена, а сопоставление мировых практик не проводилось.

В Западной Европе и Северной Америке для подсчёта текущей и предотвращённой эрозии используют классическую эмпирическую модель – известное универсальное уравнение потерь почвы (УУПП, USLE) Уишмейера-Смита (Wischmeier et al., 1971). Это уравнение представляет собой статистическое обобщение данных наблюдений, и учитывает влияние осадков, эродируемость почв, эрозионный потенциал рельефа, характер землепользования и интенсивность почвозащитных мероприятий.

В американской модели RUSLE 2 (Revised..., 2013) и немецкой модели ABAG (Syrbe et al., 2017) это уравнение в модифицированном виде выглядит следующим образом:

$$W=0,224 \times R \times K \times LS \times C \times P, \text{ где}$$

- W – среднегодовой модуль потерь почвы, т/га;
- R – фактор эродирующего влияния дождевых осадков;
- K – фактор эродированности почвы;
- LS – фактор рельефа, где L – фактор длины склона, S – фактор уклона;
- C – фактор землепользования;
- P – фактор почвозащитных мероприятий.

Множитель 0,224, предлагаемый в модели RUSLE 2 как «универсальный», т. е. в наименьшей степени зависимый от региональных различий эрозионных процессов, при переходе на локальный уровень, как правило, принимает иные значения. Изменение значений этого индекса, в частности, является одной из причин, не позволяющих прямо сравнивать результаты, полученные разными авторами при разных масштабах анализа.

Модель предлагалась как своего рода немасштабный инструмент, поэтому в ходе использования на разных пространственных уровнях, а также в разных физико-географических условиях подвергалась различным модификациям. Большое влияние на возможность и корректность применения эмпирической модели оказывают характер исходных данных и используемые операционно-территориальные единицы.

Нами осуществлено моделирование этих параметров в двух масштабах и для двух типов операционно-территориальных единиц. Для ЦФО РФ оценка проводилась по сетке муниципальных районов, для ЕТР – по сетке 50 × 50 км. Территория ЦФО России включает в себя 17 областей со сложным административно-территориальным делением (в частности, с присутствием городских территорий, имеющих статус муниципальных районов). Для получения относительно равновеликой матрицы эти территории были объединены с окружающими муниципальными районами; итоговая матрица состоит из 428 единиц (муниципальных районов и крупных городских округов).

Оценка экосистемной услуги предотвращения эрозии почв включала следующие основные шаги.

Расчёт эродирующего влияния дождевых осадков (R) осуществлялся с учётом суммарного слоя осадков для летних месяцев (RWARM) по формуле Hessian Agency for Nature Conservation, Environment and Geology (HLUG, 2016)⁵⁸: $R = r \cdot RWARM_{So} - 1,48$, где r – региональный коэффициент, обычно принимаемый в евро-американских моделях равным 0,141. В данном расчёте он корректировался по литературным данным (DIN 19708, 2005; Ermolaev et al., 2017). Итоговый результат получен в калькуляторе раstra ArcMAP 10.5 (рис. 4.1.5.1).

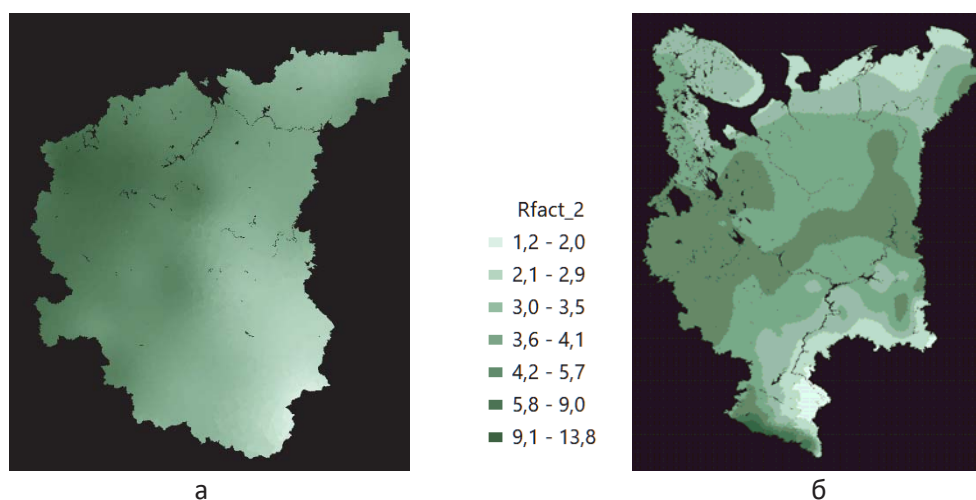


Рисунок 4.1.5.1. Результаты расчёта фактора R – эродирующего влияния дождевых осадков:
а) для ЦФО; б) для ЕТР

⁵⁸ <http://www.hlnug.de/themen/boden/auswertung/bodenerosionsbewertung/bodenerosionsatlas/erosionsbewertung-abag.html>

Расчёт фактора эродлируемости почвы (K) проводился с учётом карты типов почв ЕТР по таблицам потенциальной эродлируемости из документов HLUG (2016) и DIN 19708 (2005). Одним из важнейших свойств, определяющих эродлируемость почв является содержание глинистых, песчаных, илистых и крупнообломочных частиц. Для большей части типов почв показатель меняется от 0,05 до 0,80.

Расчёт фактора рельефа (LS) проводится во всех методиках с использованием цифровой модели рельефа, при этом конкретные подходы к расчёту различаются весьма радикально. В классической модели используется простое произведение длины склона на уклон в градусах ($L \cdot S$). Мы использовали для территории ЦФО метод Unit Stream Power Erosion and Deposition (Revised..., 2013), который основан на определении параметров длины склона и уклона в пределах элементарных водосборов; расчёт проводился в программе ArcMap по растру 90 м в пикселе. Для ЕТР использована сетка бассейнов 3 порядка (Ermolaev et al., 2017), параметры длины склона и крутизны извлекались из цифровой модели рельефа и проецировались на сетку бассейнов инструментом «зональная статистика» (рис. 4.1.5.2).

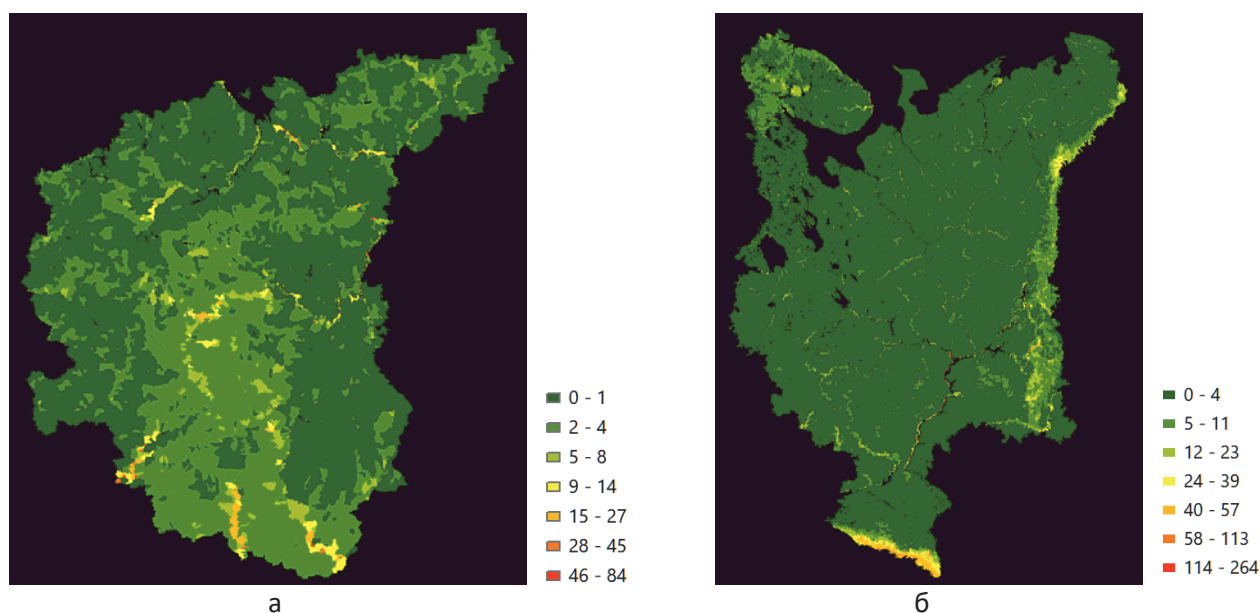


Рисунок 4.1.5.2. Результаты расчёта фактора рельефа LS: а) для ЦФО; б) для ЕТР

Ввиду ощутимых различий между горными и равнинными территориями, а также между различными типами равнин (возвышенные, холмистые, озёрно-ледниковые) фактор рельефа LS-коэффициент меняется достаточно разнообразно и в широких пределах от 1 до 264.

Расчёт фактора землепользования (C), пожалуй, самый сложный в использованной модели. В этом случае наиболее велики различия в характере исходных данных. В крупномасштабных моделях есть возможность использовать данные по севооборотам отдельных полей, в мелкомасштабных – лишь обобщённые типы ландшафтно-земельного покрова. Для ЦФО и ЕТР фактор C рассчитывался отдельно.

В настоящее время Министерство сельского хозяйства РФ и Институт Почвоведения РАН проводят работу по оцифровке всех сельскохозяйственных угодий страны, однако эта работа далека от завершения. Для оценки C-фактора на ЕТР была использована база данных по речным бассейнам (на данной территории 50386 водосборов 3–4 порядка) КФУ⁵⁹, в которой, в свою очередь площадь лесов, болот, лугов и пашен подсчитывалась на основе карты растительности России (Барталев и др., 2011). Площадь урбанизированных территорий взята с цифровых карт OSM. Оценка C фактора для ЕТР показана на рис. 4.1.5.3 а.

Для расчёта фактора землепользования для ЦФО использованы векторные слои landuse-polygon, vegetation, poi_polygon, карт OpenStreetMap на 17 административных областей. В результате были получены составные мозаики земного покрова с разным коэффициентом C для лесов, кустарниковых зарослей, лугов и пастбищ, парков, карьеров, урбанизированных территорий и т. д. Сельскохозяйствен-

⁵⁹ <http://mapadmin.bassepr.kpfu.ru/>

ные угодья (объекты «farmland») на картах Open Street Map оцифрованы с различной степенью полноты, поэтому данный параметр корректировался дополнительно по двум другим источникам – распаханности речных бассейнов ЕТР (Ermolaev et al., 2017) и по данным ГИС-портала Министерства сельского хозяйства РФ. На рис. 4.1.5.3 б показан пример слоя «распаханность», использованного для оценки С-фактора в пределах ЦФО.

Поскольку фактор С в модели RUSLE 2 представляет собой коэффициент потерь почвы и описывает защитный эффект наземной растительности или другого покрытия по сравнению с паровым полем, то его значение в наибольшей степени детерминировано общим уровнем распаханности (значение С-фактора для полей составляет 0,15) и лесистости территории (значение С-фактора для лесов составляет 0,04).

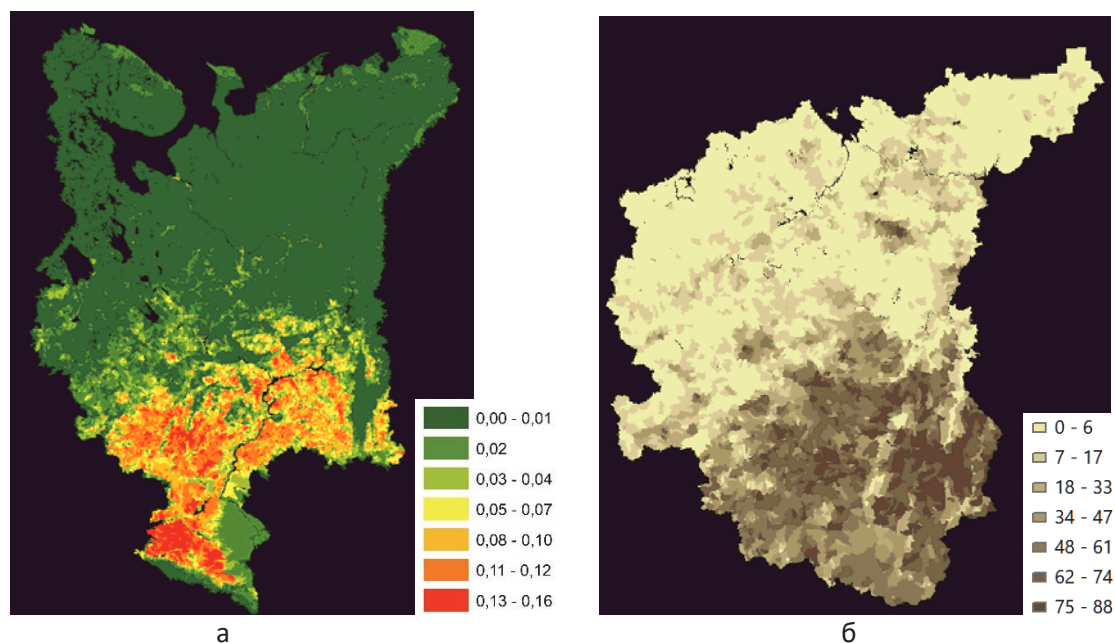


Рисунок 4.1.5.3. Оценка фактора землепользования С: а) С-фактор для ЕТР; б) распаханность, % – один из слоёв, использованных для оценки С-фактора на территории ЦФО

Расчёт фактора почвозащитных мероприятий (Р) – также достаточно сложен в среднем (для ЦФО) и мелком (для ЕТР) масштабах моделирования. К почвозащитным структурам принято относить снегозадерживающие и полезащитные лесополосы, древесно-кустарниковые ремизы (био группы среди полей), полосные (шириной не более первых сотен метров) и островные (с диаметром в несколько сот метров и менее) леса, кустарниковые заросли и луга, в том числе в эрозионных формах (балках, оврагах, лощинах) среди полей. Разумеется, точный учёт подобных элементов возможен лишь в границах отдельного хозяйства, в лучшем случае – в границах муниципального района. Для ЦФО и ЕТР фактор Р рассчитывался отдельно.

Для территории ЦФО расчёт производился путём предварительного извлечения участков растительности разных типов (wood, forest, grassland, meadow, scrub, bush, heath, wetland) из полигональных слоёв OpenStreet Map (vegetation, surface, landuse), находящихся на определённом расстоянии от полевых контуров, с учётом их площади и линейной протяжённости. Предварительно был проведён анализ площади разделяющих поля лесополос и мелкомассивных лесов. Анализ продемонстрировал для лесных насаждений величину медианы около 3,6 га. При этом многие участки, например, островные и мелкомассивные леса в верховьях балок, имели несколько большую площадь, поэтому в результате в качестве пороговой максимальной величины была выбрана площадь, равная 6,8 га. Для кустарниковых зарослей эта величина оказалась равной 2,0 га. Сложнее оценить максимальное расстояние, на котором элементы зелёной инфраструктуры способны оказывать почвозащитное действие. В разных работах приводятся разные сведения на этот счёт. Кроме того, очевидно, что подобное почвозащитное влияние является производным от сочетания многих факторов: крутизны и экспозиции склона,

механического состава почв, физико-географического района (районы ЦФО находятся в четырёх природных подзонах – южной тайги, хвойно-широколиственных лесов, лесостепи и степи), пространственной структуры участков растительности и её высоты. В данной модели учесть все обстоятельства не представлялось возможным, поэтому была принята величина в 50 м. Пример выделения лесополос из слоя vegetation приведён на рис. 4.1.5.4.

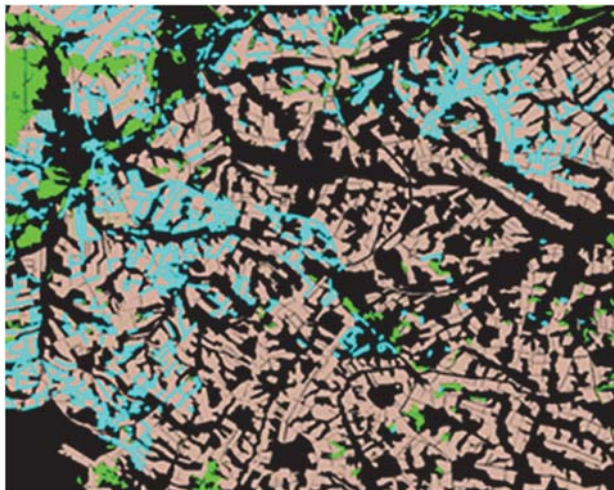


Рисунок 4.1.5.4. Пример выделения лесополос (бирюзовый цвет) из слоя «vegetation» (зелёный цвет) по пороговой площади и расстоянию от сельскохозяйственных угодий (коричневый цвет)

Для ЕТР в силу различий в характере и степени оцифрованности карт Open Street Map, а также общего большого объёма данных Р-фактор учитывался по растровому слою растительного покрова и землепользования Eurasia Land Cover Characteristics Data Base Version 2.0, включающему 17 типов (легенда IGBP Land Cover Legend), с предварительным извлечением категории чересполосного размещения сельхозугодий и зелёной инфраструктуры (Cropland/Natural Vegetation Mosaic).

На последнем этапе рассчитывались три параметра: потенциальная эрозия, текущая эрозия и предотвращённая эрозия. **Потенциальная эрозия (W_{pot})**, по сути, представляет собой функцию трёх первых факторов – фактора эродирующего влияния дождей осадков, фактора эродирруемости почвы и фактора рельефа: $W_{pot}=R*K*LS$. При этом фактор землепользования C принимается равным таковому для поверхности парового поля. **Текущая эрозия (W_{act})** учитывает текущее состояние землепользования (т. е. рассчитывается для наблюдаемых значений фактора C для всех учитываемых типов землепользования и ландшафтного покрова) и наличие противоэрозионных элементов: $W_{act}=R*K*LS*C*P$. **Предотвращённая эрозия (W_{avd})** представляет собой разницу между потенциальной и текущей эрозией: $W_{avd} = W_{pot} - W_{act}$. Оценки показателей эрозии для административных районов ЦФО, 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР показаны на рисунках 4.1.5.5, 4.1.5.6 и 4.1.5.7. Полученные результаты соответствуют значениям, приводящимся для локальных моделей (Смирнова и др., 2012; Ермаков, 2017). Так например для Белгородской области по данным Смирновой и др. (2012) значения текущей эрозии составляют в среднем до 2,5 т/га, а наибольшая её величина, наблюдаемая вдоль эрозионных систем – более 15 т/га.

Очевидно, что наиболее высокие значения предотвращённой эрозии приурочены к районам, где высока потенциальная эрозия. Особенно сильно эта связь проявляется в масштабе ЕТР, что наглядно видно при сопоставлении карт «а» и «в» на рисунках 4.1.5.6 и 4.1.5.7 и на графике на рис. 4.1.5.8 а. На ЕТР, как для 50-километровых квадратов, так и для субъектов РФ, между этими двумя показателями выявляется почти однозначная корреляция ($R^2=0,999$). При этом в тех же масштабах не выявляется корреляция между объёмом предотвращённой эрозии и такими важнейшими показателями состояния экосистем, как доля площади леса и доля площади трансформированных экосистем (второй показатель, фактически, отражает степень распаханности, см. раздел 3.1.1) на той или иной территории.

Если спуститься на более детальный уровень оценки, то эта корреляция становится далеко не столь прямолинейной (рис. 4.1.5.8 б). Это говорит о том, что на этом масштабе модель оказывается более чувствительной к различным факторам, влияющим на эрозионные процессы. Как было сказано выше, при моделировании эрозии в масштабах ЕТР и ЦФО нами были использованы разные исходные данные и методы подсчёта показателей эрозии. Для масштаба ЦФО они были более детальны (например, учёт мозаики типов растительности и землепользования, данные о степени распаханности). Результатом чего, очевидно, стало более адекватное отражение реальных процессов в этом масштабе оценки.

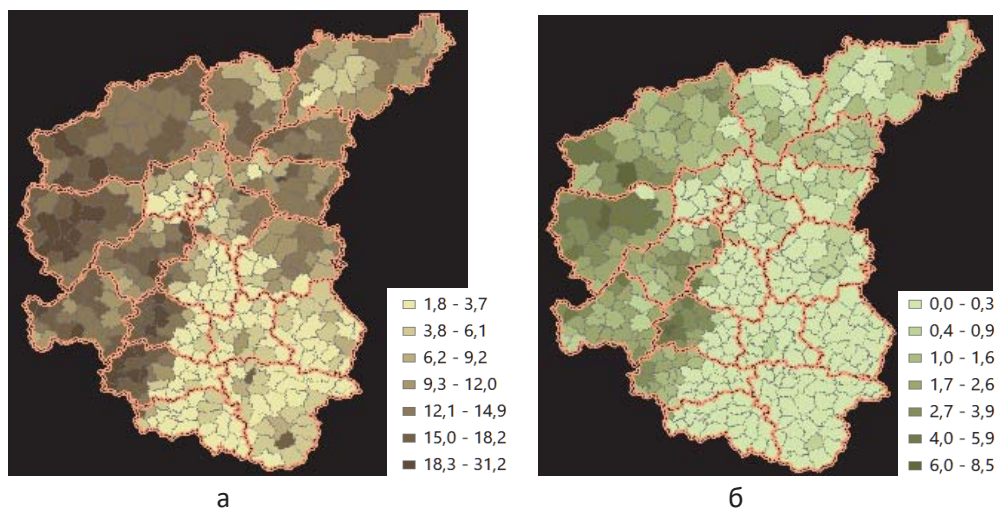


Рисунок 4.1.5.5. Оценка показателей эрозии для районов ЦФО:
а) потенциальная эрозия, т/га; б) предотвращённая эрозия, т/га

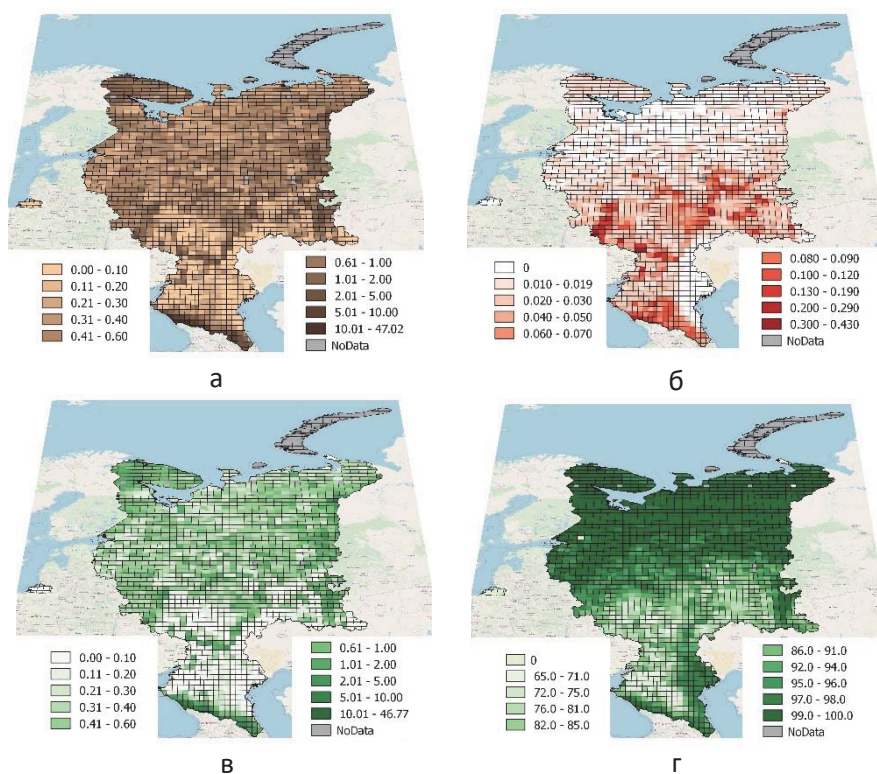


Рисунок 4.1.5.6. Оценки показателей эрозии для 50-км квадратов в пределах ЕТР: а) потенциальная эрозия, т/га; б) текущая эрозия, т/га; в) предотвращённая эрозия, т/га; г) доля потенциальной эрозии, предотвращённая экосистемами, %

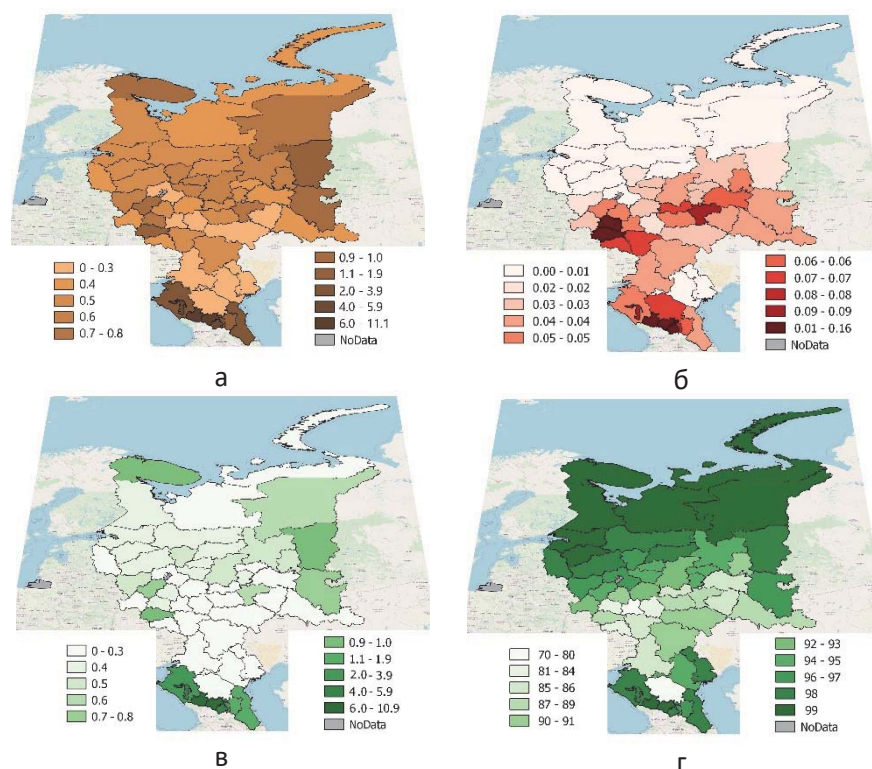


Рисунок 4.1.5.7. Оценка показателей эрозии для субъектов РФ в пределах ЕТР: а) потенциальная эрозия, т/га; б) текущая эрозия, т/га; в) предотвращённая эрозия, т/га; г) доля потенциальной эрозии, предотвращённая экосистемами, %

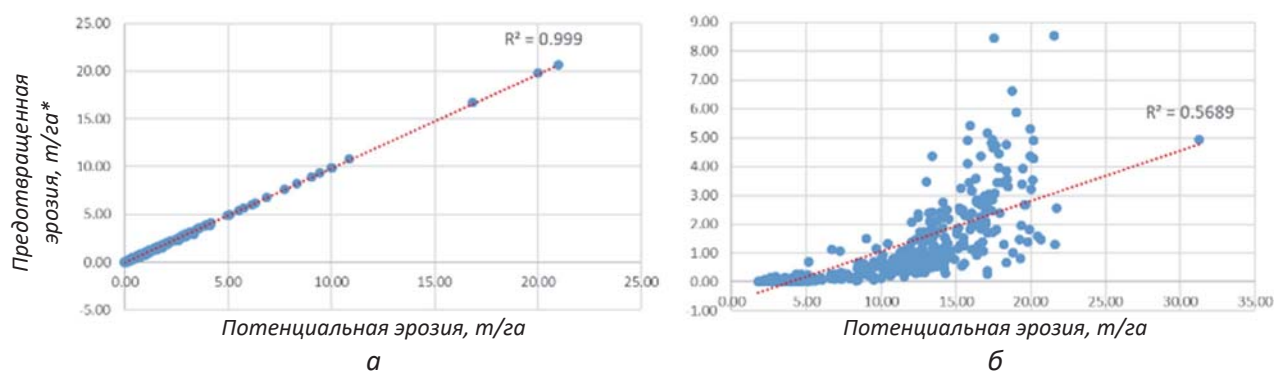


Рисунок 4.1.5.8. Зависимость между объёмами предотвращённой и потенциальной эрозии: а) для 50-км квадратов в пределах ЕТР (в анализ не включены слишком малые по площади пограничные квадраты, которые отображаются на картах, поэтому максимальное значение на графике не соответствует максимальному значению в легенде соответствующей карты); б) для административных районов ЦФО

Несмотря на все ограничения возможностей оценки показателей эрозии на уровне ЕТР, тут могут быть получены полезные результаты. Так, использование относительных индикаторов вместо абсолютных позволяет в большей степени учесть реальные факторы, влияющие на экосистемную услугу предотвращения эрозии. Вместо показателя объёма предотвращённой эрозии (т/га) можно использовать показатель доли потенциальной эрозии, которая предотвращена за счёт природной растительности, то есть – на сколько процентов снижается потенциальная эрозия благодаря функционированию экосистем. В отличие от показателя объёма предотвращённой эрозии, относительный показатель реагирует на степень трансформированности территории (т. е. фактически на степень распаханности) и на долю площади лесов. Для 50-километровых квадратов выявляется существенная негативная

корреляция между долей потенциальной эрозии, предотвращённой экосистемами, и степенью трансформированности территории (рис. 4.1.5.9 а) и заметная положительная корреляция с долей площади леса (рис. 4.1.5.9 б). Для субъектов РФ в пределах ЕТР выявляются аналогичные корреляции.



Рисунок 4.1.5.9. Зависимость между долей потенциальной эрозии, предотвращённой экосистемами и показателями состояния экосистем для 50-км квадратов в пределах ЕТР: а) корреляция с показателем степени трансформированности территории; б) корреляция с долей площади леса в квадрате

Следует подчеркнуть, что при существующей практике оценки значение показателя предотвращённой эрозии зависит от реальной распаханности территории. Этот подход преуменьшает почвозащитную роль лесов в «несельскохозяйственных» регионах, так как сельское хозяйство – отнюдь не единственная причина, приводящая к эрозионным процессам. Вырубка старовозрастных таёжных лесов, в особенности на лёгких супесчаных почвах, в том числе и на осушенных торфяниках, может приводить к быстрому, почти катастрофическому развитию различных форм техногенной эрозии (как линейной – по колеям оставляемым колёсными машинами и гусеничными бульдозерами, так и плоскостной – на склонах делянок) с последующей перегрузкой техногенным аллювием водоприёмников и деградацией целых речных систем.

Возможности уточнения оценки

Корректность расчёта значений предотвращённой эрозии напрямую связана с масштабом оценки и возможностью максимально корректного учёта включённых в эти расчёты факторов. Ниже коротко рассмотрены основные возможности дальнейшего уточнения получаемых оценок.

1. Хотя экосистемные услуги зачастую подсчитываются в пределах административно-территориальных единиц (что позволяет выделить регионы-доноры и регионы-потребители услуг), для такой регулирующий услуги, как предотвращение эрозии, единственной корректной единицей оценки являются речные бассейны. В границах водосборов от водораздела к днищу долины происходит закономерная трансформация склонового поверхностного стока, что непосредственно отражается в интенсивности эрозии (Revised..., 2013). В настоящее время заканчивается картографирование речных бассейнов 3-го порядка (по классификации Стралера-Философова) для территории РФ, выполняемое ГИС-лабораторией Казанского Федерального Университета. В числе параметров этой базы данных содержится и показатель потенциальной эрозии в пределах водосборов (Ermolaev et al., 2017).

2. Серьёзная проблема корректности расчёта связана с отсутствием точных данных по актуальным контурам сельскохозяйственных угодий. Карты OSM (Open Street Maps) с объектами “farmland” в слое «землепользование» разных субъектов РФ плохо сравнимы между собой ввиду разной полноты и качества оцифрованных данных (высоким качеством данных отличается, например, Смоленская область, где все поля оцифровал практически один волонтер – известный ГИС-мастер И.М. Бавшин). Окончательная оцифровка, типология (по типам культур и характеру севооборотов) и корректировка состояния (многие поля находятся на разных стадиях зарастания), осуществляемая в настоящее время по заказу Минсельхоза РФ, безусловно предоставит в руки исследователей новые данные, поскольку позволит точнее рассчитывать LS-фактор и C-фактор за счёт более точного учёта реального землепользования.

3. Для расчёта К-фактора эродированности почв необходимо обеспечить доступ к имеющимся почвенным картам областей РФ, выполнявшимся (в зависимости от размера региона) в масштабах 1:200000 и 1:300000.

4. Корректность расчёта LS-фактора рельефа связана с двумя обстоятельствами. Первое – точность цифровой модели рельефа («digital elevation model», DEM), положенной с основу расчёта. Все высокодетальные DEM, находящиеся сегодня в свободном доступе (с точностью свыше 30 м на пиксель) являются цифровыми моделями «местности» вместе со всеми объектами, которые находятся на её поверхности. Естественно, лучшие результаты могут быть получены на основе так называемых «digital terrestrial model» (DTM), т. е. свободных от растительности и искусственных объектов. Однако такие модели распространяются на коммерческой основе (стоимость порядка 10–11 евро за км²).

Второе обстоятельство заключается в необходимости и возможности учитывать в разных масштабах разный набор факторов. Существующий способ расчёта LS-фактора так или иначе сводится к оценке длины и крутизны склона. Очевидно, что разделение склонов на рассеивающие и концентрирующие (с различной плановой и профильной кривизной) – первый шаг к реализации более точных моделей. Следующий шаг – расчёт «топографического» LS-фактора в границах элементарных водосборов, поскольку в устьевой точке таких элементов энергия эрозии, по сути, переходит в «русловой» процесс. В этой связи исследователями предлагаются всё новые алгоритмы [9], реализуемые в геоинформационных системах. В свободной (некоммерческой) ГИС SAGA О. Конрадом предложен соответствующий инструмент «LS-Factor».

Кроме того, для территории РФ представляется важным учитывать экспозицию, которая также существенно влияет на протекание эрозионных процессов в период весеннего снеготаяния (Буряк, 2014).

5. Дальнейшая корректировка модели может быть также осуществлена за счёт включения в расчёт большего числа индикаторов, в частности, следующих: потерь содержания гумуса в процентах от первоначального, степени смытости почвенных горизонтов А-В и гумусового горизонта, площади эродированных почв и овражной расчленённости. Данный подход в сочетании с другими расчётами представляет возможности последующей монетизации данного вида экосистемных услуг.

6. Для обширной территории РФ актуальными являются процедуры районирования, которые базируются на интенсивности склоновой эрозии в пределах освоенных речных бассейнов и выделяют неопасные (интенсивность смыва менее 2,5 т/га/год), слабоопасные (2,5–10 т/га/год), среднеопасные (10–15 т/га/год), сильно- (15–50 т/га/год) и чрезвычайно опасные (более 50 т/га/год) земли (Куксина, Алексеевский, 2016). Продолжаются работы по районированию отдельных крупных регионов страны, которые позволяют корректировать значения переменных формулы Уишмеера–Смита.

4.1.6. Опыление

Опыление как экосистемная услуга определяется как обеспечение урожайности культурных растений животными-опылителями (Vallecillo et al., 2018). На ЕТР эту услугу могут оказывать только насекомые. Среди культурных растений, выращиваемых на ЕТР, многие относятся к насекомоопыляемым (энтомофильным). Помимо плодовых деревьев, к ним относятся многие масличные культуры, овощные, бахчевые, бобовые. Для получения от них плодов необходимо опыление насекомыми: помимо специально разводимых медоносных пчёл и шмелей, его осуществляют и дикие насекомые из природных экосистем.

Оценка экосистемной услуги опыления должна учитывать разнородность задействованных биологических объектов – как растений, так и животных.

С одной стороны, разные насекомоопыляемые культуры в разной степени зависят от насекомых-опылителей, так как многие из них могут давать часть урожая за счёт самоопыления. Данные о том, насколько урожайность при перекрёстном опылении выше, имеются далеко не для всех культур, выращиваемых в России. Более того, потребности в опылителях могут различаться не только между видами, но даже между разными сортами и зависеть от применяемой агротехники (Лопатин и др., 2008). Подобные данные для территории России в настоящее время отсутствуют, поэтому при оценке необходимого объёма услуги мы пока не учитывали этот показатель.

С другой стороны, опылять растения могут многие виды насекомых из нескольких отрядов – при этом все они различаются по эффективности переноса пыльцы. Существующие методики основаны

прежде всего на оценке активности пчёл (надсемейство Apoideae отряда Перепончатокрылые). Действительно, эти насекомые традиционно считаются наиболее эффективными опылителями. Именно представителей этого надсемейства – медоносных пчёл (*Apis mellifera*) и шмелей (*Bombus* spp.) чаще всего используют для дополнительного опыления сельскохозяйственных культур, в том числе на коммерческой основе. Однако даже внутри надсемейства Пчелиные есть разные экологические группы, и иногда именно это функциональное разнообразие оказывается важнее для оценки опыления, чем видовое богатство (Blitzer et al., 2016). При этом даже у медоносных пчёл и шмелей, филогенетически довольно близких, может отличаться, например, зависимость их активности от температуры (Nielsen et al., 2017). Однако в опылении участвуют и многие другие насекомые, и их роль в последнее время признается всё более значимой (Rader et al., 2016). Прежде всего это мухи-журчалки (Syrphidae). Впрочем, возможно, двукрылые из других семейств ещё более важны для опыления культурных растений (Orford et al., 2018). В настоящее время, в связи с «глобальным спадом опыления», эти насекомые рассматриваются как альтернатива пчёлам в опылении культурных растений. Более того, есть данные о том, что дикие опылители увеличивают урожайность, независимо от обилия медоносных пчёл (Garibaldi et al., 2013). При этом опубликованные результаты противоречивы: в одних исследованиях утверждается, что «не-пчёлы» смогут заменить пчёл, а в других – что нет. Число исследований, посвящённых оценке экосистемной услуги опыления, в приложении к этим насекомым существенно меньше – и в основном они посвящены именно вопросу о заменимости пчёл.

Для адекватной оценки экосистемной услуги необходимо исследовать обилие насекомых в конкретных местообитаниях, а также зависимость их активности от абиотических (прежде всего – погодных) условий. При этом большинство работ, особенно в России, оценивает не обилие, а видовое богатство (число видов), как это принято в фаунистических работах. Как редкое исключение можно выделить работу Е.В. Ченикаловой (2005) по пчёлам Центрального Предкавказья, специально посвящённую опылению сельскохозяйственных культур, или классическую работу Д.В. Панфилова (1968), посвящённую географической изменчивости относительного обилия разных групп пчелиных на территории Евразии.

Отсутствие данных по обилию насекомых не позволяет полноценно использовать и имеющиеся наработки по потребностям отдельных культур в опылителях, полученных с использованием искусственно разводимых насекомых (Лопатин и др., 2008; Девятов и др., 2013).

Наиболее подробно методики оценки экосистемной услуги опыления в географически близких регионах разработаны в Европе (Maes et al., 2012; Vallecillo et al., 2018). Предоставленный объём оценивается на основе экспертных мнений об обилии пчёл в разных типах биотопов, дальности их полёта и на учёте климатических данных о числе дней с определённой температурой. Однако в этих методиках нет данных по многим типам экосистем, имеющимся на территории Европейской части России. Возможность переноса полученных в Западной Европе результатов на те же природные зоны и экосистемы России также требует отдельного изучения. Кроме того, при оценке предоставленного объёма в них оценивается общее количество пчёл на территории, в том числе вдали от сельскохозяйственных земель. Но важно учесть, что чтобы использовать всех этих опылителей, надо поместить рядом с ними культурные растения – то есть частично уничтожить эти экосистемы! В связи с этим в нашей методике учитываются только природные экосистемы, прилегающие к существующим сельскохозяйственным землям. Необходимый объём в приведённых отчётах рассчитан, исходя из площадей, занятых под основные насекомоопыляемые культуры и оценки их зависимости от опылителей. Однако эти данные есть далеко не для всех таких культур и получены лишь для отдельных регионов. Надо сказать, что в итоге европейские методики тоже оценивают экосистемную услугу в довольно грубой балльной шкале, признавая, что получить данные для точной количественной оценки нереалистично (Vallecio et al., 2018).

В настоящем проекте услуга опыления была оценена по трём показателям: объёму, предоставленному природными экосистемами (для 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР), объёму, который необходим для сельского хозяйства и степени удовлетворения необходимости в услуге (для субъектов РФ в пределах ЕТР).

Предоставленный объём услуги (потенциал опыления) оценён следующим образом. По карте растительности России была вычислена площадь разных типов природных экосистем в полосе шириной

920 м (4 пикселя) от пахотных земель и во всех мелких кусочках внутри полей для территориальных единиц оценки. Далее эта площадь была умножена на коэффициенты, характеризующие обилие пчёл в этих экосистемах: для всех типов лесов – 0,3; для лугов – 0,7; для степей – 1; для тундр – 0,2; для прибрежной растительности – 0,5; для болот и не покрытых растительностью – 0. Полученные величины были умножены на долю дней в году с дневной температурой выше 10°C по данным Интерактивного агроатласа (Афонин и др., 2006) и затем разделены на площадь единицы оценки. Полученные оценки потенциала опыления приведены в таблице 4.1.6.1 и на рис. 4.1.6.1.

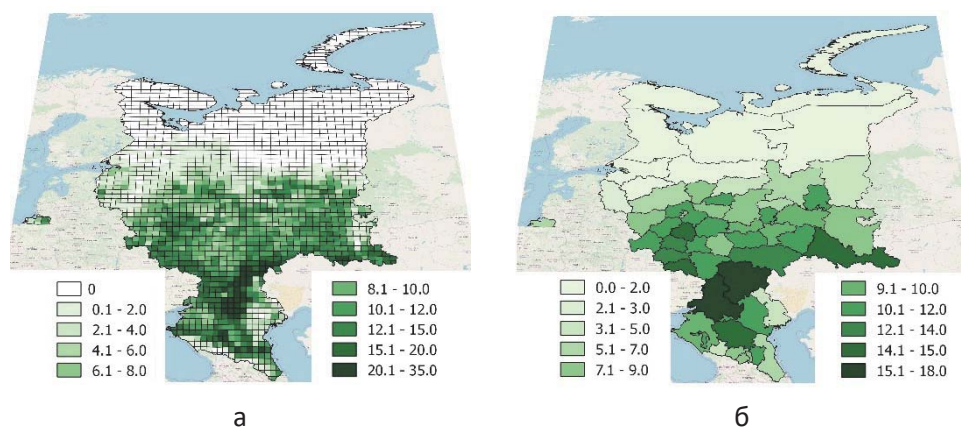


Рисунок 4.1.6.1. Индекс опыления, рассчитанный для 50-км квадратов (а) и субъектов РФ в пределах ЕТР (б)

Потенциал опыления имеет заметную величину в лесостепном и степном экорегионах и максимален в степных регионах (Волгоградская и Ростовская области).

В дальнейшем оценки потенциала опыления должны быть уточнены за счёт учёта соотношения размеров сельскохозяйственных полей и дальности полёта природных опылителей внутрь поля. В последнем европейском докладе об услуге опыления (Vallecio et al., 2018) указывается, что на расстоянии 1500 м от кромки природных экосистем можно ожидать 50 % падения численности опылителей, на расстоянии 5 км падение составляет уже около 90 %. На ЕТР крупнейшие поля находятся в Краснодарском, Ставропольском краях и на юге Ростовской области. В этих регионах некоторые поля имеют расстояние от кромки до центра около 5 км (рис. 4.1.6.2), поэтому полученные нами оценки потенциала опыления при уточнении могут быть снижены. На остальной территории поля существенно меньше и таких крупных размеров достигают в единичных случаях.

Необходимый объём услуги оценён по данным Федеральной службы государственной статистики за 2016 г. о площади насекомоопыляемых культур в субъектах РФ (Итоги..., 2018 а). Учтена площадь следующих культур: плодово-ягодные, бахчевые, гречиха, хлопок, кабачки, тыква, помидоры, огурцы, зелёный горошек, кориандр, сафлор, подсолнечник, рыжик, рапс, прочие масличные, горчица, соя, фасоль, нут, чечевица, бобы кормовые, вика, люпин, горох. Суммарная площадь насекомоопыляемых культур и доля их площади от площади субъекта показаны на рис. 4.1.6.3. Последний показатель использован как индекс необходимого объёма услуг.

Оценка степени удовлетворения необходимости в услуге опыления проведена через соотношение балльных оценок предоставленного (потенциал опыления) и необходимого объёмов. Полученные оценки предоставленного объёма (потенциал опыления) и необходимого (доля площади насекомоопыляемых культур от площади региона) объёмов были переведены в 4-балльные оценки (1 балл – низкий объём, 2 – сниженный, 3 – повышенный, 4 – высокий) путём деления всех значений на четыре равных по числу значений группы, т. е. 25 % минимальных значений попадают в группу с минимальным баллом 1 и т. д. (рис. 4.1.6.4). Степень удовлетворения потребности в услуге была оценена на основе сопоставления баллов предоставленной и необходимой услуги в соответствии с таблицей 4.1.6.2. Результат показан на рис. 4.1.6.5.

Таблица 4.1.6.1. Показатели предоставленного и необходимого объема услуги опыления в субъектах РФ в пределах ЕТР

Субъект РФ	Предоставленный объем – индекс потенциала опыления	Необходимый объем – доля площади энтомофильных культур от площади региона, %
Архангельская область	0.1	0.0
Астраханская область	5.0	0.4
Белгородская область	14.6	14.9
Брянская область	10.9	2.5
Владимирская область	8.0	0.7
Волгоградская область	17.3	8.1
Вологодская область	1.7	0.1
Воронежская область	11.5	12.3
Ивановская область	10.5	0.3
Ингушская Республика	8.9	2.8
Кабардино-Балкарская Республика	7.7	4.4
Калининградская область	5.8	3.7
Калужская область	11.4	0.6
Карачаево-Черкесская Республика	3.6	0.8
Кировская область	5.7	0.3
Костромская область	4.5	0.0
Краснодарский край	9.1	10.0
Курская область	13.9	14.3
Ленинградская область	1.3	0.1
Липецкая область	10.3	15.1
Московская область	10.6	1.4
Мурманская область	0.0	0.0
Ненецкий АО	0.0	0.0
Нижегородская область	8.2	1.3
Новгородская область	1.6	0.1
Оренбургская область	14.3	8.9
Орловская область	13.7	14.6
Пензенская область	10.5	9.2
Пермский край	3.3	0.1
Псковская область	2.9	0.1
Республика Адыгея	11.0	9.2
Республика Башкортостан	8.4	3.3
Республика Дагестан	7.0	1.2
Республика Калмыкия	10.3	0.2
Республика Карелия	0.1	0.0
Республика Коми	0.0	0.0
Республика Марий Эл	6.3	1.0
Республика Мордовия	9.7	2.9
Республика Северная Осетия-Алания	8.3	2.6
Республика Татарстан	9.3	5.2
Ростовская область	16.2	9.7
Рязанская область	10.8	4.8
Самарская область	10.9	14.5
Саратовская область	13.3	15.1
Смоленская область	7.5	0.6
Ставропольский край	14.9	9.4
Тамбовская область	8.2	16.2
Тверская область	5.2	0.1
Тульская область	14.2	8.1
Удмуртская Республика	10.1	0.6
Ульяновская область	9.5	7.4
Чеченская Республика	10.8	3.2
Чувашская Республика	11.2	1.7
Ярославская область	8.0	0.2

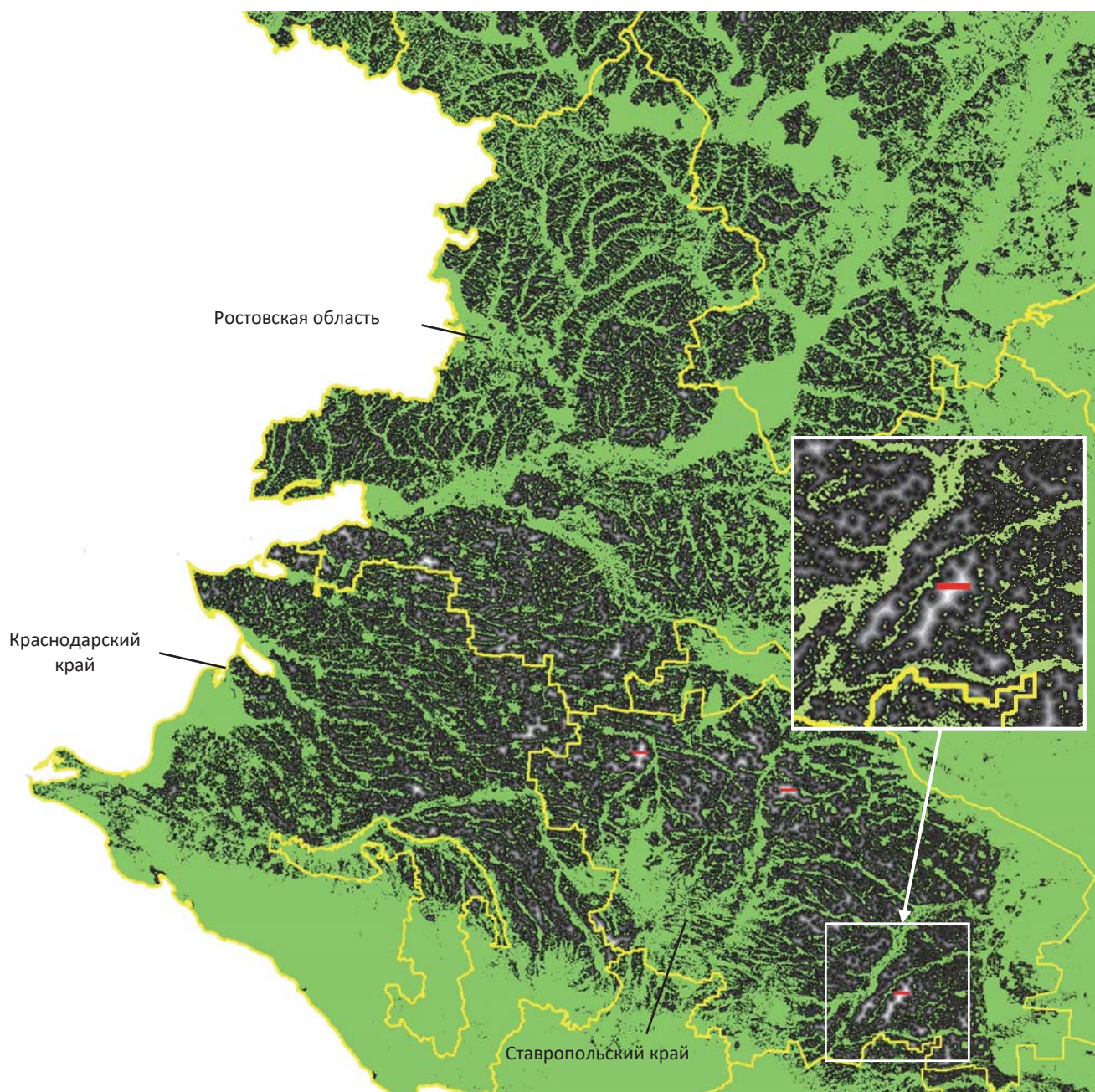


Рисунок 4.1.6.2. Фрагмент карты с оценкой размера полей. Зелёным отмечена вся растительность, кроме пашни. Цвета от черного до белого показывают удалённость от края поля – чем светлее, тем дальше, белым цвет становится на удалении 5 км. Красные отрезки соответствуют расстоянию 10 км

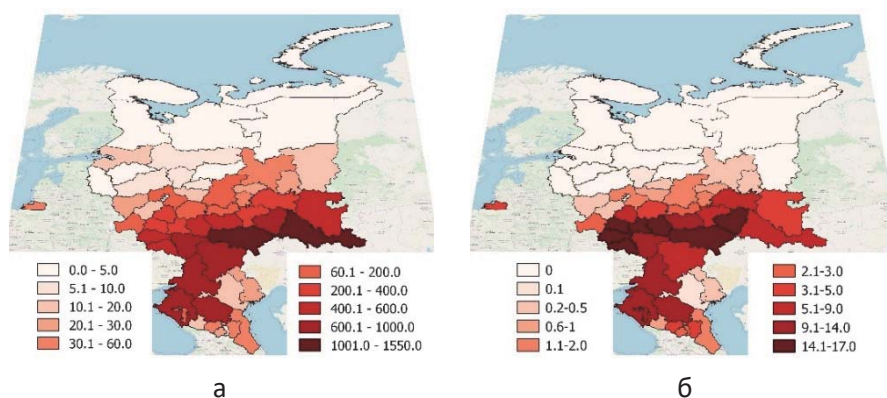


Рисунок 4.1.6.3. Площадь энтомофильных культур в субъектах РФ в пределах ЕТР:
а) площадь, тыс. га; б) доля площади энтомофильных культур от всей площади региона, %

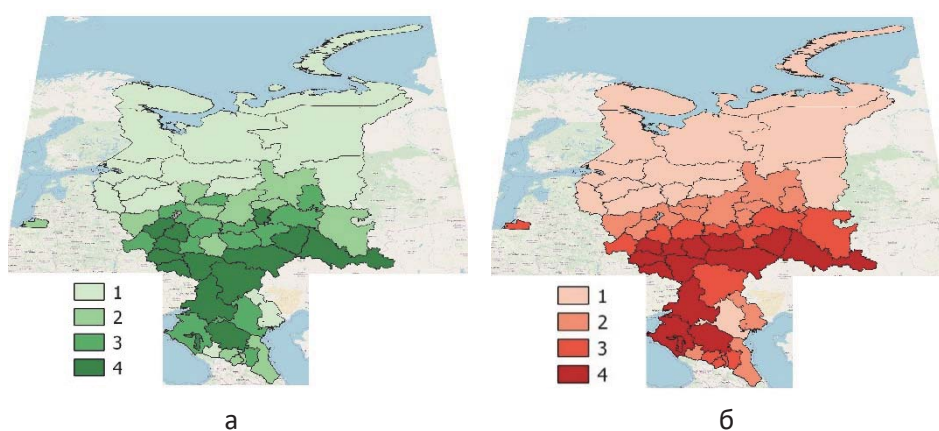


Рисунок 4.1.6.4. Балльные оценки предоставленного (а) и необходимого (б) объёмов экосистемной услуги опыления

Уже визуальное сопоставление карт для предоставленного и необходимого объёма услуги опыления показывает общую тенденцию к их увеличению с севера на юг. Этот результат ожидаем, поскольку в этом же направлении климат становится теплее, в связи с чем растёт разнообразие цветущих растений, необходимых для поддержания опылителей, а также увеличиваются посевные площади, в том числе и насекомоопыляемых культур. Область низкого уровня как потребности в опылении, так и предоставленного объёма заканчивается примерно на 55 градуса северной широты.

Карта необходимого объёма более чётко делится на широтные зоны, чем карта предоставленного объёма – область высоких значений начинается примерно с 52 градуса северной широты, т. е. с Черноземья. Снова снижаются потребности (как и предоставленный объём, хотя тут географическая привязка менее точна) у побережья Каспийского моря. По-видимому, последнее обусловлено, прежде всего, более аридными условиями в этом регионе.

Таблица 4.1.6.2. Оценка степени удовлетворения необходимости в экосистемной услуге опыления на основании балльных оценок предоставленного и необходимого объёмов

Необходимый / Предоставленный	1 – Низкий	2 – Сниженный	3 – Повышенный	4 – Высокий
1 – Низкий	Достаточный (0)	Недостаточный (-1)	Недостаточный (-1)	Крайняя нехватка (-2)
2 – Сниженный	Избыточный (1)	Достаточный (0)	Недостаточный (-1)	Недостаточный (-1)
3 – Повышенный	Избыточный (1)	Избыточный (1)	Достаточный (0)	Недостаточный (-1)
4 – Высокий	Высокий избыток (2)	Избыточный (1)	Избыточный (1)	Достаточный (0)

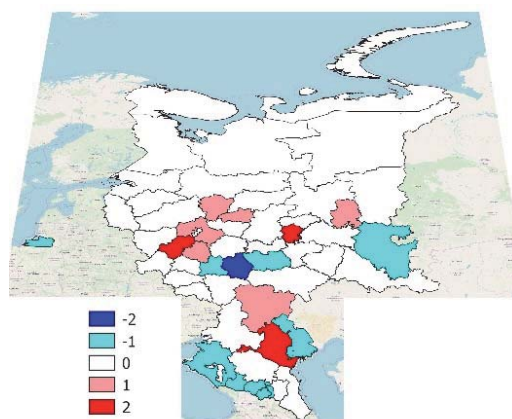


Рисунок 4.1.6.5. Балльная оценка степени удовлетворения необходимости в экосистемной услуге опыления

На карте степени удовлетворения необходимости в услуге опыления видно, что в большинстве субъектов РФ на ЕТР объём услуги оказывается достаточным или даже избыточным (белый, розовый и красный цвета на рис. 4.1.6.5). Крайняя нехватка ЭУ опыления проявляется только в одном регионе – Тамбовской области, недостаточный уровень – в десяти (в основном, на Северном Кавказе), избыточный – в шести (в основном, в Центральной России), а высокий избыток наблюдается в трёх субъектах РФ (Калужская область, Калмыкия и Чувашия). Крайняя нехватка опыления в Тамбовской области может объясняться самым большим показателем необходимого объёма услуги и относительно небольшим потенциалом опыления (табл. 4.1.6.1). Последнее, вероятно, определяется самой высокой степенью распаханности области (56 %) среди регионов ЕТР, наряду со Ставропольским краем. Учёт фактора дальности полёта опылителей вглубь полей (см. выше) может ещё сильнее снизить потенциал Тамбовской области, так как в ней имеются крупные поля. Высокий избыток услуги в Чувашии можно объяснить высоким предоставленным объёмом, в то время как высокий избыток в Калмыкии – низким необходимым объёмом, а высокий избыток в Калужской области появляется из-за того, что она оказывается на границе регионов со сниженным необходимым объёмом и высоким предоставленным.

Анализ случаев несоответствия предоставленного и необходимого объёмов услуги позволяет предположить, что причина её нехватки или избытка чаще всего кроется именно в нехватке или избытке предоставленного объёма. Различия необходимого объёма услуги между регионами при этом менее важны. Учитывая широтную зональность, это предположение можно проинтерпретировать как указание на то, что как избыток, так и недостаток предоставленного объёма услуги опыления связан прежде всего с разной степенью сохранности малонарушенных биогеоценозов, поддерживающих опылителей и, возможно, недоучётом этого фактора при распределении посевных площадей.

В целом же можно сказать, что в изученном масштабе экосистемная услуга опыления на ЕТР используется достаточно эффективно.

Факторы, угрожающие предоставлению экосистемной услуги опыления

В настоящее время опыление как экосистемная услуга испытывает негативное влияние глобального спада активности опылителей. Причины его до конца не ясны и требуют дальнейшего изучения (Vanbergen et al., 2013), но среди основных предполагают фрагментацию и деградацию местообитаний, а также использование пестицидов. Что касается первого фактора, то тенденция снижения потенциала опыления в наиболее распаханых регионах ЕТР показывает, что эту угрозу следует учитывать в южных регионах России. Пестициды одинаково негативно воздействуют не только на насекомых-вредителей, но и на насекомых-опылителей. Кроме того, сокращение площади доступных местообитаний и ресурсов в них (прежде всего – диких энтомофильных растений) вызывает стойкое сокращение численности и разнообразия насекомых. Так как большинство эффективных опылителей являются насекомыми с полным превращением, для поддержания их популяций нужны микроместообитания, подходящие для жизни не только имаго, но и личинок – при этом часто экологические требования этой фазы жизненного цикла оказываются слабо изученными.

Для более эффективного использования диких опылителей, помимо площади природных биотопов, необходимо учитывать также их пространственное расположение, и геометрическую форму, так как насекомые редко перелетают в поисках пищи на расстояние, превышающее один километр (Maes et al., 2012). Поэтому рекомендуется, чтобы вдоль земель, занятых насекомопопываемыми сельскохозяйственными культурами, шли протяжённые участки природных местообитаний или, по крайней мере, участки с дополнительно посаженными дикими цветковыми растениями (Blaauw, Isaacs, 2014; Ченикалова, 2005).

Рекомендации для дальнейшего уточнения оценки экосистемной услуги опыления

Представляется, что наиболее точно в нашей методике оценён предоставленный объём. Имеющиеся данные позволяют рассчитать его не только на уровне субъектов РФ, но и в более мелком масштабе. Впрочем, имеет смысл уточнить данные по обилию пчёл (и других опылителей, хотя это ещё более трудоёмкая задача) в разных типах экосистем, а также оценить их активность в зависимости от погодных условий. Стоит учесть, что старые данные (возрастом более нескольких десятков лет), скорее всего, уже нерелевантны, так как не отражают современную ситуацию с популяциями опылителей, на которые могли повлиять изменения климата, фрагментация местообитаний и использование пестицидов. Кроме того, следует дополнить оценку предоставленного объёма, включив в неё фактор дальности полёта опылителей вглубь полей.

Более точная оценка необходимого объёма должна учитывать, прежде всего, разную зависимость культур от опылителей. Как уже было отмечено, многие растения могут завязывать плоды с помощью самоопыления – при этом конечная продукция обычно бывает ниже, чем при перекрёстном опылении, и можно оценить зависимость урожайности от опылителей. Перенос результатов, полученных в других географических условиях (включая особенности ведения сельского хозяйства), на ЕТР может быть неадекватным, поэтому желательно провести дополнительные исследования по сравнению влияния самоопыления, реального опыления и искусственного перекрёстного опыления на урожайность сельскохозяйственных культур в нескольких климатических зонах хотя бы для основных насекомопопываемых культур и используемых сортов.

Также для более точной оценки необходимого объёма экосистемной услуги опыления следует также учесть использование искусственно разводимых пчёл и шмелей (гораздо реже – других насекомых), которые могут в некоторых регионах покрывать существенную часть потребности культурных растений в опылителях.

Наконец, оценку используемого объёма можно улучшить, получив данные о том, как именно расположены на территории субъекта РФ земли, занимаемые насекомопопываемыми культурами – насколько они удалены от ближайших природных экосистем и есть ли на них дополнительные участки, поддерживающие популяции опылителей.

Стоит отметить, что даже улучшенная на основе этих рекомендаций оценка в ближайшие годы, скорее всего, останется балльной, так как точная оценка обилия опылителей и потребности в них, с учётом всех местных особенностей, крайне трудоёмка.

4.1.7. Создание природных условий для воскресного отдыха людей

В проекте ТЕЕВ-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016) для оценки предоставленного объёма данной экосистемной услуги использовалась балльная оценка на основе совокупного учёта комфортности природных условий и техногенной нарушенности природной среды. На данном этапе исследования предпринята попытка рассчитать объём данной услуги в количественных показателях через примерные нормы рекреационной ёмкости различных типов земельного покрова.

Предоставленный объём услуги рассчитан как предельно допустимое число людей, которые могут посетить пригородные зоны для кратковременной рекреации с целью прогулок, сбора грибов и ягод, устройства временных стоянок и др. в течение выходных дней (суббота и воскресенье) за год. В качестве потенциальной зоны отдыха выходного дня взята площадь, прилегающих к городу пригородных зон. Её размер пропорционален численности населения в городах (Лаппо, 1997): более 1 млн человек – 50 км; 0,5–1 млн – 30 км; 0,1–0,5 млн – 25 км. Очевидно, что эти размеры являются примерными и обобщёнными и могут быть использованы лишь для предварительных пилотных исследований,

каковой и является настоящая оценка. В нашей оценке учтены пригородные зоны вокруг городов ЕТР с численностью населения более 100 тысяч человек (рис. 4.1.3.1).

Для территориальных единиц оценки (50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР) по карте растительности России (Барталев и др., 2011) была рассчитана площадь, занятая различными типами экосистем в пределах пригородных зон. Эти значения составили суммарную площадь экосистем в пределах 50-км квадратов либо субъектов РФ, которая может быть использована для отдыха выходного дня. Всего на ЕТР принятые нами пригородные зоны для рекреации выходного дня включают более 10 млн га лесов разного типа и около 14 млн га лугов. На основании этих значений была рассчитана предельно допустимая единовременная рекреационная нагрузка на природные комплексы в пределах территориальных единиц оценки.

Единственная утверждённая в Российской Федерации на государственном уровне методика расчёта рекреационных нагрузок на природные комплексы вне городских условий (Временная методика..., 1987) принимает во внимание два условия: виды рекреации (экскурсии, туризм плановый, туризм самодеятельный, массового повседневного отдыха) и тип лесных или луговых сообществ (фактически тип напочвенного покрова природных комплексов). При преобладании того или иного вида отдыха в одинаковых природных условиях степень проявления рекреационного воздействия зависит от концентрации отдыхающих на единице площади. Для наших целей были использованы показатели для массового повседневного отдыха (минимальные из имеющихся нормативов) для обобщённых типов экосистем, площадь которых была определена по карте растительности России (табл. 4.1.7.1). Авторы нормативов указывают, что данные нормы нагрузок могут корректироваться в зависимости от возраста насаждений, протяжённости дорог и троп, степени атмосферного загрязнения и других факторов. Эти дополнительные факторы при оценке предоставленного объёма экосистемной услуги нами не учитывались.

Умножение допустимых единовременных нагрузок (табл. 4.1.7.1) на площадь соответствующих типов экосистем в пределах 50-км квадратов либо субъектов РФ даёт показатель единовременной допустимой нагрузки в квадратах и субъектах РФ. В соответствии с использованной нами Временной методикой (1987), допустимая нагрузка для рекреации, которая осуществляется в определённый период времени, вычисляется как произведение допустимой единовременной нагрузки на долю времени, когда осуществляется эта рекреация. Для рекреации выходного дня эта доля времени равна $7/2$ (по количеству выходных дней в неделе). Таким образом, произведение единовременных допустимых нагрузок, вычисленных для 50-км квадратов либо субъектов РФ на коэффициент $7/2$ дало искомые величины допустимых нагрузок для выходных дней (рис. 4.1.7.1). На этом рисунке видно, что аналогично услуге очистки воздуха пригородными лесами (см. раздел 4.1.3), данная услуга «работает» только вокруг городов и её распределение по территории ЕТР представлено спорадическими пятнами на относительно малой части общей площади. Особенности таких услуг, привязанных к городам, рассмотрены в разделе 4.1.9. Среди субъектов выделяется Московский регион (Московская область вместе с Москвой), так как именно в ней площадь буферной рекреационной зоны вокруг городов максимальна (табл. 4.1.7.2; рис. 4.1.7.2 а).

Таблица 4.1.7.1. Единовременная допустимая рекреационная нагрузка для разных типов экосистем (Временная методика..., 1987, с обобщениями авторов)

Тип экосистем	Единовременная рекреационная нагрузка, чел/га
Темнохвойные леса	0,7
Светлохвойные леса	0,7
Лиственные леса	1,3
Смешанные леса с преобладанием хвойных пород	0,7
Смешанные леса с преобладанием лиственных пород	1,3
Луга	2
Степи	1,5
Болотная растительность	0,1

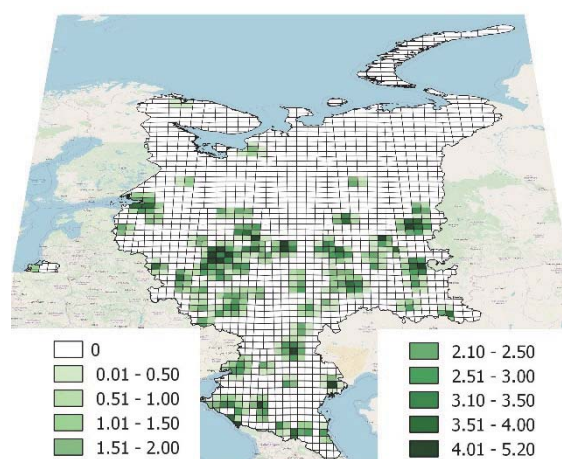


Рисунок 4.1.7.1. Предоставленный объем экосистемной услуги создания природных условий для рекреации выходного дня для 50-км квадратов в пределах ЕТР: допустимая рекреационная нагрузка для выходных дней, чел/га

Поскольку данная экосистемная услуга сосредоточена вокруг городов, её объёмы мало зависят от общей площади субъекта РФ. Поэтому анализ распределения услуги на уровне субъектов РФ мы делали на основе суммарных показателей для субъектов РФ, а не удельных показателей на единицу их площади, как для большинства других услуг. Предоставленный объем услуги равен суммарному числу людей, которые могут отдыхать в выходные дни в пригородных зонах (табл. 4.1.7.2; рис. 4.1.7.2 а).

По предоставленному объёму рекреационных услуг лидерами являются Московский регион, Пермский край и Республика Башкортостан, в которых значительная часть буферных зон городов представлена смешанными лесами с высокими нормами единовременной рекреационной нагрузки. Минимальные значения характерны для Мурманской области и Ненецкого автономного округа, а также Республики Ингушетия и Калининградской области, где невелика площадь буферных зон.

Подчеркнём, что эти и подобные им результаты можно считать лишь первой приблизительной количественной оценкой. Для более детального расчёта предоставленного объёма данной экосистемной услуги необходимо уточнение рекреационной ёмкости различных типов экосистем, которая должна быть различна для парков, лесопарков и более удалённых от города природных участков. В использованной нами методике такого разделения нет и показатели рекреационной ёмкости, полученные для городских парков и лесопарков, малопригодны для природных участков, удалённых от города. Кроме того, необходимо учитывать кадастровую принадлежность угодий. Очевидно, что в значение рассчитанного подобным образом предоставленного объёма включены и территории ведомственных лесничеств, а также территории баз и стационарных объектов отдыха, доступ в которые ограничен для рекреантов. Требуется учёта также качество рекреационных угодий и степень их обустроенности для рекреационного использования. Наконец, при расчёте никак не учтена степень фрагментированности пригородных лесных массивов. Отметим, что в большинстве субъектов Федерации доля застроенных территорий в пределах буферных зон не превышает 2 %, и лишь две территории явно выделяются по этому показателю – Москва и Санкт-Петербург (в обоих субъектах около 25 %).

Необходимый объём услуги определяется числом людей (как горожан, так и сельских жителей, проживающих в пригородных зонах), желающих провести выходные на природе. Этот показатель не оценивался, так как для его определения необходимо социологическое исследование, учитывающее специфику разных городов. Однако предварительной оценкой степени удовлетворения потребности в услуге может служить доля городского населения⁶⁰, которое потенциально может отдыхать в пригородных зонах (табл. 4.1.7.2, рис. 4.1.7.2 б).

⁶⁰ Численность городского населения в субъектах РФ взята из БД «Регионы России» ФСГС.

*Таблица 4.1.7.2. Показатели оценки экосистемной услуги создания природных условий
для рекреации выходного дня в субъектах РФ в пределах ЕТР*

<i>Субъект РФ</i>	<i>Допустимые нагрузки, чел/га/год</i>	<i>Допустимые нагрузки, млн чел/год</i>	<i>Доля городского насе- ления, которое по- тенциально может отдыхать, %</i>
Архангельская область	0.03	1.2	124
Астраханская область	0.50	2.7	394
Белгородская область	0.74	2.0	198
Брянская область	0.46	1.6	181
Владимирская область	1.36	4.0	354
Волгоградская область	0.58	6.5	329
Вологодская область	0.17	2.5	297
Воронежская область	0.57	3.0	199
Ивановская область	0.84	1.8	211
Ингушская Республика	1.36	0.5	294
Кабардино-Балкарская Республика	1.13	1.4	300
Калининградская область	0.42	0.6	78
Калужская область	1.65	4.9	638
Карачаево-Черкесская Республика	0.72	1.0	504
Кировская область	0.22	2.6	267
Костромская область	0.19	1.1	242
Краснодарский край	0.73	5.5	199
Курская область	0.60	1.8	243
Ленинградская область и С-Пб	0.68	6.1	102
Липецкая область	1.11	2.7	357
Московская область и Москва	2.24	10.9	63
Мурманская область	0.02	0.3	35
Ненецкий АО	0.00	0.0	0
Нижегородская область	0.72	5.6	213
Новгородская область	0.22	1.2	271
Оренбургская область	0.25	3.1	252
Орловская область	0.44	1.1	211
Пензенская область	0.41	1.8	194
Пермский край	0.56	9.0	454
Псковская область	0.25	1.4	288
Республика Адыгея	2.03	1.6	708
Республика Башкортостан	0.62	8.8	358
Республика Дагестан	0.26	1.3	97
Республика Калмыкия	0.25	1.7	1338
Республика Карелия	0.04	0.7	138
Республика Коми	0.03	1.3	185
Республика Марий Эл	1.02	2.4	544
Республика Мордовия	0.32	0.8	164
Республика Северная Осетия-Алания	1.22	1.0	215
Республика Татарстан	0.86	5.9	206
Ростовская область	0.43	4.3	151
Рязанская область	0.51	2.0	249
Самарская область	1.08	5.8	224
Саратовская область	0.24	2.5	132
Смоленская область	0.33	1.6	229
Ставропольский край	0.36	2.4	148
Тамбовская область	0.32	1.1	171
Тверская область	0.14	1.2	116
Тульская область	1.11	2.9	232
Удмуртская Республика	0.67	2.8	269
Ульяновская область	0.56	2.1	220
Чеченская Республика	1.18	1.9	420
Чувашская Республика	0.70	1.3	174
Ярославская область	0.78	2.8	271

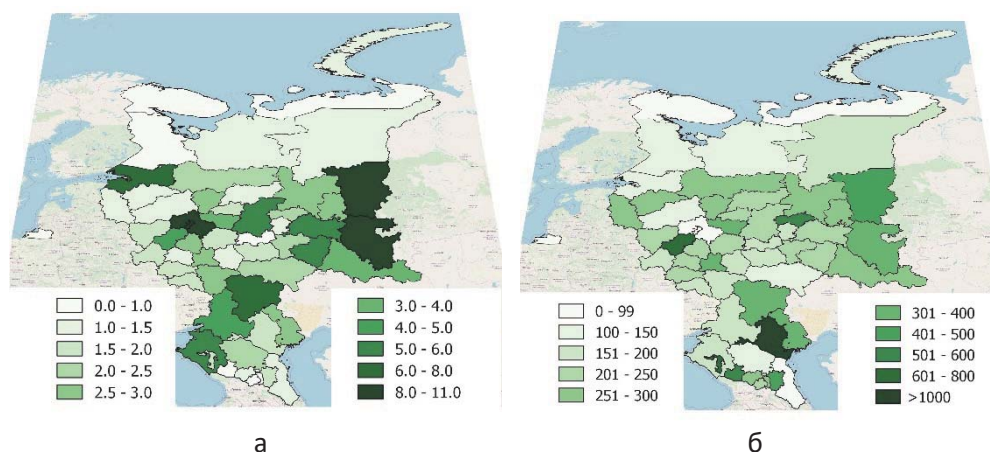


Рисунок 4.1.7.2. Экосистемная услуга создания природных условий для рекреации выходного дня в субъектах РФ в пределах ЕТР: а) предоставленный объём – число людей, которые могут отдыхать в пригородных зонах, млн чел.; б) доля городского населения, которое может отдыхать в пригородных зонах, %

Результаты, полученные нами на основании Временной методики (1987), показывают, что практически во всех субъектах РФ на ЕТР всё городское население может отдыхать в пригородных зонах. Лишь в 5 субъектах РФ (Ненецком АО, Мурманской, Московской региона, Калининградской областях и в Республике Дагестан) не всё городское население может отдыхать на природе. В большинстве же субъектов РФ в пределах ЕТР предоставленный объём услуги в 2–3 раза превышает численность городского населения.

Возможные направления совершенствования методики оценки экосистемной услуги

1. Корректировка имеющихся сегодня оценок допустимых форм и интенсивности рекреации. Имеющиеся оценки завышены и не учитывают специфику разных видов туризма, в том числе получивших развитие в последние 20 лет и наносящих существенный вред экосистемам, например, езду на квадроциклах. Необходима дифференциация рекреационной ёмкости для парков, лесопарков и удалённых от города природных участков. Высокая степень обобщения значений при отсутствии детальных данных об устойчивости экосистем завышает объём предоставляемых рекреационных услуг.
2. Введение в расчёт показателей доступности рекреационных лесов и иных типов экосистем аналогично тому, как это сделано в расчёте эстетических экосистемных услуг (см. раздел 4.1.8), что, по нашим предварительным экспертным оценкам, приведёт к сокращению объёма доступных для населения услуг в отдельных субъектах не менее, чем на три четверти.
3. Учёт реального числа (потока) пользующихся рекреационными услугами, связанного с перераспределением рекреационной нагрузки в сторону городских парков и благоустроенных территорий. Последнее предъявляет повышенные требования к благоустройству в городских лесах, но предоставляет дополнительные возможности для охраны пригородных.
4. Учёт реально используемых (за вычетом дачных участков, закрытых рекреационных угодий и пр.) рекреационных лесов и иных типов экосистем.

4.1.8. Эстетическое значение экосистем

Культурные (информационные) услуги – едва ли не самая сложная для оценки категория экосистемных услуг (Costanza et al., 2011), что определяется уже самим представлением о них как о нематериальных благах для людей, которые обеспечиваются экосистемами (Verschuuren, 2006; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Количественная оценка влияния берёзовой рощи на регулирование стока или предотвращение эрозии понятна, но как оценить вклад этой рощи в красоту местности или значимость для локального сообщества, тем более в случае, если роща считается сакральным, «святым» местом? Основная часть теоретических подходов и прикладных методов разрабатывалась в рамках

социологических, психологических и эстетических подходов, не предполагавших количественную, а тем более монетарную оценку (Stephenson, 2008; Daniel et al., 2012; Chan et al., 2011). Попытки оценки культурных экосистемных услуг на основе планировочных подходов тесно связаны с экспертными оценками (Bishop, Lange, 2005), а проектные («дизайнерские») оценки сильно подвержены субъективному влиянию стиля, моды и вкуса в ландшафтной архитектуре (de Groot et al., 2010 а, б).

Эстетика природы и ландшафта – субъективное понятие. Её оценка всегда «заклучена в глазах наблюдателя» (Meinig, 1979). Заметную роль в оценке эстетических свойств ландшафта играет учёт целевых групп его созерцателей, значительное место отведено опросам и анкетированию, а в настоящее время – отражению эстетических предпочтений в медийных сервисах (Richards, Tuncer, 2018).

Исследования в сфере рынка жилья выявили связь между эстетическими качествами ландшафта и стоимостными показателями земли и недвижимости, а также показали возможность оценки демонстрируемых природой или ландшафтом и воспринимаемых людьми эстетических экосистемных услуг (Langemeyer et al., 2018). На этой основе была предложена перспектива монетизации нематериальных услуг из 4 шагов (Daniel et al., 2012), которая предполагает, что по мере разработки методов их оценки будет возрастать степень учёта структуры и функции экосистем (табл. 4.1.8.1).

Таблица 4.1.8.1. Перспективные этапы монетизации нематериальных экосистемных услуг (по Daniel et al., 2012, с изменениями)

Этапы	Типы методов	Методы	Примеры объектов оценки
1) Качественные описания	Исследования взаимодействия человека и природы	Наблюдения вовлечённых участников, интервью, полевые описания, групповые дискуссии	Культурное значение са-кральных рощ
2) Немонетарная квантификация	Количественные оценки экосистемных услуг	Оценки предпочтений, моделирование эстетики ландшафта, эксперимент «выбора», оценки численности посетителей, психометрические и физиологические оценки по шкалам	Ценность унаследованных культурных ландшафтов
3) Косвенные (непрямые) монетарные оценки	Общая экономическая оценка ЭУ	Оценка контингента, оценка готовности платить, эксперимент «выбора»	Эстетические аспекты разных моделей лесопользования
4) Прямые монетарные оценки	Детальная экономическая оценка экосистемных услуг	Оценка затрат на «потребление» предоставленных услуг, метод транспортно-путевых затрат, метод гедонистических оценок и др.	Рекреация и туризм в национальном парке, оздоровительный эффект рекреации в городском парке

Возможности оценки предоставленных и используемых эстетических экосистемных услуг

Показателями потенциально предоставленных ландшафтом эстетических экосистемных услуг, или «эстетического потенциала», могут служить те качества ландшафта, которые влияют на оценку его красоты человеком. При этом любые количественные оценки этих показателей предполагают предварительное решение вопроса о том, что считать востребованной услугой (Burkhard et al., 2014). Во многих исследованиях продемонстрированы различия в эстетических предпочтениях этнических, национальных, возрастных, гендерных, профессиональных и конфессиональных групп (Andrienko et al., 2009), однако уровень консенсуса в итоге оказался весьма значительным, то есть некие канонические стандарты красивой местности преобладают и получают массовое выражение, например, на сервисах геопривязанных фотографий (Figuerola-Alfaro, Tang, 2015). В ряде работ, вышедших в последние 20–25 лет, показано, что исторические традиционные ландшафты сельской местности признаются самыми красивыми и вызывающими чувство малой родины практически в любой стране – от Средиземноморья до Юго-Восточной Азии (Yang et al., 2014).

Современные медийные картографические сервисы, хранящие в открытом доступе геопривязанные фотографии, сделанные множеством индивидуальных пользователей, оказались хорошим инструментом для оценки востребованности эстетических качеств природы (Casado-Arzuaga et al., 2014; Dunkel, 2015; Langemeyer et al., 2018; Plieninger et al., 2013; Tenerelli et al., 2017; van Zanten et al., 2016; Yoshimura and Hiura, 2017). Одним из первых подобных источников послужило приложение Panoramio сервиса Google Earth (Casalegno, et al., 2013), затем – Flickr (Figuerola-Alfaro, Tang, 2015; Langemeyer et al., 2018). В простейшем случае учитывается общее число привязанных к той или иной точке

фотографий, в более сложных методиках (Figuerola-Alfaro, Tang, 2015) проводился анализ фотоизображений с выделением и классификацией групп элементов ландшафта. Распознаванию в специальной программе подлежали общие ландшафтные элементы: мезоформы рельефа (вершины, контрфорсы, долины и ущелья, линии горизонта), водные объекты (озёра, болота, реки, акватории морей), растительный покров и сельскохозяйственные элементы (мозаики полей в сочетании с лесными массивами, лесные опушки), искусственные сооружения в ландшафте (строения, террасы, изгороди). Такой подход позволяет оценить вклад различных элементов в эстетическое качество ландшафта. Анализ эстетических предпочтений людей на основе «больших данных» медийных фотосервисов позволил преодолеть дискуссию между сторонниками когнитивной и некогнитивной эстетики (Carlson, 2008; Kaplan, 1982; Plieninger et al., 2013; Tenerelli et al., 2017) и решить ряд других вопросов. Так, было показано, что элементы ландшафта, эстетически важные на взгляд профессиональных экспертов, также высоко оцениваются и рядовыми пользователями фотосервисов. В тоже время подтвердилось, что имеются определённые культурные различия пользователей, которые следует учитывать, особенно при оценке потенциально предоставленных услуг (Tengberg et al., 2012).

Сильное влияние на объём предоставленных ландшафтами эстетических услуг оказывает наличие хороших точек обзора, позволяющих видеть объекты, находящиеся за пределами визуального бассейна, в котором расположен наблюдатель. Фотографии содержат объекты разных планов (переднего, средних и дальних), поэтому некоторые современные методики (Figuerola-Alfaro, Tang, 2015) пытаются учитывать объекты в нескольких зонах дальности.

Ключевым шагом в области развития количественных подходов к оценке эстетических качеств ландшафтов явилась демонстрация того, что параметры ландшафтной мозаики (так называемого *land-cover*, т. е. сочетания естественного ландшафтного покрова с картиной землепользования) обнаруживают достоверную связь с параметрами восприятия (Bishop, Lange, 2005). Иными словами, ландшафтные метрики (например, метрики, моделируемые в программе «Fragstat»), такие как разнообразие, размерность, скученность, характер границ пятен (патчей) и другие непосредственно влияют на обобщённые оценки красоты сельской местности. Местность, в которой мелкомасштабные и островные леса чередуются с сельскохозяйственными угодьями воспринимается людьми как более красивая.

Что касается оценки используемых объёмов эстетических услуг ландшафтов, то тут важнейшим фактором является их доступность. Анализ соотношения распределения плотности снимков на фотосервисах и показателей эстетического качества ландшафтов выявляет зоны, в которых созерцание природной красоты крайне затруднено из-за их отдалённости или труднодоступности. К ним относятся большинство высокогорных ландшафтов, а также уникальные пейзажи, затерянные среди лесов, болот и тундры. Поэтому доступность ландшафта является важным параметром при оценке используемых эстетических экосистемных услуг. Многие пейзажи при средне- и мелкомасштабном уровне моделирования потребители могут наблюдать с автомобильных или железных дорог (Langemeyer et al., 2018). На крупномасштабном уровне, например, при оценке в пределах национального парка, все точки обзора сосредоточены вдоль пешеходных экологических троп или на смотровых площадках.

Кроме пространственного несоответствия между предоставлением и потреблением эстетических экосистемных услуг, существует ещё и временной аспект, связанный с ностальгическим оттенком эстетической оценки, характерным для европейского, североамериканского и русского восприятия, когда особой прелестью обладают ландшафты прошлых эпох, наполненные признаками запустения (Kolbovskii, Medovikova, 2017).

Оценка объёма используемых эстетических услуг ландшафтов отражает число созерцающих его людей. Пока мы не располагаем иными доступными средствами учёта этого показателя, кроме подсчёта геопривязанных фотоснимков (сделанных и выложенных на фотосервисах наблюдателями), и последующего картографирования плотности этих снимков. Данные фотосервисов могут быть использованы и в процедуре оценки предоставленного объёма услуги в том случае, если фотографии использовались для выявления характеристик ландшафта, которые привлекли внимание и положительно влияли на эстетичность воспринимаемого пейзажа. В этом случае оценкой является и число самих снимков, и параметры (общее количество) выявленных характеристик (элементов мезорельефа, растительного покрова, водоёмов и т. д.).

Пространственный масштаб оценки и территориальные единицы оценки эстетических экосистемных услуг

Проблема выбора операционно-территориальных единиц для оценки эстетических экосистемных услуг определяется тем, что потенциально они предоставляются прежде всего природой или традиционным культурным ландшафтом, а потребляются по большей части жителями мегаполисов (Langemeyer et al., 2018). Невозможно выделить некие стандартные операционно-территориальные единицы, равным образом подходящие для разных типов сред (городской, сельской) и ландшафтов (прибрежных, горных, равнинных). Тем не менее, развитие геоинформационного моделирования привело к представлению о видимых ареалах или визуальных бассейнах (viewsheds), которые можно наблюдать из той или иной географической точки (Колбовский, Медовикова, 2016). Визуальные бассейны на самом деле отчасти аналогичны речным водосборам, особенно если предположить, что человек находится в устьевом створе такого водосбора. Концепция визуальных бассейнов позволяет решать проблему операционно-территориальных единиц по крайней мере на крупно- и среднемасштабном уровнях. На равнине взгляд наблюдателя может ограничивать не рельеф, а стена леса, однако существует возможность наложения слоя лесных массивов на цифровую модель рельефа для получения исчерпывающего представления о границах видимости.

Дополнительные сложности возникают на более обобщённых (мелкомасштабных) пространственных уровнях и в специфической географической среде, например, в горах, поскольку наблюдатель, находящийся на горном склоне, видит объекты как своего визуального бассейна, так и других, в том числе – весьма отдалённых. Для решения этого вопроса выделяются зоны видимости вокруг точек обзора и в виде поясов вдоль линейных маршрутов (в том числе автомобильных и железнодорожных). Размерность этих зон определяется экспериментальным способом в зависимости от общей пересечённости и относительной высоты территории для наиболее часто встречающихся интервалов, например – 300 м, 800 м, 6400 м и до горизонта (Tenerelli et al., 2017). Специальные инструменты для моделирования видимости с точки на конкретный объект реализованы в ряде программ, в частности, в программном комплексе ArcMAP (Kolbovskii, Medovikova, 2017). При переходе к анализу в среднем и мелком масштабах учитывать взаимное расположение наблюдателя и объекта наблюдения становится значительно сложнее. В этом случае «абстрактную видимость» и потенциальную возможность локализации наблюдателя используют, как правило, в качестве отдельных свойств.

Оценка эстетических экосистемных услуг в пределах ЕТР

В качестве операционно-территориальных единиц оценки использовались 50-километровые квадраты в пределах ЕТР. Данный масштаб оценки обуславливает возможность моделирования одних свойств и отказ от моделирования других свойств. Например, в таком масштабе практически невозможно определять пояса видимости, так как они будут сильно различаться для равнинных и горных регионов. Для повышения общей точности первичная оценка ряда параметров (например, рельефа) проводилась по визуальным бассейнам, а затем обобщалась по заданной сетке 50 × 50 км.

Предоставленный объём эстетических экосистемных услуг оценивался как «объективные» эстетические свойства ландшафта, присущие ему вне зависимости от наличия или присутствия наблюдателей. Для оценки эстетических свойств ландшафта использованы следующие показатели:

- характеристики рельефа: относительная высота точки над уровнем водотока (height above river); уклон (slope); открытость рельефа – доля потенциально видимых территорий (topographic openness); общее число мезоформ рельефа в пределах визуального бассейна (number of landform); разнообразие мезоформ рельефа в пределах визуального бассейна (variety of landform);

- эстетические свойства, связанные с мозаикой землепользования и растительного покрова (так называемым landcover): разнообразие типов ландшафтного покрова (landcover type svariace), коэффициент вариативности размерности пятен (patch size coefficient of variance), взвешенный индекс фрактальности пятен (area weighted mean patch fractal).

Параметры рельефа были получены в программном комплексе SAGA на основе общедоступной ЦМР ASTERDEM 2 и были обработаны в рамках стандартного алгоритма (рис. 4.1.8.1):

1. построение сырого тематического растра (например – уклона поверхности);
2. классификация и нормализация растра на выбранное число интервалов (например, для уклона – 10 интервалов, выделенных методом Natural Breaks);
3. чистка и генерализация растра для избавления от «шума» с помощью инструментов пакета ArcMap – «фокальная статистика (focal statistic) и «удаление границ» (boundary clean);
4. извлечение значений параметра по сетке визуальных бассейнов с получением атрибутированного растра визуальных бассейнов;
5. извлечение значения параметра инструментом «зональная статистика» (опция «median average») по сетке квадратов 50 × 50 км.

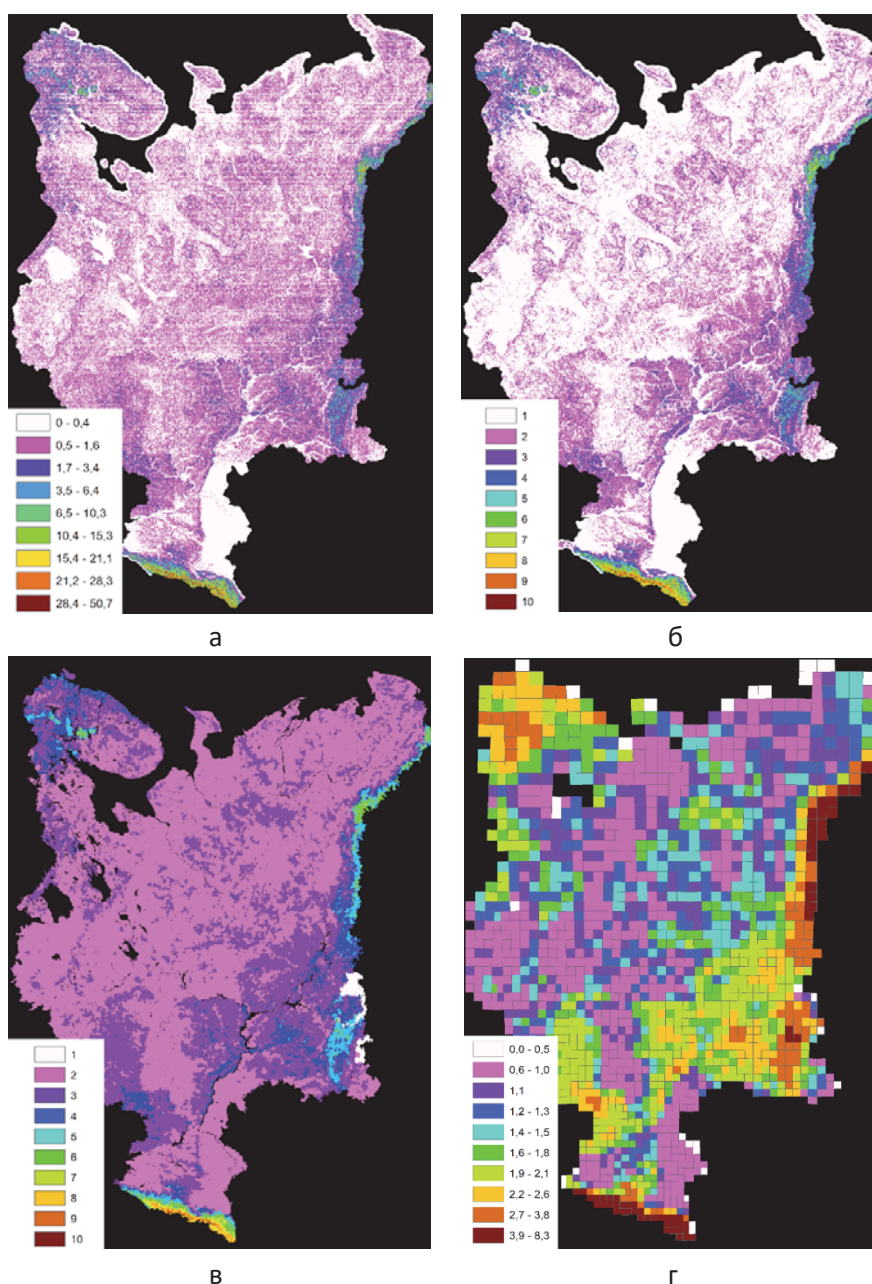


Рисунок 4.1.8.1. Основные этапы обработки параметров рельефа на примере уклона поверхности:

- а) сырой растр – уклон поверхности, градусы; б) растр после реклассификации и избавления от «шумов» – уклон поверхности, баллы; в) растр визуальных бассейнов с медианным значением уклона – уклон поверхности, баллы; г) квадраты 50 × 50 км с извлечённой статистикой – уклон поверхности, баллы

Интегральная эстетическая оценка рельефа (Integral Relief Variety, IRV) делалась по формуле:

$$IRV = LndF_V \times [(Har_Varncs + Slope/100000) + Open_Mean)],$$

где *LndF_V* – разнообразие мезоформ рельефа, *Har_Varncs* – разнообразие диапазона высот, *Slope* – разнообразие уклонов, *Open_Mean* – потенциальная открытость рельефа (рис. 4.1.8.2).

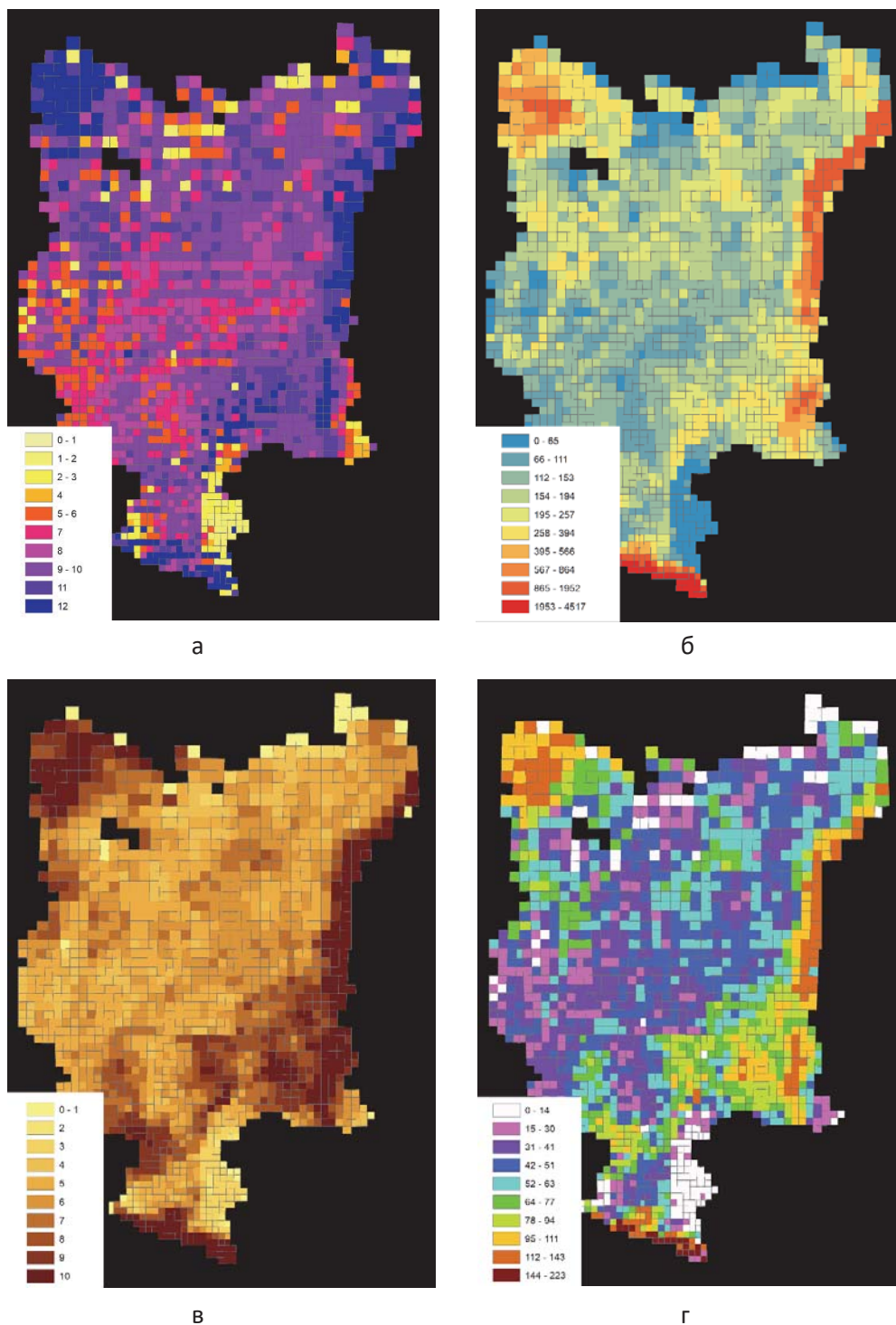


Рисунок 4.1.8.2. Интегральная эстетическая оценка рельефа: а) разнообразие мезоформ рельефа, баллы; б) разнообразие диапазона относительных высот, м; в) открытость рельефа, баллы; г) интегральная оценка рельефа, баллы

Эстетические значимые параметры мозаики землепользования и растительного покрова так были получены моделированием в несколько шагов.

1. Исходный растр растительного покрова и землепользования Eurasia Land Cover Characteristics Data Base Version 2.0, включающий 17 типов, был переклассифицирован на 5 типов ландшафтов: открытые естественные, открытые искусственные, полуоткрытые, закрытые и мозаичные ландшафты (табл. 4.1.8.2). В масштабе нашей оценки различные классы ландшафтного покрова формируют открытые, полуоткрытые, полужакрытые и закрытые ландшафты, свойства которых должны быть корректно учтены. Например, различные виды растительности выполняют разные визуальные функции: крупномассивные леса формируют фон сцен и образуют линию горизонта, а рощи и древесно-кустарниковые группы образуют объекты переднего, среднего и дальнего плана. Сельскохозяйственные угодья и крупные акватории формируют нижние плоскости визуальных сцен. Пример реклассификации исходного покрова показан на рис. 4.1.8.3.

Таблица 4.1.8.2. Генерализованные типы ландшафтного покрова, использованные в оценке эстетического качества ландшафтов ЕТР

Исходный тип покрова Eurasia Land Cover Characteristics Data Base (адаптировано автором для условий ЕТР)	Ind	Реклассифицированные визуальные типы ландшафтов
Акватории	1	Открытые
Хвойные леса	5	Закрытые
Широколиственные леса	5	Закрытые
Лиственничные леса	5	Закрытые
Листопадные леса	5	Закрытые
Смешанные леса	5	Закрытые
Мелколиственные леса и кустарники	4	Полужакрытые
Кустарниковые заросли	4	Полужакрытые
Лесостепи	4	Полужакрытые
Луга с древесно-кустарниковыми био группами	3	Полуоткрытые
Степи	3	Полуоткрытые
Болота и другие водно-болотные угодья	3	Полуоткрытые
Сельскохозяйственные угодья	1	Открытые искусственные
Урбанизированные ареалы	-	Не учитывали
Мозаика мелко контурных сельхозугодий и лесополос	2	Полуоткрытые искусственные
Вечные снега и ледники	1	Открытые
Редкая растительность или её отсутствие	2	Полуоткрытые различного генезиса

2. В приложении Patch Analysis программного пакета ArcMAP 10.3 (с использованием мощностей виртуальной машины Windows на Гугл-платформе) были подсчитаны 18 различных метрик, характеризующих размерность и форму, а также общую фрактальность и фрагментированность мозаики ландшафта (так называемые Fragstats-метрики) для более чем 2300 квадратов сетки операционно-территориальных единиц 50 × 50 км). На основе анализа литературы и экспертных экспериментальных оценок (проб для территорий с хорошо известными эстетическими свойствами) были отобраны три метрики, непосредственным образом определяющие эстетические свойства ландшафта: разнообразие типов ландшафтного покрова (landcover types variance), коэффициент вариативности размерности патчей (patch size coefficient of variance), взвешенный индекс фрактальности патчей (area weighted mean patch fractal).

Интегральное эстетическое качество ландшафтного покрова и землепользования (*Integral LCVF*) оценивалась по формуле:

$$Integral LCVF = LndCvr_V \times [(PSCoV / 1000) + AWMPFD]],$$

где *LndCvr_V* – разнообразие типов ландшафтного покрова, *PSCoV* – коэффициент вариации размерности патчей, *AWMPFD* – коэффициент фрактальности покрова.

3. На финальном шаге было проведено сопряжение интегральных оценок эстетического качества рельефа (*IRV*; рис. 4.1.8.2, г) с интегральными оценками, полученными для растительного покрова и мозаики землепользования (*Integral LCVF*).

Полученное распределение суммарных оценок эстетического качества ландшафта выявляет более высокие эстетические качества территорий с пересечённым (как правило среднегорным) рельефом и выраженной мозаичностью с высокой степенью участия полуоткрытых и полужакрытых естественных типов растительности (рис. 4.1.8.5 а).

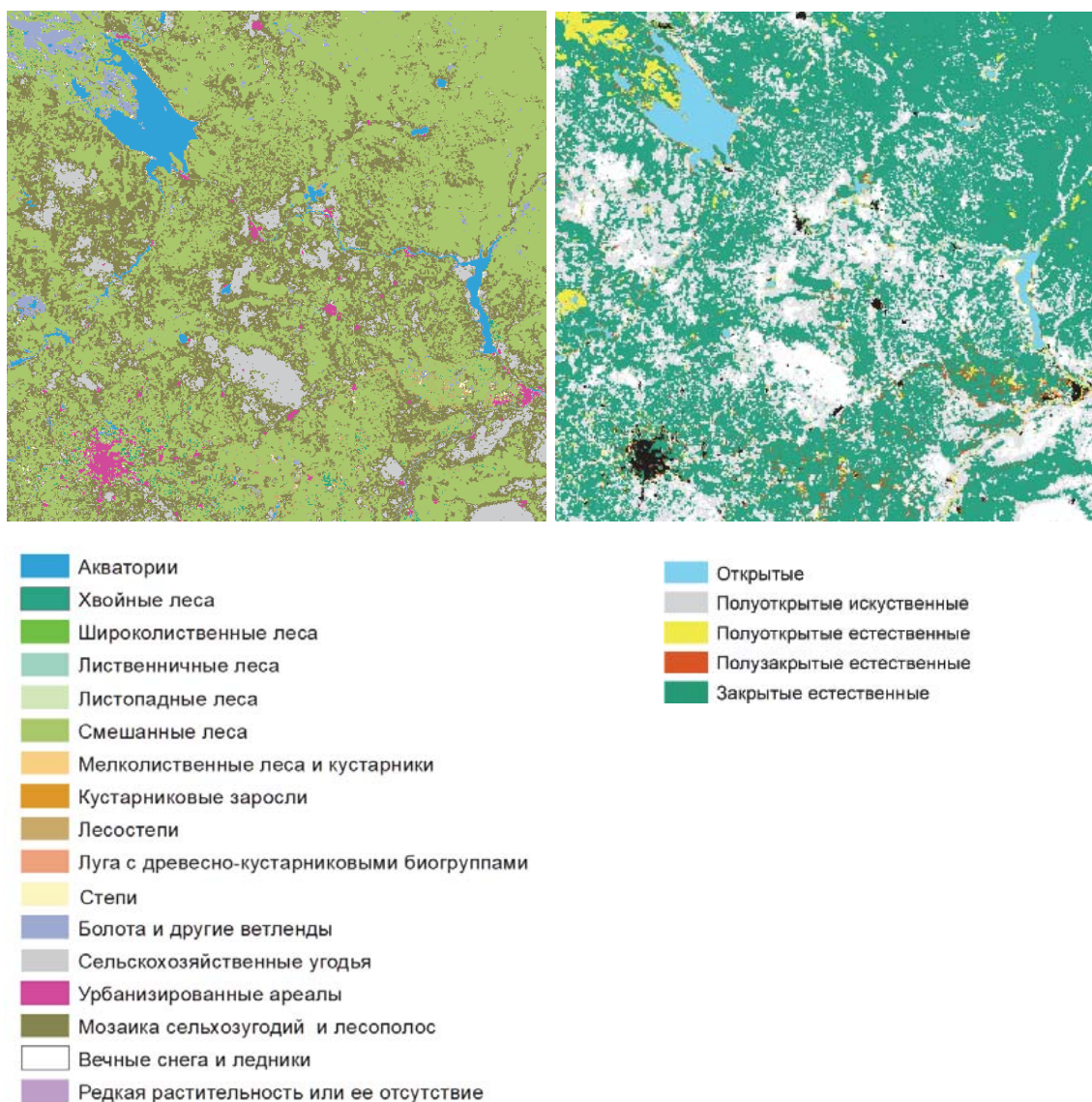


Рисунок 4.1.8.3. Пример реклассификации исходной карты растительного покрова и землепользования (слева) на 5 типов ландшафтов (справа)

Используемый объём эстетических экосистемных услуг определяется как совокупность случаев наблюдения ландшафта людьми. Сделать прямую оценку используемого объёма услуг на основе анализа медийных фотосервисов в рамках настоящего проекта не представляется возможным из-за закрытости API-кодов соответствующих сервисов на территории РФ. Поэтому в качестве необходимого условия для использования услуги мы оценили такой параметр как доступность, то есть совокупность факторов, определяющих возможность созерцания ландшафта (Burkhard et al., 2014). Для оценки этих факторов использовались две сетки – визуальные бассейны с медианной площадью около 270 км² (рис. 4.1.8.4) и квадраты 50 × 50 км. Доступность и возможность созерцания (наблюдаемость) ландшафта оценивалась на основе следующих характеристик:

– сумма точек обзора, занимающих господствующее положение (на вершинах и привершинных поверхностях положительных форм рельефа) в пределах визуальных бассейнов;

- сумма точек обзора, находящихся на пересечении дорог с водными объектами (реки, побережья озёр и водохранилищ);
- общая длина буферных участков дорог, пролегающих вдоль водных объектов;
- общая длина участков дорог, пересекающих выраженные мезоформы рельефа с учётом относительной ценности последних для эстетических качеств ландшафта (табл. 4.1.8.3, рис. 4.1.8.5).

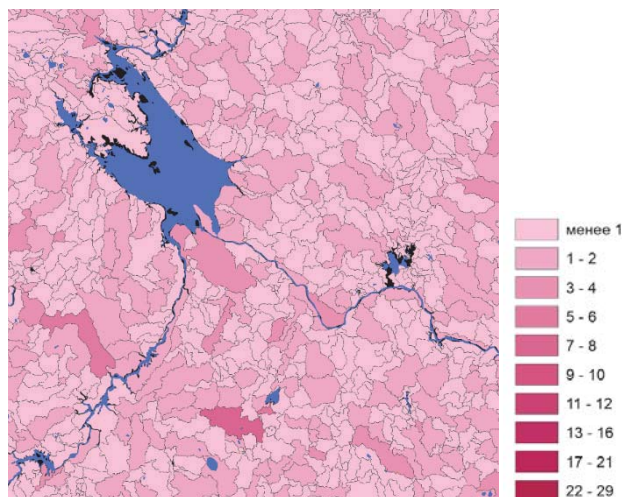


Рисунок 4.1.8.4. Фрагмент слоя ГИС, показывающего число точек пересечения дорог с выраженными формами рельефа в пределах визуальных бассейнов

Таблица 4.1.8.3. Относительная ценность мезоформ рельефа для эстетических качеств ландшафта

Мезоформы рельефа	Landforms	Балл
ущелья	gorges	3
глубокие долины	deep valleys	2
долины	valleys	1
плато или равнины	plateau or plain	0
гряды, холмы	ridges, hills	4
гряды, хребты	ridges, ridges	5

Интегральная оценка доступности и наблюдаемости (возможности созерцания) ландшафтов, обобщённая для квадратов 50 × 50 км, выявила обширные территории с очень невысоким уровнем фактической доступности мест с высоким эстетическим потенциалом (рис. 4.1.8.5 б). Видно, что обширные области с высокими показателями эстетического качества в северной части ЕТР и на Урале (рис. 4.1.8.5 а), практически недоступны для наблюдателей. Как видно из рис. 4.1.8.6, корреляция между показателями предоставленного объёма эстетических услуг (интегральный индекс эстетического качества ландшафтов, рис. 4.1.8.5 а) и возможностью их использования (интегральный индекс доступности и наблюдаемости ландшафта, рис. 4.1.8.5 б) отсутствует. Самые красивые районы с максимальными показателями эстетического качества малодоступны для людей («1» на рис. 4.1.8.6), наиболее доступные районы имеют средний уровень эстетического качества и их очень мало («2» на рис. 4.1.8.6), основная же масса квадратов имеет средние и низкие показатели эстетического качества и малодоступна для наблюдателей («3» на рис. 4.1.8.6).

Финальное объединение оценок предоставленного объёма эстетических услуг и возможности их использования может быть получено разными способами. Если полагать, что возможность созерцания ландшафта – ключевой фактор восприятия, то результирующая оценка может представлять собой произведение интегрального индекса эстетического качества ландшафтов на интегральный индекс доступности (рис. 4.1.8.5, в). Естественно, в этом случае, финальная обобщающая оценка во многом повторяет пространственное распределение индекса доступности и наблюдаемости ландшафта.

Поскольку мы не имели возможности верифицировать оценку через медийные фотосервисы, был проведён выборочный подсчёт числа выложенных снимков природы по отдельным квадратам на севере, в центре и на юге ЕТР, который показал, что:

- число фотографий заметно уменьшается с удалением от городов, причём, чем крупнее населённый пункт, тем ярче выражена эта закономерность;
- для ЕТР характерно наличие обширных труднодоступных территорий, не обладающих возможностями для их обозрения наблюдателями, что делает объём используемых эстетических экосистемных услуг там ничтожно малым;
- выраженный горный и пересечённый рельеф увеличивает зоны видимости, что повышает возможность использования их эстетических экосистемных услуг, несмотря на физическую труднодоступность некоторых вершин и горных массивов.

Интересно, что плотность дорог как таковая не обеспечивает возможности обзора ландшафта, поскольку дороги, как правило, прокладываются в обход выраженных мезоформ рельефа и с минимизацией числа переходов через речные русла и любые выраженные эрозионные формы.

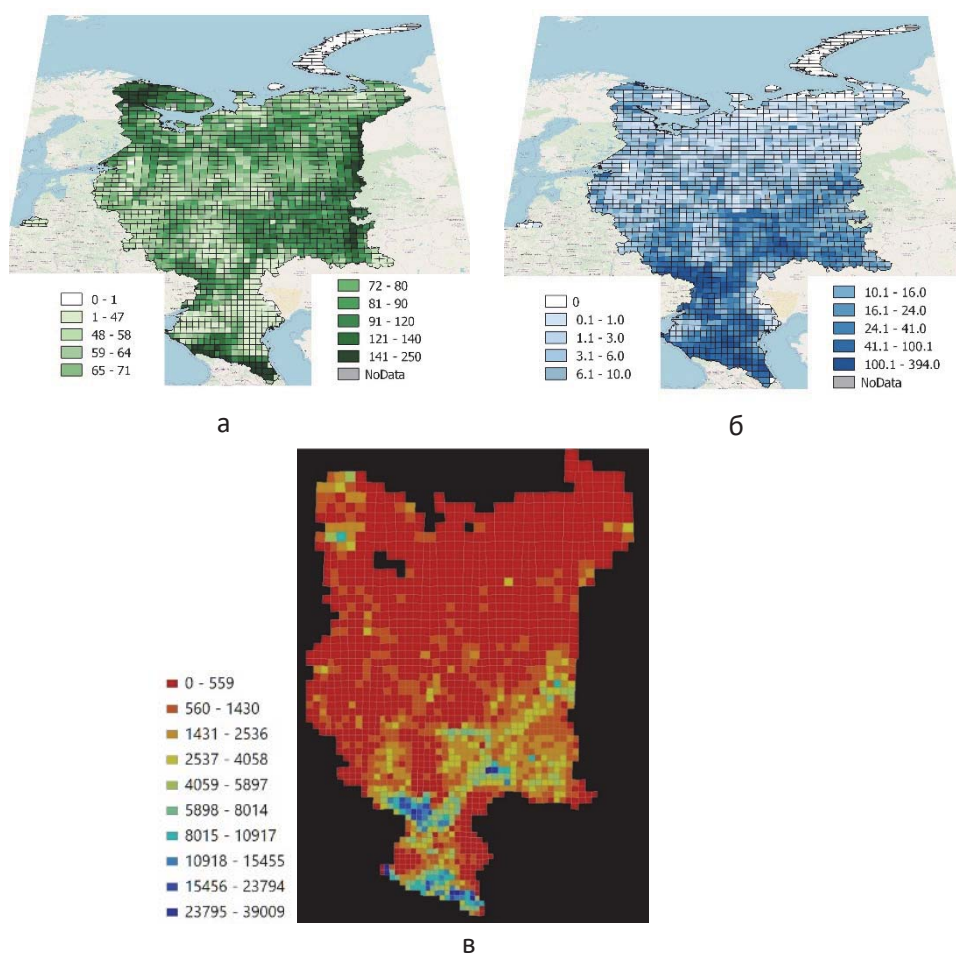


Рисунок 4.1.8.5. Обобщённая оценка предоставленного объёма эстетических экосистемных услуг и возможности их использования: а) предоставленный объём экосистемных услуг – интегральный индекс эстетического качества ландшафта с учётом признаков рельефа, растительного покрова и землепользования; б) возможность использования экосистемных услуг – интегральный индекс доступности и наблюдаемости ландшафтов; в) обобщённый индекс предоставленного объёма экосистемных услуг и возможности их использования

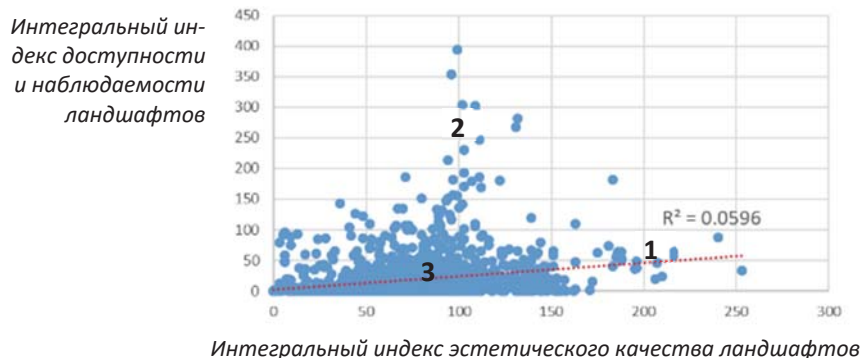


Рисунок 4.1.8.6. Соотношение между показателями предоставленного объёма эстетических экосистемных услуг и возможностью их использования для 50-км квадратов в пределах ЕТР

Возможности уточнения оценки эстетических услуг экосистем и ландшафтов

1. Проведение более детальных крупномасштабных оценок. Исследованный нами масштабный уровень может считаться предельным относительно валидности получаемых выводов. Безусловно, чем крупнее масштаб и меньше по размеру территориальные единицы оценки, тем более корректным и более интерпретируемым будет конечный результат. При переходе на уровень оценки, скажем, в пределах отдельных субъектов РФ могут быть построены более точные сетки визуальных бассейнов, отдельно от мозаики землепользования учтены особенности естественного покрова в виде сочетаний лесных массивов различной размерности и конфигурации; также появляется возможность оценки контуров землепользования (например сочетания полей с лесополосами и лесными ремизами) и присутствие населённых пунктов городского и сельского типа, сохранивших историческую планировку.

2. Использование медийных фотосервисов для оценки эстетического качества ландшафтов и объёма использования эстетических услуг с учётом различий в его восприятии различными группами наблюдателей. Возможности использования медийных фотосервисов имеют свои ограничения. Привычка снимать всё подряд связана с появлением смартфонов и свойственна в основном молодёжи. При этом как раз они в настоящее время больше связаны с городским образом жизни, и им присуща известная «ландшафтная слепота». Значительное количество людей старшего возраста вполне способно оценить красоту ландшафта, но при этом не склонно фиксировать на фото каждый свой взгляд и уж, тем более, загружать фотографии на общедоступные сервисы.

3. Оценки использованного объёма эстетических экосистемных услуг трудно отделить от использования рекреационно-важных компонентов других экосистемных услуг, таких как чистый воздух и вода в местах отдыха (рекреационный компонент регулирующих услуг), сбор грибов, ягод, любительская рыбалка и охота (рекреационный компонент продукционных услуг), возможность наблюдения за птицами (рекреационный компонент информационных услуг), возможности для активного и экстремального туризма, которые могут быть особенно важны для труднодоступных территорий. Методы одновременного учёта рекреационных компонентов разных категорий экосистемных услуг, так же как и учёта условий для разных видов рекреации, требуют совершенствования, как для исключения двойного учёта использованных услуг, так и для их более полной, комплексной оценки.

4.1.9. Особенности экосистемных услуг, пространственно привязанных к городам и сельскохозяйственным угодьям

На текущем этапе исследований в рамках проекта TEEB-Russia 2 для ряда экосистемных услуг, возможности использования которых тесно связаны либо с городами, либо с сельскохозяйственными угодьями, предоставленный (потенциальный) объём был оценён не для всей площади экосистем, а лишь для той их части, которая прилегает к городам и сельскохозяйственным угодьям:

- для услуг очистки воздуха пригородными лесами – в зонах протяжённостью от 3 до 20 км вокруг городов (см. раздел 4.1.3);
- для услуг формирования природных условий для рекреации выходного дня – в зонах протяжённостью от 25 до 50 км вокруг городов (см. раздел 4.1.7);

– для услуг опыления сельскохозяйственных культур – в буферной зоне шириной 1 км, прилегающей к распаханым площадям (см. раздел 4.1.6).

В отличие от оценки предоставленного (потенциального) объёма большинства услуг по всей площади экосистем, такой подход частично учитывает возможности их использования: загрязнения воздуха от городов не распространяются на всю территорию страны (или ЕТР), горожане не поедут на выходные дни отдыхать на природу за сотни километров от дома (возможные единичные исключения не изменяют картину в целом), природные опылители не смогут летать к энтомофильным культурам за несколько километров. Таким образом, эти экосистемные услуги при нынешней структуре расселения людей и землепользования ни при каких условиях не могут быть использованы на значительном удалении от территорий, где сосредоточены их пользователи.

Очевидно, что такой подход нарушает общую логику оценки экосистемных услуг по предоставленному, необходимому и используемому объёмам и его использование для СПЭУ–ЭЭУ в России требует дальнейшего обсуждения. В целом это несоответствие может быть решено при разработке схемы их оценки с учётом пространственного масштаба и направленности действия (см. соответствующий раздел в томе 1 Прототипа национального доклада – Экосистемные услуги..., 2016), а также при разработке системы зонирования экосистемного учёта в России (см. раздел 6.4 настоящего доклада).

Однако на текущем этапе оценки экосистемных услуг подобный подход представляется целесообразным, поскольку включение в оценку предоставленного объёма трёх перечисленных выше услуг таких параметров, как площади экосистем на всей территории страны (или ЕТР), приведёт к неадекватному увеличению получаемых оценок. В связи с этим, необходимо учитывать, что прямое сопоставление предоставленного (потенциального) объёма этих услуг с аналогичными показателями других услуг, как в естественнонаучных, так и в экономических показателях, неправомерно, так как они рассчитывались для разных площадей экосистем. Полученные оценки предоставленного объёма пространственно привязанных к городам или сельскохозяйственным угодьям экосистемных услуг заведомо ниже, чем аналогичные показатели других услуг, которые оценивались по площади экосистем на всей территории страны (или ЕТР). Очевидно, что этот факт не делает эти услуги менее ценными для благополучия населения и экономики.

4.1.10. Экосистемные услуги крупнейших городов России

В рамках проекта ТEEB-Russia сделана предварительная оценка экосистемных услуг, а также состояния и динамики зелёной инфраструктуры в крупнейших городах России. Результаты оценки будут представлены в томе 3 Прототипа национального доклада об экосистемных услугах России «Экосистемные услуги крупнейших городов России».

Оценка городских ЭУ и зелёной инфраструктуры проведена в двух масштабах:

– для 15 крупнейших городов России с численностью населения более 1 млн человек (Москва, Санкт-Петербург, Новосибирск, Екатеринбург, Нижний Новгород, Казань, Челябинск, Омск, Самара, Ростов-на-Дону, Уфа, Красноярск, Пермь, Воронеж, Волгоград), а также для Тюмени оценка произведена в пределах их административных границ без учёта внутригородских различий;

– для Москвы, кроме того, оценка произведена с учётом внутригородских различий – для 146 муниципальных образований (районов).

Работа нацелена, прежде всего, на поиск подходов к интеграции показателей экосистемных услуг в процессы территориального планирования и оценки качества городской среды в Российской Федерации. Для этого решены следующие основные задачи:

– проведена инвентаризация элементов зелёной инфраструктуры на городском уровне для крупнейших городов России (пример для Екатеринбурга показан на рис. 4.1.10.1 а); для Москвы оценена не только их площадь, но и другие показатели, в частности, степень фрагментированности (пример показан на рис. 4.1.10.1 б);

– прослежены основные тенденции изменения площади зелёной инфраструктуры за период 2000–2016 гг. (рис. 4.1.10.2);

– оценены предлагаемый и необходимый объёмы ряда ключевых средообразующих, рекреационных и информационных экосистемных услуг: очистки воздуха от загрязнений автотранспортом и стационарными источниками; климаторегулирующих услуг, включая регулирование городского микро-

климата; регулирования стока; формирования природных условий для рекреации (пример для Москвы показан на рис. 4.1.10.3);

– на примере муниципальных образований Москвы выявлены внутригородские различия в объёме экосистемных услуг и факторы их формирования;

– проанализирована степень включения показателей зелёной инфраструктуры и экосистемных услуг в документы городского планирования.

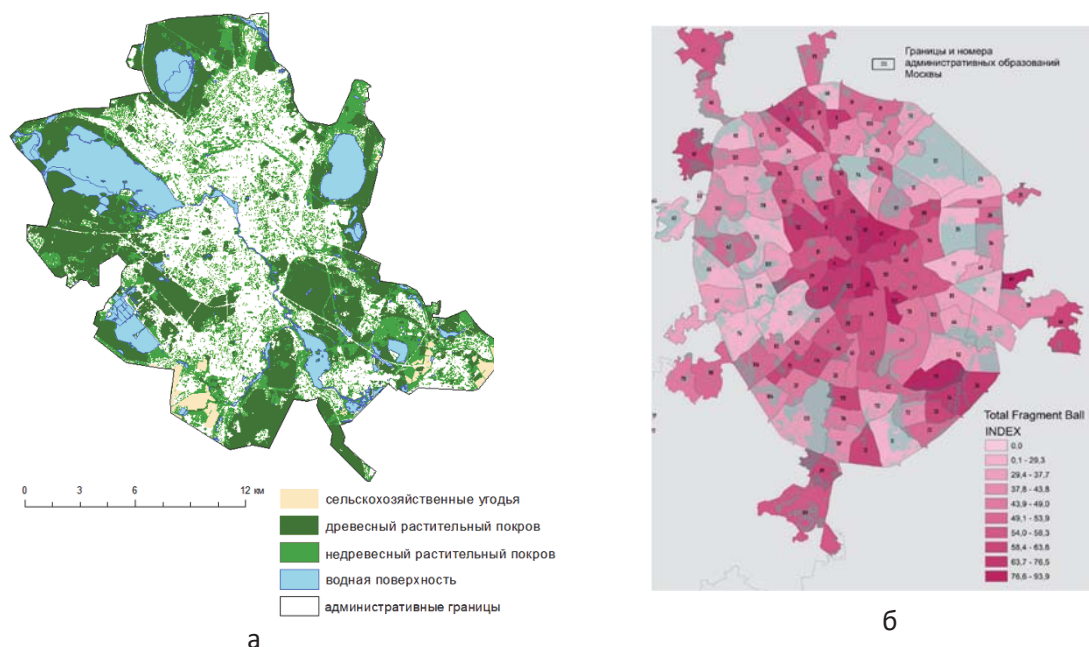


Рисунок 4.1.10.1. Примеры результатов инвентаризации городской зелёной инфраструктуры:
а) основные элементы зелёной инфраструктуры Екатеринбурга; б) индекс фрагментированности зелёной инфраструктуры Москвы

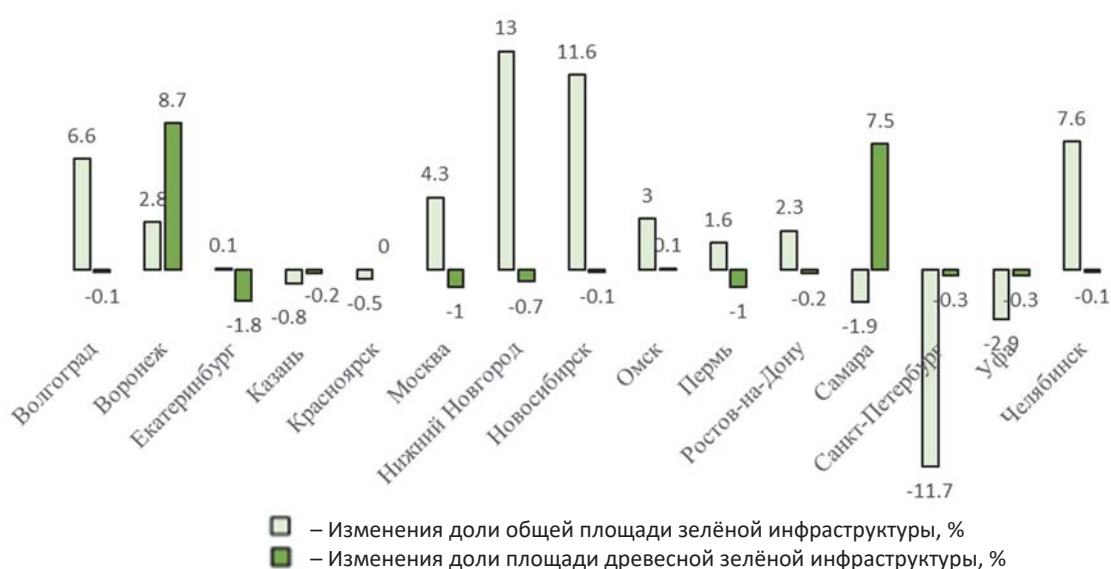


Рисунок 4.1.10.2. Изменение доли площади зелёной инфраструктуры от площади города для 15 крупнейших городов России в 2000–2016 гг.

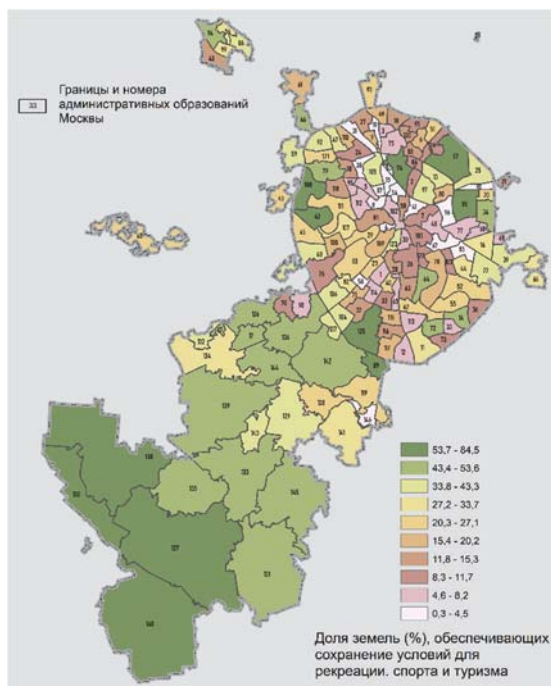


Рисунок 4.1.10.3. Пример одного из показателей для оценки экосистемной услуги формирования природных условий для рекреации в Москве: доля земель (%) обеспечивающих сохранение условий для рекреации

Полученные оценки зелёной инфраструктуры и экосистемных услуг крупнейших городов России позволяют сделать следующие предварительные выводы.

1. В настоящее время из-за недостаточности статистических данных о состоянии и динамике зелёной инфраструктуры на городском уровне наиболее доступным источником информации для её инвентаризации являются данные дистанционного зондирования, а также данные открытых геопорталов (в частности, Open Street Map). Однако эти источники содержат данные лишь о расположении и площади элементов зелёной инфраструктуры, но не позволяют оценить её состояние и качество. Для более точных оценок необходимы достоверные данные о биоразнообразии, степени нарушенности, фрагментированности городских экосистем и их способности оказывать экосистемные услуги как в городском, так и районном масштабах.

2. Проведённый анализ современного состояния зелёной инфраструктуры в 15 крупнейших городах РФ показал, что несмотря на относительно сходные природные факторы её формирования, между городами есть существенные различия, определяемые показателями обеспеченности населения зелёными насаждениями и их устойчивостью. Наиболее благоприятные условия для предоставления экосистемных услуг имеются в настоящее время в Екатеринбурге, Воронеже и Перми. Наихудшая ситуация характерна для Санкт-Петербурга и Красноярска.

3. Оценки предоставленного городскими экосистемами объёма услуг показали, что наиболее дефицитными для крупнейших городов являются услуги по очистке воздуха от загрязнений. Ситуацию с обеспеченностью населения рекреационными услугами в ряде городов можно считать приемлемой, однако эти оценки нуждаются в корректировке на основе более точного определения предельно допустимой рекреационной нагрузки с учётом специфики городских экосистем и видов рекреации.

4. Сокращение зелёной инфраструктуры наиболее заметно происходит в периферийных районах городов. Сокращается площадь и увеличивается фрагментированность окраинных зелёных массивов, на которые приходится наибольший объём средообразующих услуг. Выявляется явная тенденция количественного несоответствия площадей, формально имеющих статус охраняемых территорий и фактически выполняющих функции сохранения городских экосистем. Необходим пересмотр систем городских ООПТ, в первую очередь в Екатеринбурге и Красноярске.

5. Существующая система градостроительного проектирования учитывает экосистемные услуги зелёной инфраструктуры в минимальной степени, хотя их проблематика в скрытом виде и присутствует в Генеральных планах городов. Апробированные нами на примере Москвы методики оценки экосистемных услуг для внутригородских районов показывают возможности включения этих показателей, а также оценок качества зелёной инфраструктуры, в процедуру городского планирования.

4.2. Значение экосистемных услуг для сохранения культуры и традиционного образа жизни коренных малочисленных народов России

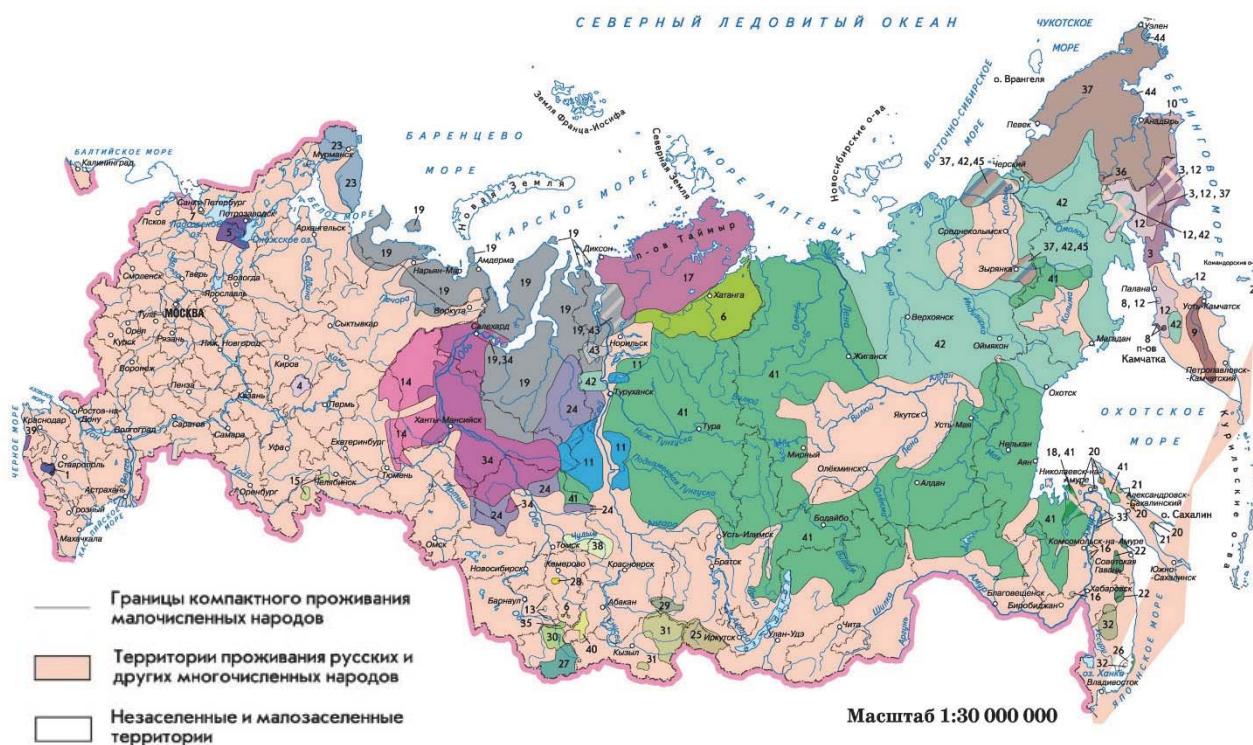
4.2.1. Коренные малочисленные народы России

В Единый перечень коренных малочисленных народов (КМН) Российской Федерации⁶¹ включены 47 народов (рис. 4.2.1.1), общая численность которых по данным Переписи 2010 г. составляет 316 тыс. человек. Из них 40 народов (алеуты, алюторцы, вепсы, долганы, ительмены, камчадалы, керекы, кеты, коряки, кумандинцы, манси, нанайцы, нганасаны, негидальцы, ненцы, нивхи, ороки (ульта), орочи, саамы, селькупы, сойоты, тазы, теленгиты, телеуты, тофалары, тубулары, тувинцы-тоджинцы, удэгейцы, ульчи, ханты, челканцы, чуванцы, чукчи, чулымцы, шорцы, эвенки, эвены, энцы, эскимосы, юкагиры) включены в Перечень коренных малочисленных народов Севера, Сибири и Дальнего Востока России (далее КМНС). Общая численность КМНС по данным Переписи 2010 г. 258 тыс. человек. Они проживают в 27 северных субъектах РФ, где их численность в среднем составляет 0,2 % от общей численности населения субъекта. Но в некоторых регионах доля коренных народов более высока, а также в наибольшей полноте сохранились традиционное природопользование и образ жизни КМНС. К таким регионам относятся Ненецкий, Ямало-Ненецкий, Ханты-Мансийский, Чукотский автономные округа (далее НАО, ЯНАО, ХМАО, ЧАО), а также ряд бывших автономных округов – Таймырский (Долгано-Ненецкий) АО, Эвенкийский АО и Корякский АО – которые с 2007 г. входят в состав Красноярского и Камчатского краёв (см. электронное Приложение к разделу 4.2.1).

Современные проблемы с состоянием традиционных природных ресурсов в регионах проживания КМНС являются результатом политики в области природопользования и освоения Севера, которая с начала 1930-х гг. отдавала приоритет развитию там добычи полезных ископаемых и промышленности в ущерб традиционным отраслям хозяйства. В результате в северных регионах возникли обширные очаги сильного загрязнения и деградации природной среды, во многих случаях – на наиболее ценных для местных народов землях. Негативное воздействие промышленных объектов на оленьи пастбища и охотничьи угодья охватывает до 40 % площади традиционного природопользования. Сельское население северных регионов лишилось не только пастбищ и охотничьих угодий, но и традиционных мест для промысла рыбы и сбора дикоросов. В итоге уменьшилась добыча рыбы, пушнины, морского зверя, резко сократились заготовки грибов и ягод (см. электронное Приложение к разделу 4.2.1).

С 1990-х годов в РФ начала развиваться правовая система, защищающая исконную среду обитания и традиционный образ жизни КМНС. В ряде законов были определены такие ключевые понятия, как традиционный образ жизни малочисленных народов, исконная среда обитания малочисленных народов, традиционное природопользование и территории традиционного природопользования. В местах традиционного проживания и хозяйственной деятельности за КМНС были законодательно закреплены: право безвозмездного пользования землями различных категорий, необходимыми для осуществления традиционного хозяйствования и занятия традиционными промыслами; право приоритетного пользования объектами животного мира; право на возмещение убытков, причинённых этим народам в результате нанесения ущерба исконной среде обитания малочисленных народов (см. электронное Приложение к разделу 4.2.1). Перечисленные преференции КМНС распространяются не на все территории их фактического расселения, а ограничены «Перечнем мест традиционного проживания и традиционной хозяйственной деятельности коренных малочисленных народов Российской Федерации» (согласно Распоряжению Правительства РФ от 8 мая 2009 г. № 631-р). Однако правоприменительная практика перечисленных норм в настоящее время остаётся неудовлетворительной из-за противоречий в законодательстве (см. электронное Приложение к разделу 4.2.1).

⁶¹ Постановление Правительства РФ от 24 марта 2000 года N 255 «О Едином перечне коренных малочисленных народов Российской Федерации» (с изменениями на 25 августа 2015 года), <http://docs.cntd.ru/document/901757631>



КОРЕННЫЕ МАЛОЧИСЛЕННЫЕ НАРОДЫ, ПРОЖИВАЮЩИЕ
НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ
(по итогам Всероссийской переписи населения 2002 г.)

Номер, на карте	Народ	Численность	Номер, на карте	Народ	Численность
1	Абазины	37942	24	Селькупы	4249
2	Алеуты	540	25	Сойоты	2769
3	Алаторцы	8743*	26	Тазы	276
4	Бесермяне	3122	27	Теленгиты	2399
5	Вепсы	8240	28	Телеуты	2650
6	Долганы	7261	29	Тофалары	837
7	Ижорцы	327	30	Тубалары	1565
8	Ительмены	3180	31	Тувинцы-тоджинцы	4442
9	Камчадалы	2293	32	Удэгейцы	1657
10	Кереки	8	33	Ульчи	2913
11	Кеты	1494	34	Ханты	28678
12	Коряки	8743**	35	Челканцы	855
13	Кумандинцы	3114	36	Чуванцы	1087
14	Манси	11482	37	Чукчи	15767
15	Нагайбаки	9600	38	Чулымцы	656
16	Нанайцы	12160	39	Шапсуги	3231
17	Нганасаны	834	40	Шорцы	13975
18	Негидальцы	567	41	Эвенки	35527
19	Ненцы	41302	42	Эвены	19071
20	Нивхи	5162	43	Энцы	237
21	Ороки	346	44	Эскимосы	1750
22	Орочи	686	45	Юкагиры	1509
23	Саамы	1991			

* - вместе с коряками
** - вместе с алаторцами

Рисунок 4.2.1.1. Расселение коренных малочисленных народов России (Национальный атлас России, 2004–2008)

4.2.2. Значение экосистемных услуг для традиционного природопользования

4.2.2.1. Оленеводство: экосистемная услуга производства кормов на природных пастбищах

Оленеводством в России в начале XX века занималось 17 народов Севера. Сейчас их осталось 12: долганы, коми, коряки, ненцы, саамы, тофалары, ханты, манси, эвенки, эвены, юкагиры, чукчи (рис. 4.2.2.1.1).

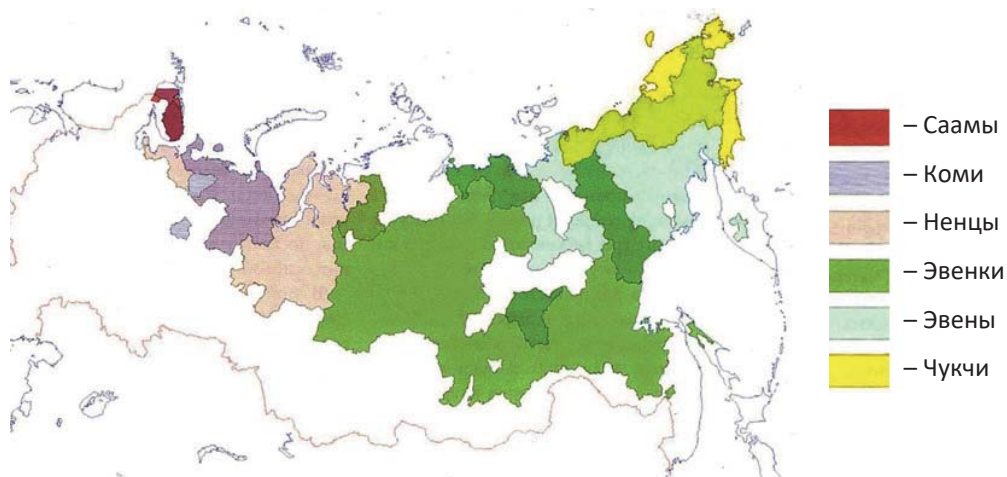


Рисунок 4.2.2.1.1. Расселение шести основных оленеводческих народов России (по Ульвевадет, Клокову, 2004)

В 1990 году в России было 2304 тысяч северных оленей, к 2000 году их поголовье сократилось почти в два раза – до 1244 тысяч. Однако в 2000-е годы, за счёт возрождения семейно-родовой традиции круглогодичного и круглосуточного выпаса оленей, их поголовье стало восстанавливаться и сейчас достигает в России 1906 тыс. особей (Итоги..., 2018 б). При этом, более 50 % домашних оленей находится в настоящее время в частной собственности у оленеводов. Однако за подавляющим большинством оленеводов-частников пастбища не закреплены законодательно, и они выпасают своих оленей на землях бывших совхозов и колхозов (ныне – сельскохозяйственных производственных кооперативов и муниципальных унитарных предприятий) по договорённости.

Большая часть домашних оленей выпасается в арктической зоне России, хотя зоны интенсивного оленеводства распространяются и в таёжную зону (рис. 4.2.2.1.2).



Рисунок 4.2.2.1.2. Зоны домашнего оленеводства КМНС (по Ульвевадет, Клокову, 2004):
1 – южная граница спорадического распространения оленеводства;
2 – области интенсивного оленеводства

В тундре практикуется крупнотабунное товарное оленеводство (см. электронное Приложение к разделу 4.2.2.1). Здесь стада совершают протяжённые миграции на сотни километров. Летом олени обычно пасутся на берегах северных морей, а зимой – в лесотундре или северной тайге. В зоне лесотундры и горно-таёжных областях стада круглый год держатся на одной территории, где имеются как тундровые, так и лесные ландшафты, что обеспечивает им хорошие условия выпаса во все сезоны. Миграционные пути там не превышают в радиусе ста километров. В таёжных районах распространено мелкотабунное оленеводство, когда немногочисленные личные стада оленей (от нескольких десятков до нескольких сотен голов) пасутся сами, периодически подходя к дому или временной стоянке оленеводов. Во многих случаях олени пасутся в изгородах.

Общая площадь оленьих пастбищ в России в настоящее время составляет 335,2 млн га (19,6 % земельного фонда страны). Из них 140 млн га предоставлено в пользование сельскохозяйственным организациям, 5,5 млн га – занимающимся оленеводством гражданам, а 56,6 % пастбищ ни за кем не закреплены.

Реально используемые (как оленеводческими организациями, так и гражданами-оленеводами и их общинами) площади пастбищ ежегодно сокращаются за счёт их деградации и отчуждения земель. Этот процесс начался в последние десятилетия советского периода (за 1965–1990 гг. площадь используемых пастбищ сократилась на 70,7 млн га) и сегодня площадь деградированных пастбищ составляет более 250 млн га или 74,6 % их общей площади (Липски, 2018). Ущерб оленьим пастбищам наносит крупномасштабное промышленное освоение северных территорий, которое ведёт к загрязнению пастбищ, уменьшению запасов кормов и ухудшению их качества. Нефте- и газодобывающие компании в первую очередь осваивают возвышенные, хорошо дренированные участки тундры, которые давно освоены оленеводами по этим же причинам, и играют ключевую роль в структуре землепользования (отдельные пастбища, подходы к переправам). Проблема отчуждения пастбищных земель усугубляется тем, что в результате промышленного освоения непригодным становится не только отведённый под него участок, но и прилегающая местность. Угрозой для пастбищ является усиление фрагментации горно-тундровых, тундровых и лесотундровых ландшафтов в результате строительства дорог и трубопроводов, нерегламентированного движения грузевого транспорта в центральных районах Кольского полуострова, на полярном Урале, в окрестностях Норильска, в Таймырском Долгано-Ненецком районе Красноярского края, в районах нефте- и газодобычи Ненецкого, Ямало-Ненецкого и Ханты-Мансийского АО (Пятый национальный..., 2014). В ХМАО в 1990-е годы было создано около 500 семейно-родовых угодий в соответствии с традиционной системой расселения. В 2003 году они были преобразованы в территории традиционного природопользования (ТТП), где велись рыболовство, охота, выпасались небольшие стада оленей. Сейчас эти ТТП на большей части площади перекрыты лицензионными участками нефте- и газодобычи (рис. 4.2.2.1.3).

Сокращение площади и деградация пастбищ приводит к чрезмерной нагрузке на оставшиеся участки. Это ведёт к уничтожению ягельного покрова и к выводу оленьих пастбищ из хозяйственного оборота. Кроме того, оленей стали чаще пасти непосредственно вблизи мест проживания оленеводов, что усугубляет проблему перевыпаса на отдельных участках. В результате ущерб от переиспользования оленьих пастбищ стал сопоставим с ущербом от их техногенной деградации (Липски, 2018). Однако первопричиной этого процесса было промышленное освоение территорий. Деградация оленьих пастбищ и, как следствие, экосистемных услуг производства корма на них являются в настоящее время непосредственной угрозой для сохранения традиционного образа жизни многих КМНС. Обсуждается вопрос о необходимости сокращения поголовья домашних оленей у оленеводов-частников.

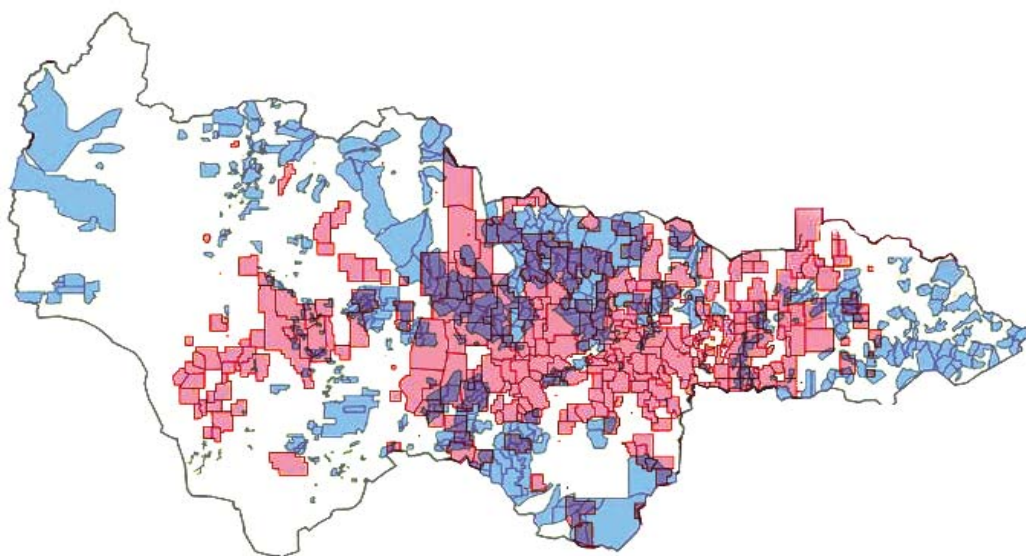


Рисунок 4.2.2.1.3. Перекрывание территорий традиционного природопользования (голубой цвет) и лицензионных участков промышленного освоения (красный цвет). По данным Управления лесного хозяйства и лесопромышленного комплекса Департамента природных ресурсов и несырьевого сектора экономики Ханты-Мансийского автономного округа-Югры

4.2.2.2. Морской зверобойный промысел: экосистемная услуга производства продукции морскими экосистемами

Морской зверобойный промысел в недалёком прошлом был распространён у всех коренных жителей Арктического и Дальневосточного побережья. Между береговыми и континентальными жителями был налажен обмен продукцией: первые получали тёплые меха сухопутных животных для одежды, а вторые – шкуры морских животных, необходимые для выделки ремней, подбивки лыж и полозьев нарт, изготовления непромокаемой одежды и обуви. Нерпичьим жиром, наряду с медвежьим, лечатся все коренные народы Севера. В настоящее время в наиболее полной форме промысел морского зверя сохранился у коренных жителей Чукотки – эскимосов и чукчей. Периодически им занимаются все береговые жители Арктики и Дальнего Востока.

Сейчас на Чукотке проживает примерно 8–9 тысяч членов семей охотников, занятых морским промыслом. Имеется 25 бригад и общин, занятых промыслом морского зверя, в которых числится около 300 охотников. В среднем, они ежегодно добывают около 100 китов и несколько тысяч ластроногих – моржей, лахтаков, нерп (по данным сельхозуправления ЧАО за 2007 и 2009 гг.). Вылов рыбы осуществляется в реках и прибрежной зоне моря. Так, в 2012 г. районным ассоциациям КМНС были выделены квоты на вылов 175 тонн горбуши, 460 тонн кеты и 165 тонн нерки. Ластроногие и серые киты используются для питания не только жителей, но и их ездовых собак, а также на зверофермах. На одного коренного жителя Чукотки сейчас приходится чуть более 110 кг продукции рыболовства и морзверобойного промысла. В пересчёте на один день – 304 г, в то время как норма составляет 1,8–2 кг мяса и рыбы в день в пересчёте на одного человека.

Мясо и жиры морских млекопитающих, рыб и водоплавающих птиц важны для коренных жителей высоких широт в качестве источника энергии и витаминов А, D, Е, К. В настоящее время опытных охотников и осваиваемых ими промысловых угодий недостаточно для того, чтобы обеспечить мясом и жиром морского зверя всех жителей в национальных береговых посёлках, а также связанных с этими посёлками оленеводов (Наши льды..., 2013; Основы морского..., 2007).

Продукция промысла морского зверя важна не только как питание для береговых жителей, но и как важнейший компонент взаимодействия между береговыми и оленеводческими КМНС. Традиция регулярных ежегодных взаимных обменов морских охотников и оленеводов продукцией – это не только товарообмен между разными народами, но и важная культурная традиция Севера. Эти обмены приурочены, главным образом, к летнему забою оленей. Для обмена береговые жители готовили шкуры

нерп и лахтаков, жир, сушёное мясо, белушьи жилы для ниток, лахтачью кожу для подошв и ремни для арканов, торбаза из нерпичьих шкур. Взамен они брали оленьё мясо, сало, оленьи жилы, камус, готовые чижи, штаны, торбаза из оленьего меха. Такое взаимодействие между народами помогает им выживать в экстремальных ситуациях. Чукотский полуостров – зона рискованного оленеводства: близость моря с зимней «открытой» водой нередко оборачивается гололёдом на зимних пастбищах. В такие трудные годы морские охотники всегда приходят на помощь оленеводам. В свою очередь, оленеводы буквально спасали от голодной смерти общины морских охотников в тяжёлые зимы, когда по разным причинам был невозможен промысел морского зверя.

Одним из значимых последствий потепления климата в приполярных областях северного полушария стало изменение режима ледовитости в регионе Берингова пролива. Осеннее установление льда в среднем происходит сейчас на 4–6 недель позже, чем в 1950–1960-е гг., а в северной части Берингова моря позже на 6–8 недель. Весеннее вскрытие льда повсеместно сдвинулось на более ранние сроки. В результате свободный от льдов период увеличился почти на два месяца, а время существования устойчивого ледового покрова, напротив, сократилось на 8–10 недель. Жители Чукотки вынуждены менять свой традиционный цикл использования ледового пространства. Аналогичные процессы происходят и на Аляске (Наши льды..., 2013).

За последние 100 лет число прибрежных аборигенных поселений сократилось (рис. 4.2.2.2.1), в то время как численность населения, основой питания и самообеспечения которого по-прежнему служит продукция традиционного природопользования, увеличилась в 2–3 раза. Это вызывает необходимость повышенного внимания к задаче сохранения ресурсной базы традиционного природопользования в исторических местах поселения КМНС.

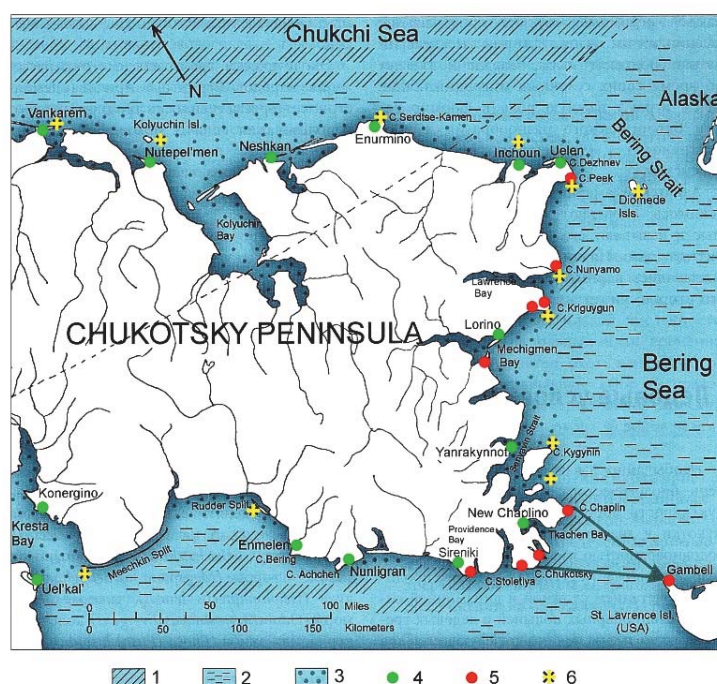


Рисунок 4.2.2.2.1. Схема распределения морских ледовых ландшафтов вдоль берегов Восточной Чукотки: 1 – полыньи; 2 – дрейфующие льды и разводья; 3 – береговой припай; 4 – действующие посёлки; 5 – покинутые посёлки; 6 – береговые лежбища моржей (Наши льды..., 2013)

Морской зверобойный промысел также сохранился в Камчатском крае – у алеутов на Командорских островах, которые добывают в основном морских котиков и сивучей, а также у береговых коряков и ительменов, промысляющих в Охотском и Беринговом морях. В XIX в. коренные жители Камчатки добывали и китов. Сейчас у них сохранился только обряд почитания кита, проводимый во время осеннего праздника. Промысел на Камчатке имеет тенденцию к расширению, однако Росрыболовство не поддерживает её. По информации территориального управления Росрыболовства, в последнее время объём

заявок на промысел морских млекопитающим значительно возрос – с 3 тыс. особей в 2014 году до 8 тыс. в 2019 году. Но прежнюю квоту сохранили. Более чем 400 жителям Камчатки, подавшим заявки, было предложено выловить по 0,09 штук крылатки, 0,277 ларги, 0,11 морского зайца⁶².

4.2.2.3. Традиционное рыболовство: экосистемная услуга производства продукции пресноводными и морскими экосистемами

Рыба, как и оленина, – важнейший компонент питания коренных народов. Мясом оленеводы питаются с сентября по апрель. Во время отёла и нагула в летний период оленей стараются не забивать. Летом большее значение приобретают охота, рыболовство, собирательство. Природный рацион коренного населения Севера, ориентированный на высокое потребление белка и животных жиров, является пока что единственным возможным для поддержания энергетического баланса организма в суровых условиях Севера (Хаснулин и др., 2005; см. также электронное Приложение к разделу 4.2.2.3). Рыбалкой живут в основном семьи, у которых совсем мало или нет оленей. Соответственно, в этих семьях рыба составляет основу белкового рациона. По данным департамента по делам КМНС, только в ЯНАО традиционной рыбодобычей занято 3,7 тыс. представителей малых народов.

Несмотря на существенную важность рыболовства для КМНС, современное положение в этой области нельзя назвать благополучным.

Промышленное освоение Севера, прежде всего – добыча полезных ископаемых и сопутствующее развитие инфраструктуры по их вывозу водными путями, привело к оскудению рыбных ресурсов. Примером может служить река Обь – самая рыбная река из впадающих в Северный Ледовитый океан. В конце 1970-х годов вылов в Оби составлял около 30 тыс. тонн рыбы в год. За последние полвека в нижнем и среднем течении реки он упал почти в два раза (до 17–19 тыс. тонн) из-за снижения рыбных запасов. К настоящему времени практически уничтожена популяция осетра. Муксун включён в Красную книгу ЯНАО. Снижаются запасы и других сиговых рыб. Из-за освоения газовых месторождений практически обезрыблены реки полуострова Ямала. Активное строительство новых портов для транспортировки углеводородов критически угрожает существованию полупроходных рыб Обского бассейна. В результате строительства каналов для прохода танкеров в порт Сабетта и далее морская вода, которую сейчас задерживают устьевые бары (наносные отмели), будет проникать южнее – вплоть до устья Тазовской губы. Это приведёт к серьёзным изменениям экологических условий в Обской губе и крайне негативно скажется на рыбных запасах бассейна Оби (Книжников и др., электронный документ).

Оскудение рыбных запасов произошло и в бассейне р. Печора, где с 1960-х годов ведётся нефтегазодобыча. Из-за загрязнения Печоры и её притоков, а также из-за браконьерского вылова рыб, запасы сига, ряпушки, омуля, сёмги сократились в 1990-х годах в несколько раз.

Кроме деградации рыбных запасов, имеются серьёзные проблемы с обеспечением к ним доступа КМНС. Традиционное рыболовство коренного и местного населения ограничивается в интересах коммерческого рыболовства, что противоречит законодательству РФ⁶³. Это выражается в предоставлении рыбопромысловых участков в местах традиционного проживания КМНС для промышленного, спортивного и любительского рыболовства, а также в сокращении объёмов допустимого для традиционного рыболовства улова и установлении более поздних, по сравнению с промышленным рыболовством, разрешённых сроков лова в одних и тех же бассейнах.

Несмотря на то, что статья 25 № 166-ФЗ «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» предоставляет право КМНС производить рыболовство в целях обеспечения их традиционного образа жизни и осуществления традиционной хозяйственной деятельности без предоставления рыбопромыслового участка и без разрешения на добычу водных биоресурсов (за исключением редких и находящихся под угрозой исчезновения видов), каждый представитель КМНС (включая детей и стариков) должен получить одобрение персональной заявки на вылов рыбы. Процедура подачи этих заявок неадекватно сложна. В результате разрешение на лов рыбы получают лишь единицы. Так, в соответствии с «Информацией о добыче (вылове) водных биоресурсов на территории Ненецкого

⁶² <https://www.kamchatinfo.com/news/kolhoz/detail/29588/>

⁶³ Статьи 48 и 49 № 52-ФЗ «О животном мире» и № 166-ФЗ «О рыболовстве...».

автономного округа за 2015 год» физическим лицам было выдано всего 150 разрешений – на более чем 7,5 тысяч представителей ненцев, а общинам – 7 разрешений.

Эта проблема усугубляется конфликтом местного населения с инспектирующими органами. Коренные малочисленные народы Севера читают закон буквально и считают, что согласно второй части ст. 25 № 166-ФЗ обязательные разрешения для рыболовства им не нужны. Инспектирующие органы зачастую не признают право рыболовства КМНС для собственных нужд и действуют в репрессивной форме (см. электронное Приложение к разделу 4.2.2.3).

4.2.2.4. Традиционная охота на суше: экосистемная услуга производства охотничьей продукции

Охота на диких животных является древнейшим способом жизнеобеспечения потребностей человека в пище и одежде. У КМНС удача в охоте является неотъемлемой характеристикой успешного человека, навыки охотничьего промысла прививаются с детства. У большинства КМНС охотниками могут быть не только мужчины, но и женщины. Это означает, что доля потенциальных охотников среди них значительно превосходит этот показатель у других народов России. Охота не только даёт необходимую пищу и одежду, но и составляет важнейший компонент культурных традиций КМНС. В современных условиях ключевое значение для поддержания традиционного места охоты в жизни КМНС имеют формы её организации и обеспечение доступа КМНС к охотничьим ресурсам.

В советское время на территориях традиционного проживания были образованы госпромхозы, специализировавшиеся на охоте и переработке охотничьей продукции. Особое место среди них занимал Госпромхоз «Таймырский», расположенный на территории проживания малочисленного народа нганасаны. Совхоз из оленеводческого хозяйства был перепрофилирован в охотничье. Госпромхоз занимался переработкой сырья (мяса, шкур, рогов), полученного в результате отстрела диких северных оленей. В прошлом нганасаны занимались охотой на диких оленей и имели крупные стада домашних. Однако с 1970-х годов приоритетным направлением хозяйствования стал промысел диких оленей. Госпредприятиям стало выгоднее производить массовый отстрел диких оленей, чем поддерживать домашнее оленеводство. Последние домашние олени нганасан были забиты и оленеводство у целого народа перестало существовать. Однако для сохранения малочисленных этнических групп оленеводческих народов приоритетным является именно поддержание домашнего оленеводства, а не промысел диких оленей. Переход к промыслу «дикаря» оказался для нганасанов вовсе не возвращением к более традиционной форме жизни. Напротив, они сделали участниками новой «индустриальной» формы использования ресурсов дикой природы в виде массового отстрела дикого северного оленя на переправах. Эта «индустриальная» форма охоты на Таймыре и в Эвенкии привела к стремительному сокращению там популяции диких оленей (см. электронное Приложение к разделу 4.2.2.1).

К настоящему времени "индустриальный" промысел почти прекратился и на оленей охотятся в основном местные охотники. Однако они остаются в экономической зависимости от тех, кто организует вывоз и сбыт продукции. Эта зависимость усугубляется в тех случаях, когда охотники вынуждены покупать продукты, запчасти и все прочие товары у одного и того же предпринимателя. Коррупционные связи торговых монополистов с госорганами, контролирующим охоту, ведут к возникновению острых конфликтов и препятствуют доступу КМНС к охотничьим ресурсам. Так, в последние годы в результате одного из таких конфликтов в Таймырском и Эвенкийском районах Красноярского края были созданы условия, в которых КМНС не могли законно осуществлять традиционную охоту для личных нужд на безвозмездной основе, как это предусмотрено законодательством РФ. Современная стратегия увеличения коммерческой прибыли от охотничьего хозяйства вступает в конфликт с принципом безвозмездного пользования охотничьими ресурсами КМНС, которым в этой отрасли отводится место наёмной рабочей силы. Формы этого найма за последние годы привели многих коренных охотников к долговому закабалению.

4.2.2.5. Проблемы доступа КМНС к природным ресурсам и экосистемным услугам

Предыдущий краткий обзор показывает, что продукционные экосистемные услуги критически важны для существования КМНС и поддержания их культурной идентичности. К таким услугам относятся, прежде всего, следующие:

– производство корма для оленей на природных пастбищах;

- производство продукции (прежде всего, морского зверя и рыбы) морскими экосистемами;
- производство продукции (прежде всего, рыбы), пресноводными экосистемами;
- производство охотничьей продукции наземными экосистемами.

В настоящее время следует выделить ряд ключевых проблем и подходов к их решению, необходимых для обеспечения устойчивого существования КМНС на основе традиционного использования северных экосистем.

1) Сокращение продукционных услуг оленьих пастбищ из-за крупномасштабного промышленного освоения северных территорий, которое ведёт к фрагментации, загрязнению, ухудшению качества естественных кормов. Результатом деградации этой экосистемной услуги является вынужденный перевыпас в районах распространения крупностадного товарного оленеводства. В настоящее время экологический и социально-экономический баланс между потребностями традиционного оленеводства в продукционных услугах оленьих пастбищ и потребностями развивающейся нефтегазовой промышленности в НАО, ЯНАО, ХМАО не найден. Конфликт продолжает развиваться (см. электронное Приложение к разделу 4.2.2.1). Тем не менее, оленеводство остаётся единственной отраслью традиционного природопользования, в которой заняты только народы Севера. В нем коренное население практически не встречает прямой конкуренции со стороны приезжего населения. Опасность для ведения традиционного хозяйства представляют только административные решения органов государственной власти.

2) Экосистемные услуги производства продукции (рыбы и охотничьих животных) водными и наземными экосистемами, обеспечивающие традиционное рыболовство и охоту, также в значительной мере подорваны промышленным освоением Севера. Однако в настоящее время не менее важны проблемы обеспечения доступа КМНС к этим услугам и ресурсам. В области рыболовства и охоты конкуренция КМНС с приезжими охотниками и рыбаками достаточно сильна и ещё возрастает по мере коммерциализации этих отраслей экономики. Государственные органы и коммерческие структуры препятствуют безусловному выполнению норм действующего законодательства о праве КМНС на безвозмездное пользование рыбными и охотничьими ресурсами (см. электронное Приложение к разделу 4.2.2.3). Уровень жизни КМНС в основном остаётся низким и не позволяет им включиться на равных условиях в рыночные и административные отношения в области получения доступа к традиционным биоресурсам.

3) Для предотвращения обострения конфликта за доступ к традиционным биоресурсам необходимо оптимизировать возможности конкурирующих за биоресурсы групп населения и коммерческих структур. Это относится в том числе к владельцам больших оленьих стад, которым необходимо сменить парадигму развития крупностадного оленеводства на семейно-родовое развитие этого вида хозяйства. Владельцы лицензий на промышленное и коммерческое освоение природных ресурсов в местах традиционного расселения и природопользования КМНС не должны ещё больше расширять своё производство, будь то освоение недр, коммерческое использование лесных, охотничьих и рыболовных ресурсов. Необходимо совершенствование законодательства не в сторону умаления прав коренных народов, а в сторону коррекции юридических пробелов и контроля за исполнением права КМНС на доступ к традиционным ресурсам.

4.2.3. Традиционные знания как основа устойчивого использования экосистемных услуг

Коренное население Севера выработало особые стратегии природопользования, которые адаптированы к низкому уровню биоразнообразия и продуктивности северных экосистем, а также обладают повышенной устойчивостью к резким негативным изменениям природных условий. Как отмечает Л.С. Богословская (2014), особенность традиционного образа жизни коренного населения Севера – динамичное существование на стыках полярных экосистем, каждая из которых в отдельности обладает низким видовым разнообразием, но в результате их соприкосновения возникают локальные участки с повышенным уровнем биологического разнообразия и/или продуктивности. Именно там возникли все традиционные поселения Севера. Коренное население Севера традиционно существует «внутри» экосистем, являясь их частью, занимая верх трофических (пищевых) пирамид, подобно крупным всеядным хищникам. Этим оно принципиально отличается от западных постиндустриальных обществ, живущих «над природой», вне естественных трофических связей. Условия существования вынуждают

северян вести исключительно общественный образ жизни и проявлять бережное отношение к природе в рамках культурной традиции. С помощью духовных и культурных традиций сообщества Севера сохраняют уровень биологического разнообразия и продуктивности экосистем, необходимый для их устойчивого существования (Богословская, 2014)

Сложную систему традиционных знаний КМНС можно подразделить на несколько основных компонентов.

Знания территории, природных условий и свойств биологических ресурсов – одомашненных и диких животных, дикорастущих съедобных и лекарственных растений, особенностей участков территории и природно-климатических зон – дают возможность КМНС выживать в экстремальных условиях, используя местные природные ресурсы. Кочевые скотоводы используют различные типы пастбищ в разные сезоны и при различных погодных условиях; зная особенности поведения животных. Скотоводы, рыболовы и охотники определяют время охоты и рыболовства, наиболее удобные маршруты, места стоянок и заготовки продукции. Также важны традиционные навыки ориентирования на местности, основанные на глубоких знаниях особенностей окружающего ландшафта на огромных пространствах. Традиционный календарь основан на глубоком знании биологических циклов одомашненных и промысловых животных, съедобных растений, о чем свидетельствуют названия некоторых месяцев в народных календарях. Для традиционного освоения ландшафта особенно важно сохранение и развитие знаний, связанных со средствами передвижения и транспортным животноводством (верховые и упряжные олени, яки, лошади, упряжные собаки), способы прокладки маршрутов кочёвок, технологии изготовления транспортных средств, устройства постоянных и временных поселений, сооружения постоянного и кочевого переносного жилища и устройства быта. Рацион коренных народов Севера, в котором преобладают продукты из мяса и рыбы, также является результатом адаптации к окружающей среде. Их недостаток в питании или замена покупными продуктами ведёт к дисбалансу обмена веществ, хроническому стрессу, заболеваниям (Хаснулин и др., 2005) и постепенной утрате сформировавшегося тысячелетиями кочевого генотипа, носители которого способны выживать в условиях кочевого образа жизни или морской охоты в ледовой обстановке. В традиционной медицине используются лечебные свойства растений, крови, мяса, жира животных. Одежда коренных народов Севера является адаптивным изобретением коренного населения, она приспособлена к суровым климатическим условиям, резким колебаниям температуры. Традиционные знания обеспечивают способы обработки и изготовления одежды из природных материалов, таких как шкуры животных и растительные волокна.

Знания способов использования природных ресурсов и форм хозяйственной деятельности, связанных с оленеводством и разведением других местных домашних животных, рыболовством, речным, озёрным, морским зверобойным промыслами, мясной и пушной охотой, собирательством дикорастущих растений позволяют КМНС устойчиво использовать экосистемы и экосистемные услуги на протяжении неограниченно долгого времени.

Крайне важна для устойчивого использования северных биоресурсов система сезонного и пространственного расположения стационарных и временных поселений, стойбищ, маршрутов кочёвок. В прежние времена у жителей Чукотки существовала экологически-адаптивная система расселения в береговой зоне. Даже в местах, богатых природными ресурсами, обычно создавался не один крупный посёлок, а несколько поселений на некотором удалении друг от друга, с небольшим количеством жителей в каждом. При снижении продуктивности одного вида биоресурсов, жители могли усилить промысловую нагрузку на другие виды. В периоды низкой численности морского зверя на первый план временно выходили рыболовство, охота на птиц, собирательство, включая сбор яиц на птичьих базарах. Всё побережье Чукотского полуострова менее века назад представляло собой непрерывную цепочку чукотских и эскимосских посёлков и территорий с хорошо известными границами, стационарными поселениями и сезонными охотничьими стоянками, правилами природопользования, тесными родственными и торговыми связями. Селения располагались на стыках экосистем, где биологическое разнообразие и продуктивность природных комплексов наиболее высоки, а энергетические затраты охотников на их добычу минимальны. Стационарные поселения создавались возле зимней «открытой» воды – необходимой естественной основы морской зверобойной культуры в регионе Берингова пролива. Особо важными были селения на поворотных мысах, с которых просматриваются обширные

морские пространства и к которым на протяжении тысячелетий близко подходят киты, моржи, тюлени. Равномерное размещение вдоль побережья небольших селений и сезонных охотничьих стоянок способствовало распределению промысловой нагрузки на популяции морских зверей и уменьшению антропогенного воздействия на окружающую среду (Наши льды..., 2013; Основы морского..., 2007).

Примером традиционного метода устойчивого использования оленьих пастбищ является «круговой» выпас, который практикуется у оленеводов ЯНАО, НАО, на Кольском полуострове и Чукотке. Выпас большого стада, особенно летом, построен по принципу кругового движения – вокруг стойбища на площади радиусом около 5 км. Пастухи во время своего дежурства направляют стадо на ночь вдаль от стойбища, днём – к стойбищу. Следующий дежурный вновь отгоняет стадо на 5–7 км от стойбища, но не точно в ту же сторону, куда они ходили прошлой ночью, а правее (по солнцу), причём возвращается стадо тоже не по прежнему следу, а ещё чуть правее. Так возникает рисунок выпаса, напоминающий лепестки или кружево. Обычно таких лепестков вокруг стойбища оказывается 3–5, прежде чем стойбище снимется и перейдёт на новое место, на расстояние 7–10 км. Даже крупное стадо в несколько тысяч голов при таком вращении не травит пастбище, а сохраняет его по ненецкой пословице «земля после нас остаётся» (Головнёв, 2019; Головнёв и др., 2016).

Регулирование численности одомашненных животных обеспечивается традиционными знаниями в области биологии, ветеринарии, селекции и этологии животных. К ним относятся принципы отбора животных во время ежегодного зимнего и весеннего забоя. Выбраковываются больные животные, яловые важеньки, задиристые молодые бычки и не ставшие производителями быки прошлого года. По поведенческим признакам отбираются и кастрируются быки для обучения работе в упряжке. Во время отёла от стада отделяются важеньки с телятами, чтобы обеспечить им спокойные условия для выкармливания и нагула.

Регулирование численности диких животных обеспечивается традиционными запретами на охоту и рыболовство в определённые периоды и в определённых местах. Так, морские охотники соблюдали целый ряд правил личного и коллективного поведения во время охоты и нахождения на берегу, а также выполняли множество запретов и ритуалов. Всё это помогало тысячелетиями сохранять высокий уровень биологического разнообразия и продуктивности морских экосистем Восточной Чукотки, несмотря на значительный размах климатических изменений, имевших место в регионе Берингова пролива.

Технологии переработки продукции традиционного природопользования: сушка, вяление, ферментирование (квашение), естественная заморозка и другие позволяют заготовить и сохранить продукцию впрок и способствуют разумному использованию возобновляемых природных ресурсов.

Традиционная структура самоорганизации социальной, экономической и культурной деятельности также обеспечивает устойчивость использования возобновляемых природных ресурсов и передачу экологически и этнически значимой информации через поколения (Значение традиционных..., 2007; Мурашко, 2014). Традиционные социально-культурные связи, ценности, стереотипы межличностных и общественных отношений обусловлены центральной ролью того или иного вида деятельности в жизни коренного народа. Знание границ родовых территорий выпаса скота, охотничьих и рыболовных угодий обеспечивает соблюдение общественного договора в отношении использования на них природных ресурсов. Сохраняются обычаи взаимопомощи между хорошо обеспеченными и малообеспеченными семьями, приёма в семью оставшихся одинокими взрослых и детей. Традиционное разделение труда направлено на упорядочение взаимоотношений в семье. Мужчины охраняют и пасут оленей и скот, занимаются охотой и рыболовством, заботятся о безопасности поселений и условий перекочёвки. Женщины отвечают за порядок в жилище, носят воду, готовят пищу, обрабатывают шкуры, шьют из них одежду и обувь, собирают съедобные и лечебные травы, ягоды, готовят снадобья. Традиционный стереотип репродуктивного поведения нацелен на большое число детей в семье, которые с раннего возраста участвуют во всех сферах жизни (Мурашко, 2014).

Традиционное мировоззрение основано на почитании духов природы (анимистические представления) и духов предков (Харючи, 2012; Штаммлер, 2008; Мурашко, 2014). Вера в духов-хозяев гор, рек, достопримечательных мест и почитание предков воплощается в обычае почитания священных мест. Родовые священные места расположены по маршруту кочевания, на них запрещено охотиться, рыбачить, ловить рыбу, собирать ягоды, шуметь. Правила поведения и ритуалы, совершаемые на священных местах, по мнению коренных жителей, необходимы для поддержания духовной связи человека

с окружающей средой через мир духов. Поэтому разрушение священного места или невозможность исполнения ритуала, по их мнению, ведёт к опасному разрушению этих связей (Значение и охрана..., 2004). Правила поведения на священных местах, запрещающие тревожить землю, священные камни, скалы, холмы, водоёмы, растения и животных, находящихся в этих местах, сходны с правилами поведения на особо охраняемых территориях и способствуют сохранению биоразнообразия (Значение традиционных..., 2007).

«Полноценная передача традиционных знаний возможна только при непосредственном и длительном взаимодействии старших и младших поколений, общающихся на родном языке, в котором основная часть лексики представлена терминами и понятиями, связанными с природой и природопользованием. Большую роль в передаче знаний играют национальные приёмы воспитания и обучения – прежде всего, семейная среда, практикующая раннее включение детей в трудовые процессы наравне с взрослыми» (Богословская, 2014).

Одним из примеров традиционных знаний о природе может служить представление морских охотников о морском льде как особом виде культурного ландшафта. Детальная народная типология льда может быть прослежена по традиционной номенклатуре народных названий для разных типов морского льда в национальных языках и диалектах. Народные типологии заметно отличаются от классификаций морского льда, используемых судоводителями и учёными-гляциологами. «Ледовые словари» на языках и диалектах коренных жителей зачастую имеют до 60–80 и даже более 200 названий для разных видов льдов и связанных с ними явлений. Коллективные (общинные) и индивидуальные знания об особенностях формирования, использования и степени опасности каждого из распознаваемых видов льдов и ледовых ландшафтов передаются из поколения в поколение. Сохраняются издавна сложившиеся маршруты для передвижения по льду с соответствующими народными названиями и специфическими ориентирами как на берегу, так и на льду. Во многих районах в зимние месяцы территория, используемая местными общинами, может удваиваться и даже утраиваться за счёт добавления участков прибрежных морских льдов. Передаются знания об опасных участках ледового ландшафта. Во многих районах Арктики существуют ежегодно образующиеся постоянные ледовые трещины и полыньи, которые хорошо известны местному населению. Есть участки, подверженные регулярным отрывам и отколам припайного льда; попавшие на такой лёд охотники могут быть унесены на многие месяцы в опасный ледовый дрейф. Сведения об этих участках и рассказы о местах, опасных с ритуальной точки зрения, как владения вредоносных или сверхъестественных существ, сохраняются в общинной памяти и передаются из поколения в поколение. Во многих частях Арктики существуют проложенные тропы на льду, причальные места и даже настоящие дороги, ежегодно создаваемые местными общинами для охоты и передвижения между посёлками. Они поддерживаются, обновляются и, как аналогичные образования на суше, обычно имеют собственные названия и группы людей, ответственных за их поддержание.

Традиционные маршруты оленеводов организованы с учётом смягчения последствий природных бедствий, таких как пурга, гололёд, сход снежных лавин. Оленеводы, кочуя, заранее присматривают тихие места для укрытий стад от пурги, растительность на гольцах на случай бескормицы, безопасные места прохода под скалами. Таким образом, традиционные навыки ориентирования на местности, основанные на глубоких знаниях особенностей окружающего ландшафта на огромных пространствах, имеют своей целью обеспечение безопасности людей и одомашненных животных (Значение традиционных..., 2007).

Весь спектр традиционных знаний, обеспечивающих традиционный образ жизни, пути кочевания, возможности для манёвра в экстренных ситуациях, священные и запретные для посещения места, и связанные с ними природные объекты, являются важной информационной экосистемной услугой, которая должна быть сохранена в целях устойчивого развития природопользования коренных народов.

5. Соотношения между индикаторами экосистемных активов, услуг и природных условий, выявленные в проекте TEEB-Russia

5.1. Индикаторы экосистемных активов и климатических условий

Анализ зависимостей между индикаторами климатических условий и экосистемных активов проведён для следующих индикаторов:

- климатические параметры: среднегодовая температура и среднегодовое количество осадков по данным ресурса Land Resources of Russia⁶⁴ (Stolbovoi, McCallum, 2002);
- индикатор степени трансформированности территории (индикатор, обратный площади природных экосистем) – доля площади трансформированных экосистем (см. раздел 3.1.1);
- индикаторы функционирования экосистем: фитомасса и продуктивность природных экосистем (см. раздел 3.1.3);
- индикаторы биоразнообразия: индикаторы видового богатства птиц в 50-км квадратах (см. раздел 3.2.3), индикаторы видового богатства сосудистых растений – число видов растений на 100 тыс. км² (см. раздел 3.3.1) и число видов в локальных флорах (см. раздел 3.3.2).

Анализ зависимостей проведён в трёх масштабах:

- а) для средних значений индикаторов для экорегионов – средние значения вычислялись как средние значения индикаторов в 50-км квадратах для каждого экорегиона;
- б) для значений индикаторов в 50-км квадратах в пределах ЕТР – значения индикаторов видового богатства птиц определены, исходя из фактического числа видов птиц, зарегистрированных в каждом 50-км квадрате (см. раздел 3.2.3), значения других индикаторов в квадратах определены средствами ГИС (см. раздел 2.3);
- в) для средних значений индикаторов для субъектов РФ в пределах ЕТР либо в пределах всей страны – значения индикаторов видового богатства птиц определены как средние значения в 50-км квадратах в пределах территории каждого субъекта РФ, средние значения других индикаторов в пределах территории каждого субъекта определены средствами ГИС (см. раздел 2.3).

Основные сопоставления сделаны в пределах ЕТР, однако ряд зависимостей проанализирован для субъектов РФ на всей территории страны на основе данных проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016).

Зависимости, выявленные для экорегионов, были проанализированы как для отдельных экорегионов, так и для следующих групп, внутри которых зависимости имеют сходный характер:

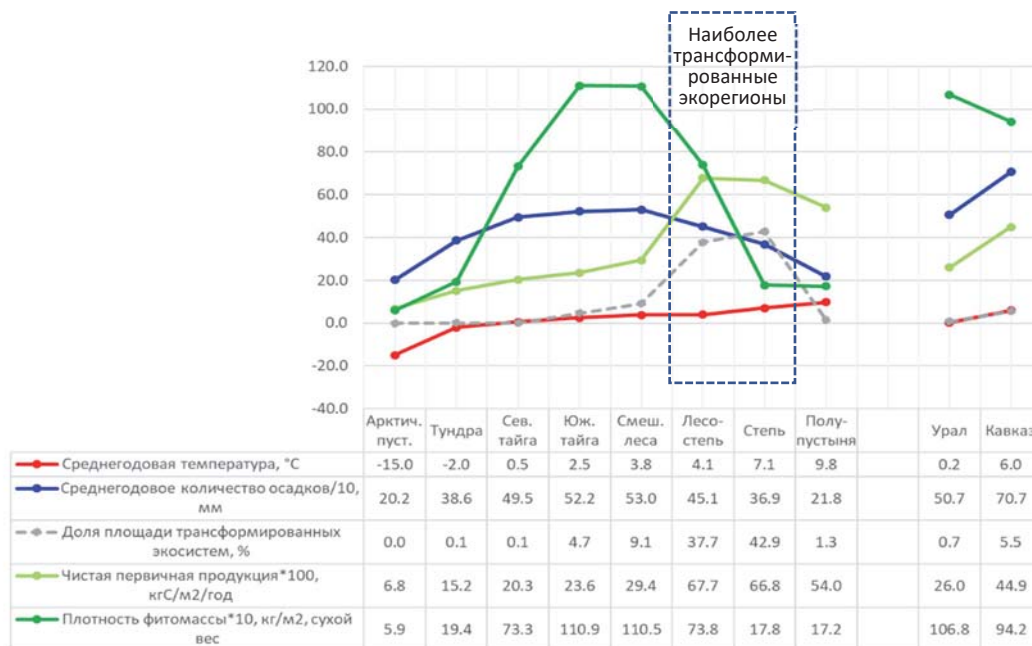
- группа северных, лесных и горных экорегионов, включающая арктические пустыни, тундру, северную тайгу, южную тайгу, смешанные леса, горные леса и тундры Урала, горные леса Кавказа;
- группа южных экорегионов, включающая лесостепь, степь, полупустыню;
- группа слаботрансформированных экорегионов, включающая арктические пустыни, тундру, северную тайгу, южную тайгу, смешанные леса, горные леса и тундры Урала, горные леса Кавказа, а также полупустыню;
- группе сильно трансформированных (сельскохозяйственных) экорегионов, включающая лесостепь и степь.

На данном этапе исследований, учитывая существенный объём анализируемых данных, мы сочли целесообразным выделить небольшое число групп экорегионов, которые объединяют разнородные экосистемы. В дальнейших исследованиях, очевидно, необходима детализация и корректировка выделенных нами обобщённых групп экорегионов. Так, очевидно, что лесостепь, отнесённая в данном исследовании к группе южных экорегионов, на самом деле представляет собой мозаику лесных и травянистых участков и требует отдельного анализа. Также отдельного анализа требуют горные регионы, а также арктические пустыни и тундра, включённые в настоящее исследование в группу северных, лесных и горных экорегионов. Кроме того, необходим более детальный анализ зависимостей внутри отдельных экорегионов.

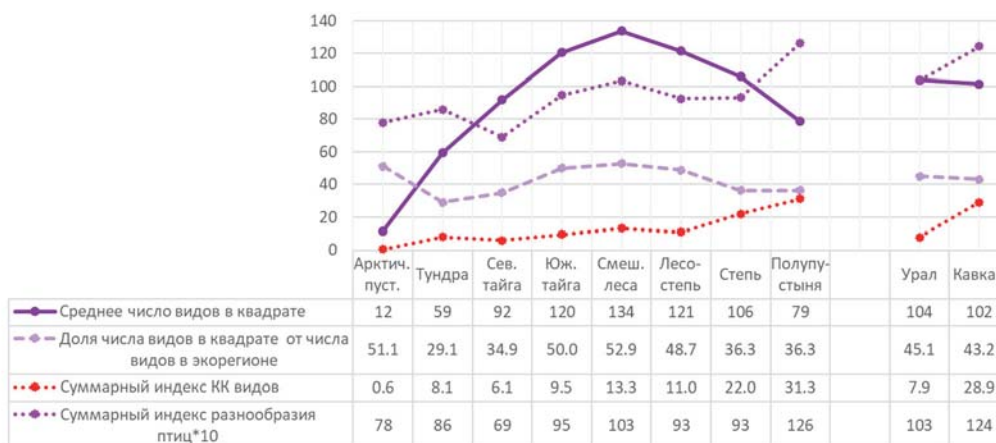
⁶⁴ https://webarchive.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia_cd/guide.htm

5.1.1. Средние для экорегионов значения индикаторов

Средние значения основных индикаторов климатических условий, состояния экосистем и разнообразия птиц для экорегионов показаны на рисунке 5.1.1.1 а, б.



а



б

Рисунок 5.1.1.1. Изменения средних для экорегионов значений индикаторов климатических условий и состояния экосистем: а) климатические показатели и индикаторы состояния экосистем; б) индикаторы разнообразия птиц

Из этих графиков видно, что некоторые индикаторы изменяются на градиенте север – юг сходным образом. Все индикаторы, кроме среднегодовой температуры и суммарного индекса краснокнижных видов птиц (об индексах краснокнижных видов птиц см. раздел 3.2.3.3), при движении с севера на юг вначале растут, а затем снижаются. Однако максимальные значения они имеют в разных экорегионах. Показатели среднего количества осадков, суммарной фитомассы (рис. 5.1.1.1 а) и среднего числа видов в 50-км квадратах (рис. 5.1.1.1 б) имеют максимальные значения в лесных экорегионах. Показатели продуктивности и степени нарушенности экосистем имеют максимальные значения в лесостепи и степи (рис. 5.1.1.1 а). Повышенные значения сразу двух показателей (продуктивности и степени нарушенности экосистем) выделяют два последних наиболее трансформированных экорегиона (в экорегионе полупустынь показатель продуктивности также высок, но степень трансформированности низкая).

5.1.2. Корреляции между индикаторами климатических условий и экосистемных активов

Коэффициенты корреляции между климатическими показателями и индикаторами состояния экосистем и биоразнообразия для трёх масштабов анализа приведены в таблицах 5.1.1.1, 5.1.1.2 и 5.1.1.3 (корреляции между разными индикаторами разнообразия птиц рассмотрены в разделе 3.2.3). При расчёте для количественных индикаторов использован коэффициент корреляции Пирсона, для балльных индикаторов (суммарные индексы краснокнижных видов и разнообразия птиц) – коэффициент корреляции Спирмена. Как видно из таблиц, корреляции лучше всего проявляются для фактических значений в 50-км квадратах, хуже всего – для средних для экорегионов значений индикаторов.

Таблица 5.1.2.1. Корреляция между средними для экорегионов значениями индикаторов климатических условий, состояния экосистем и разнообразия птиц

	Среднегодовая температура	Среднегодовое количество осадков	Доля площади трансформированных экосистем	Чистая первичная продукция	Фитомасса
Среднегодовое количество осадков	.091	1			
Доля площади трансформированных экосистем	.770**	.333	1		
Чистая первичная продукция	.879**	.103	.879**	1	
Фитомасса	-.006	.903**	.345	.091	1
Среднее число видов птиц в 50-км квадратах	.394	.588	.818**	.588	.733*
Доля от числа видов в экорегионе	-.122	.255	.207	.012	.401
Суммарный индекс КК видов	.927**	.176	.697*	.782**	.055
Суммарный индекс разнообразия птиц	.612	.358	.382	.515	.309

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 10$.

Таблица 5.1.2.2. Корреляции между фактическими значениями индикаторов климатических условий, состояния экосистем и разнообразия птиц в 50-км квадратах

	Среднегодовая температура	Среднегодовое количество осадков	Доля площади трансформированных экосистем	Чистая первичная продукция	Фитомасса
Среднегодовое количество осадков	.000	1			
Доля площади трансформированных экосистем	.526**	-.221**	1		
Чистая первичная продукция	.585**	-.233**	.813**	1	
Фитомасса	-.022	.676**	-.325**	-.349**	1
Число видов птиц в 50-км квадратах	.278**	.213**	.150**	.138**	.353**
Доля от числа видов в экорегионе	.101**	.215**	.017	.012	.394**
Суммарный индекс КК видов	.461**	-.206**	.285**	.321**	-.184**
Суммарный индекс разнообразия птиц	.273**	-.042	.131**	.136**	.039

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 1450$, для индикаторов разнообразия птиц, $n = 1655$ для индикаторов состояния экосистем.

Таблица 5.1.2.3. Корреляции между средними для субъектов РФ в пределах ЕТР значениями индикаторов климатических условий, состояния экосистем и биоразнообразия

	Среднегодовая температура	Среднегодовое количество осадков	Доля трансформированных экосистем	Чистая первичная продукция	Фитомасса	Число видов в локальных флорах	Число видов растений на 100000 км ²
Среднегодовое количество осадков	-.014	1					
Доля площади трансформированных экосистем	.434**	-.238	1				
Чистая первичная продукция	.588**	-.197	.860**	1			
Фитомасса	-.236	.637**	-.400**	-.531**	1		
Среднее число видов в локальных флорах	.298*	.539**	.282*	.443**	.102	1	
Число видов растений на 100000 км ²	.454**	.433**	.231	.319*	.428**	.634**	1
Среднее число видов птиц в 50-км квадратах	.178	.156	.243	.127	.467**	.301*	.664**
Суммарный индекс КК видов	.613**	-.006	.256	.366**	-.157	.328*	.174
Суммарный индекс разнообразия птиц	.344*	.152	.109	.143	.195	.361**	.347*

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 54$.

Значимые положительные корреляции выявляются между следующими индикаторами (табл. 5.1.2.4): 1) между среднегодовой температурой, индикаторами продуктивности и трансформированности территории, индексом краснокнижных видов птиц, значения которых увеличиваются с севера на юг; 2) между среднегодовым количеством осадков и фитомассой экосистем. При этом, между индикаторами, перечисленными выше в группах «1» и «2», выявляются отрицательные корреляции. Исключением являются показатели видового богатства птиц, которые либо положительно связаны с другими индикаторами, либо связь отсутствует. Показатели видового богатства растений в целом положительно связаны с показателями разнообразия птиц (табл. 5.1.2.3).

Таблица 5.1.2.4. Корреляции между индикаторами климатических условий, состояния экосистем и биоразнообразия при разных масштабах анализа

Знак корреляции	Показатели		Масштабы анализа			Комментарии
			Экорегионы	50-км квадраты	Субъекты РФ	
Индикаторы состояния экосистем						
+	Продуктивность Трансформированность	Температура	**	**	**	В общем, увеличиваются с севера на юг (рис. 5.1.1.1 а)
+	Продуктивность	Трансформированность	**	**	**	Имеют максимальные значения в лесостепи и степи (5.1.1.1 а)
+	Фитомасса	Осадки	**	**	**	Имеют максимальные значения в двух южных лесных регионах (рис. 5.1.1.1 а)
-	Фитомасса	Продуктивность Трансформированность		**	**	
Индикаторы биоразнообразия						
+	Число видов птиц в 50-км квадратах	Трансформированность	**	**		Число видов птиц имеет максимум в экорегионе смешанных лесов, но при движении от этого экорегиона на юг оно снижается не так сильно, как при движении на север, поэтому изменения этого показателя на градиенте север-юг в целом более или менее сходны с изменениями степени трансформированности территории (5.1.1.1 а, б)
+	Число видов птиц в 50-км квадратах	Фитомасса	*	**	**	Имеют максимальные значения в середине градиента север-юг (5.1.1.1 а, б)
+	Суммарный индекс краснокнижных видов птиц	Температура Продуктивность	**	**	**	Увеличиваются с севера на юг (5.1.1.1 а, б)

5.1.3. Климатические условия – степень трансформированности территории

Степень трансформированности территории положительно связана со среднегодовой температурой во всех масштабах рассмотрения (табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3, рис. 5.1.3.1 а, 5.1.3.2. а, 5.1.3.3 а) и отрицательно связана со среднегодовым количеством осадков для 50-км квадратов и субъектов РФ, хотя в последнем случае зависимость статистически незначима (табл. 5.1.2.2, 5.1.2.3, рис. 5.1.3.2 б, 5.1.3.3 б). Для средних в экорегионах значений индикаторов зависимость между количеством осадков и степенью трансформированности территории не выявлена (табл. 5.1.2.1, рис. 5.1.3.1 б).

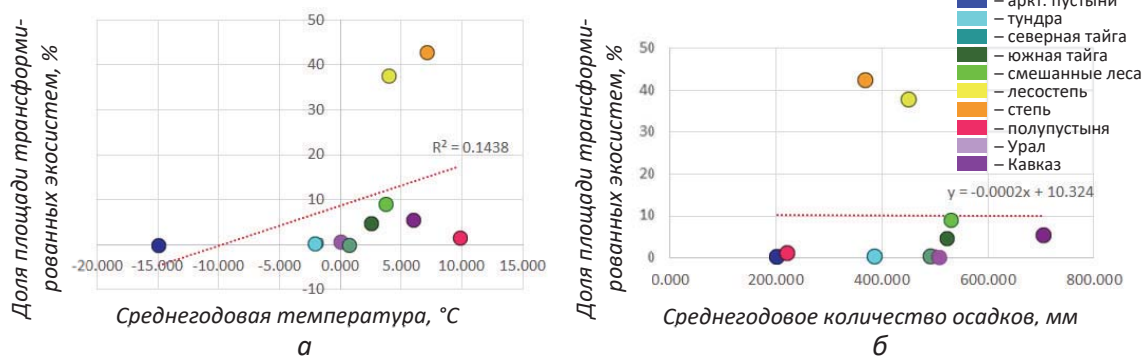


Рисунок 5.1.3.1. Зависимости между степенью трансформированности территории и климатическими параметрами для средних в экорегионах значений индикаторов, цвет соответствует карте экорегионов на рис. 2.2.1

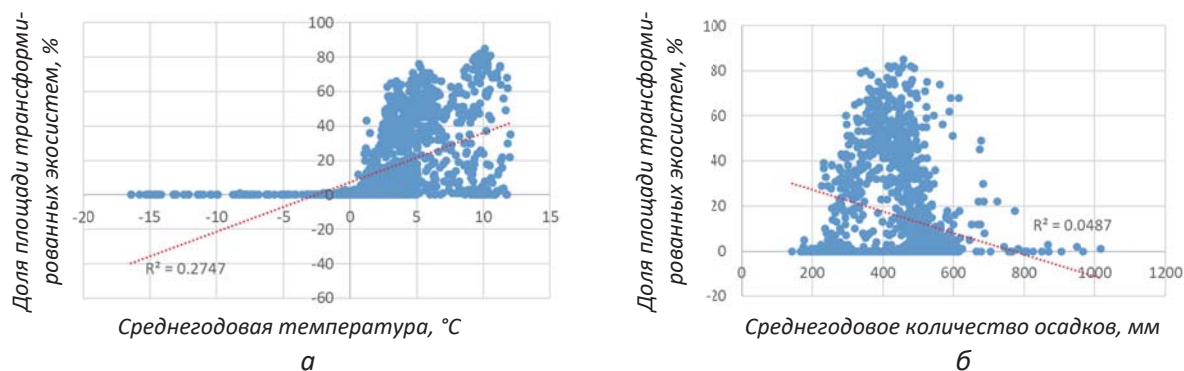


Рисунок 5.1.3.2. Зависимости между степенью трансформированности территории и климатическими параметрами для 50-км квадратов

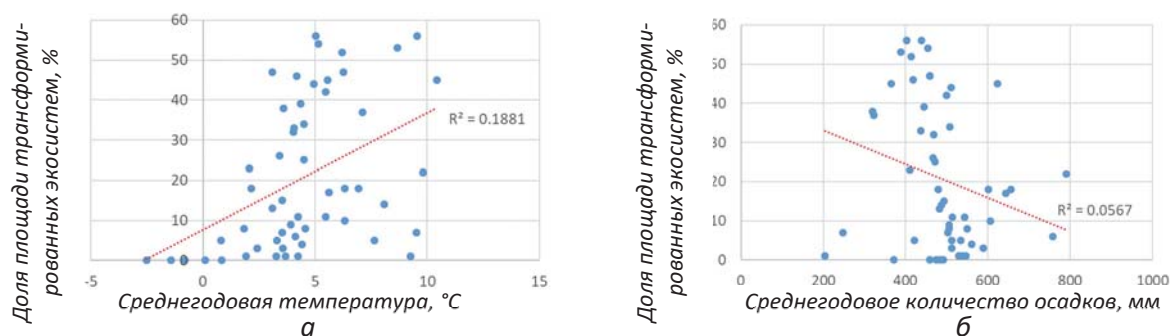


Рисунок 5.1.3.3. Зависимости между степенью трансформированности территории и климатическими параметрами для субъектов РФ в пределах ЕТР

Положительная зависимость между степенью трансформированности территории и температурой для 50-км квадратов в пределах всей ЕТР может возникать из-за различий значений индикаторов между группой северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет на рис. 5.1.3.4 а) и группой южных экорегионов (оранжевый цвет на рис. 5.1.3.4 а). Внутри этих групп экорегионов зависимости между степенью трансформированности территории и температурой слабы либо отсутствуют. Отрицательная зависимость между степенью трансформированности территории и количеством осадков, выявленная для ЕТР в целом, также может возникать из-за различий аналогичных соотношений в группе северных, лесных и горных экорегионов, внутри которой зависимость практически отсутствует и в группе южных экорегионов, внутри которой выявляется положительная зависимость (рис. 5.1.3.4).

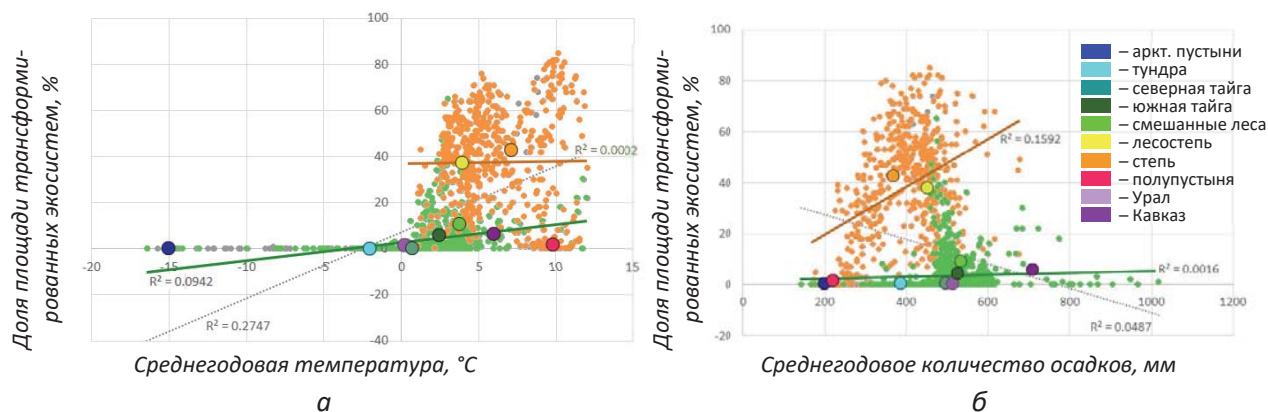


Рисунок 5.1.3.4. Зависимости между степенью трансформированности территории и климатическими параметрами для 50-км квадратов в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет), средние для экорегионов значения показаны кружками, цвет соответствует карте экорегионов на рис. 2.2.1. Зависимости для ЕТР в целом показаны серым пунктиром

Очевидно, что степень трансформированности территории, то есть интенсивность её использования в сельском хозяйстве непосредственно зависит от климатических условий. Характер этих полученных зависимостей практически повторяет таковой между климатическими параметрами и показателем продуктивности природных экосистем, исследованный далее в разделе 5.1.5. Кроме того, как и следовало ожидать, степень трансформированности территории тесно связана с показателем продуктивности природных экосистем (рис. 5.1.1.1, табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3, раздел 5.1.7), что соответствует общей закономерности наибольшего развития сельского хозяйства в наиболее продуктивных районах. Поэтому объяснение выявленных зависимостей между степенью трансформированности территории и климатическими условиями полностью аналогично таковому для зависимостей между продуктивностью природных экосистем и климатическими условиями и дано в разделе 5.1.5.

5.1.4. Климатические условия – индикаторы биоразнообразия

Как уже сказано выше, на градиенте север – юг суммарный индекс краснокнижных видов птиц монотонно растёт с севера на юг (рис. 5.1.4.1 а), аналогично среднегодовой температуре (об индексах краснокнижных видов птиц см. раздел 3.2.3.3). Показатели видового богатства птиц (среднее число видов в квадрате и средняя доля числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе) имеют максимальные значения в середине градиента север – юг, аналогично среднегодовому количеству осадков (за исключением высокого значения доли числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе арктических пустынь, рис. 5.1.4.1 а; см. также раздел 3.2.3.2). Суммарный индекс разнообразия птиц монотонно повышается с севера на юг (рис. 5.1.4.1 а).

При всех масштабах анализа индикаторы биоразнообразия либо положительно связаны с температурой и количеством осадков, либо связь отсутствует (табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3, рис. 5.1.4.1 – 5.1.4.3). Исключением является отрицательная корреляция с количеством осадков суммарных индексов краснокнижных видов и разнообразия птиц для 50-км квадратов, табл. 5.1.2.2). При всех масштабах рассмотрения между индикаторами видового богатства и температурой кроме положительной зависимости выявляется также унимодальная зависимость с максимальными значениями числа видов при среднегодовой температуре около 4–5 °С (рис. 5.1.4.1 б; 5.1.4.2 – левая колонка графиков; 5.1.4.3 а).

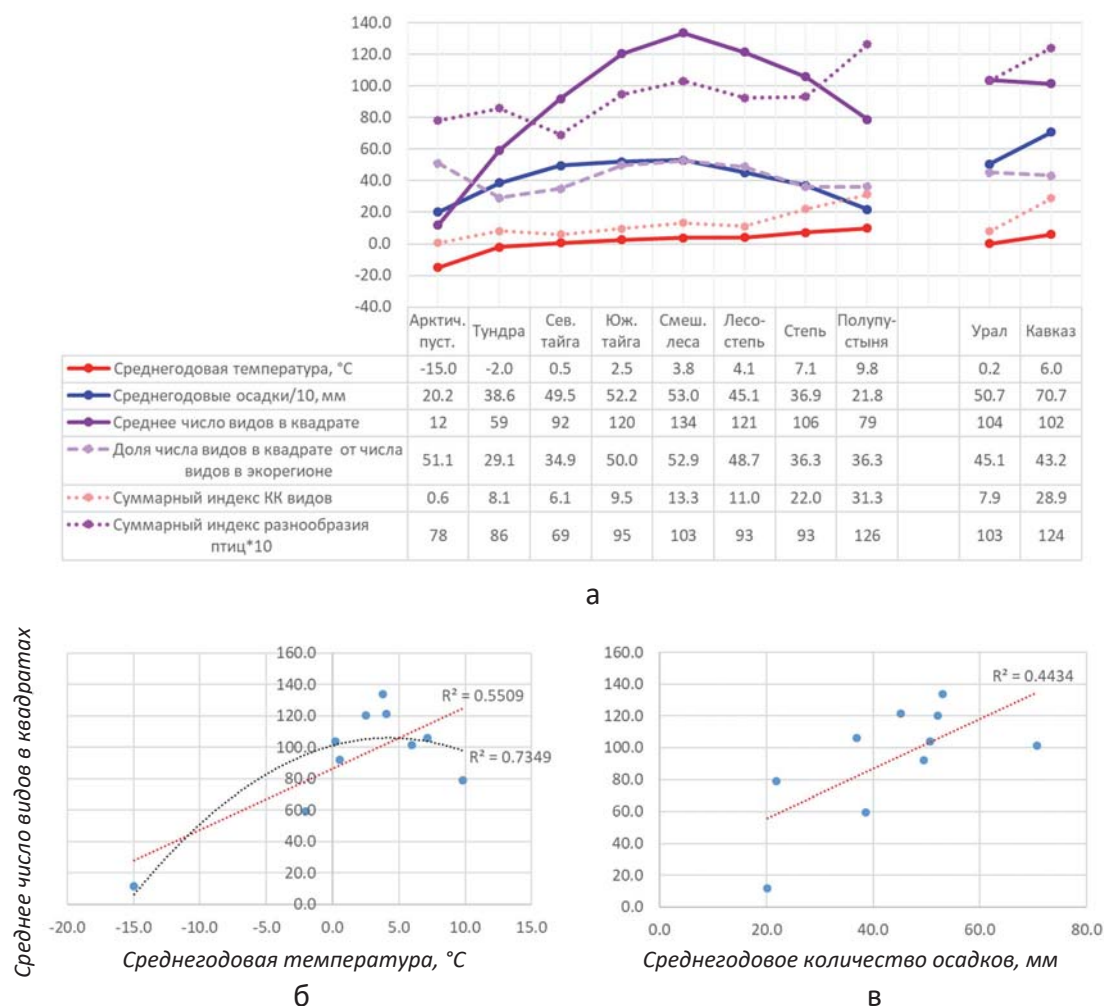


Рисунок 5.1.4.1. Средние для экорегионов значения климатических параметров и числа видов птиц в 50-км квадратах: а) изменение средних значений на градиенте север-юг; б) зависимость между средними значениями числа видов птиц в квадратах и среднегодовой температурой; в) зависимость между средними значениями числа видов птиц в квадратах и среднегодовым количеством осадков

Унимодальные зависимости между индикаторами видового богатства и среднегодовой температурой могут проявляться из-за разного характера зависимостей между этими показателями в разных диапазонах значений температуры. Действительно, для 50-км квадратов общая для ЕТР зависимость числа видов птиц от температуры распадается на существенно более сильную, чем общая для ЕТР, положительную зависимость для группы северных и лесных экорегионов (от арктических пустынь до смешанных лесов) и слабую отрицательную зависимость для группы южных экорегионов (лесостепь, степь, пустыня). Последнее, очевидно, объясняется тем, что в этой группе экорегионов с ростом температуры происходит иссушение климата и условия для птиц становятся менее благоприятными (рис. 5.1.4.3 в). Зависимость числа видов птиц от количества осадков положительна как для северной, так и для южной группы экорегионов, но для последней она выражена слабее (рис. 5.1.4.3 г). Внутри экорегионов зависимости разнонаправленные или отсутствуют (рис. 5.1.4.3 д, е) – то есть общие для ЕТР и групп северных и южных регионов тренды создаются, скорее, средними значениями для экорегионов, а не положительными или отрицательными зависимостями внутри них.

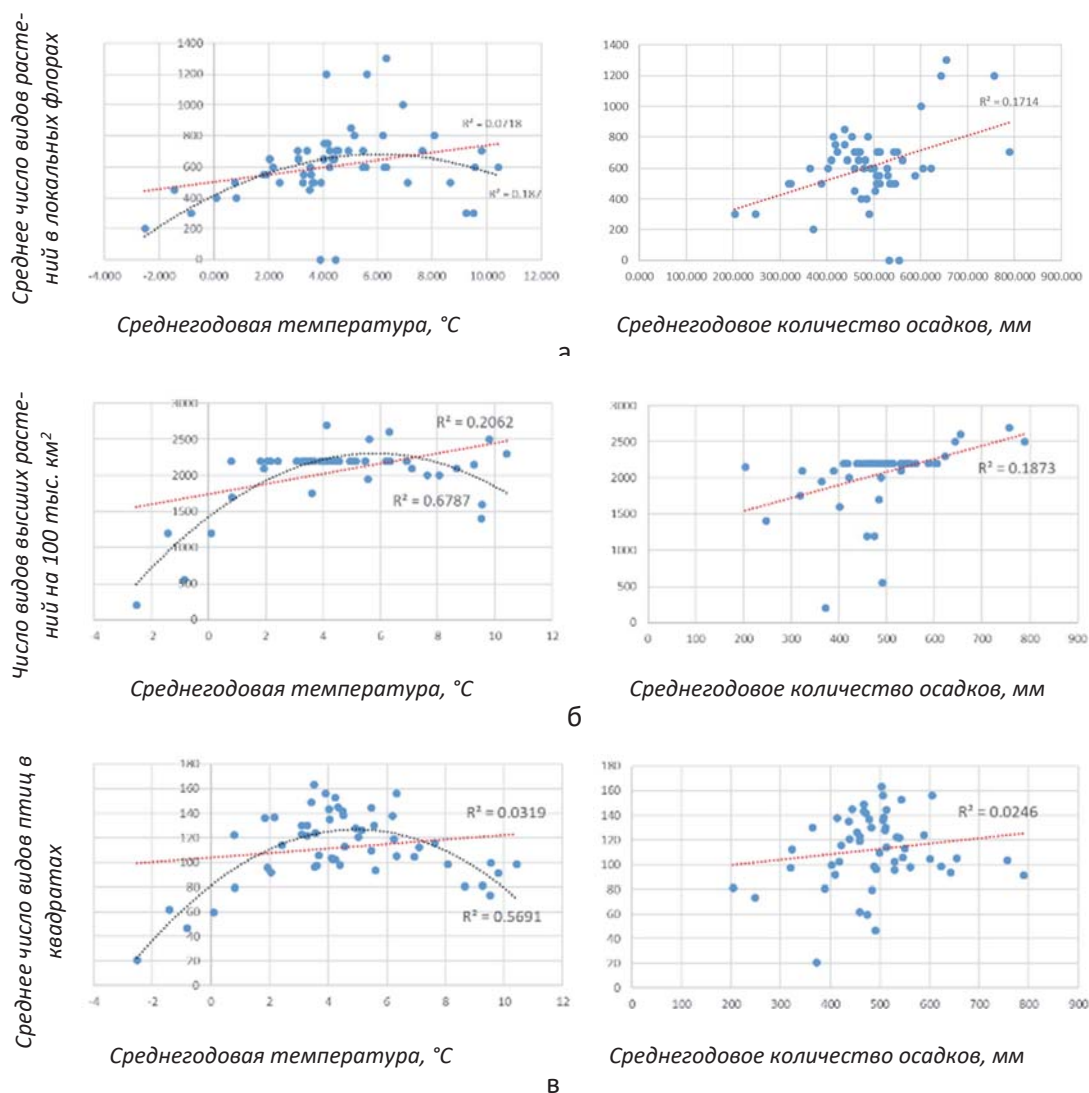


Рисунок 5.1.4.2. Зависимости между показателями видового богатства и климатическими параметрами для субъектов РФ в пределах ЕТР: а) для среднего числа видов высших растений в локальных флорах; б) для числа видов высших растений на 100 тыс. км²; в) для среднего числа видов птиц в 50-км квадратах каждого из субъектов РФ

Различия характера корреляций числа видов растений и птиц с температурой (левая колонка графиков на рис. 5.1.4.2) и осадками (правая колонка на рис. 5.1.4.2) могут объясняться характером изменения климатических показателей на градиенте север – юг на ЕТР. Осадки возрастают до экорегиона смешанных лесов, потом их среднегодовые значения снижаются, а показатели среднегодовой температуры монотонно увеличиваются с севера на юг (рис. 5.1.4.1 а). Это хорошо видно также на графике зависимости между количеством осадков и температурой для 50-км квадратов (рис. 5.1.4.4): в группе северных экорегионов осадки возрастают вместе с температурой, в южной – снижаются по мере роста температуры.

В дальнейшем необходимо проанализировать полученные результаты с точки зрения биоклиматического оптимума. Предварительный анализ показывает, что для равнинных экорегионов ЕТР для видового разнообразия исследованных групп (высшие растения и птицы) оптимум может находиться около 4–5°C среднегодовой температуры в экорегионах смешанных лесов и лесостепи. Закономерности распределения видового богатства в горных экорегионах требуют отдельного анализа.

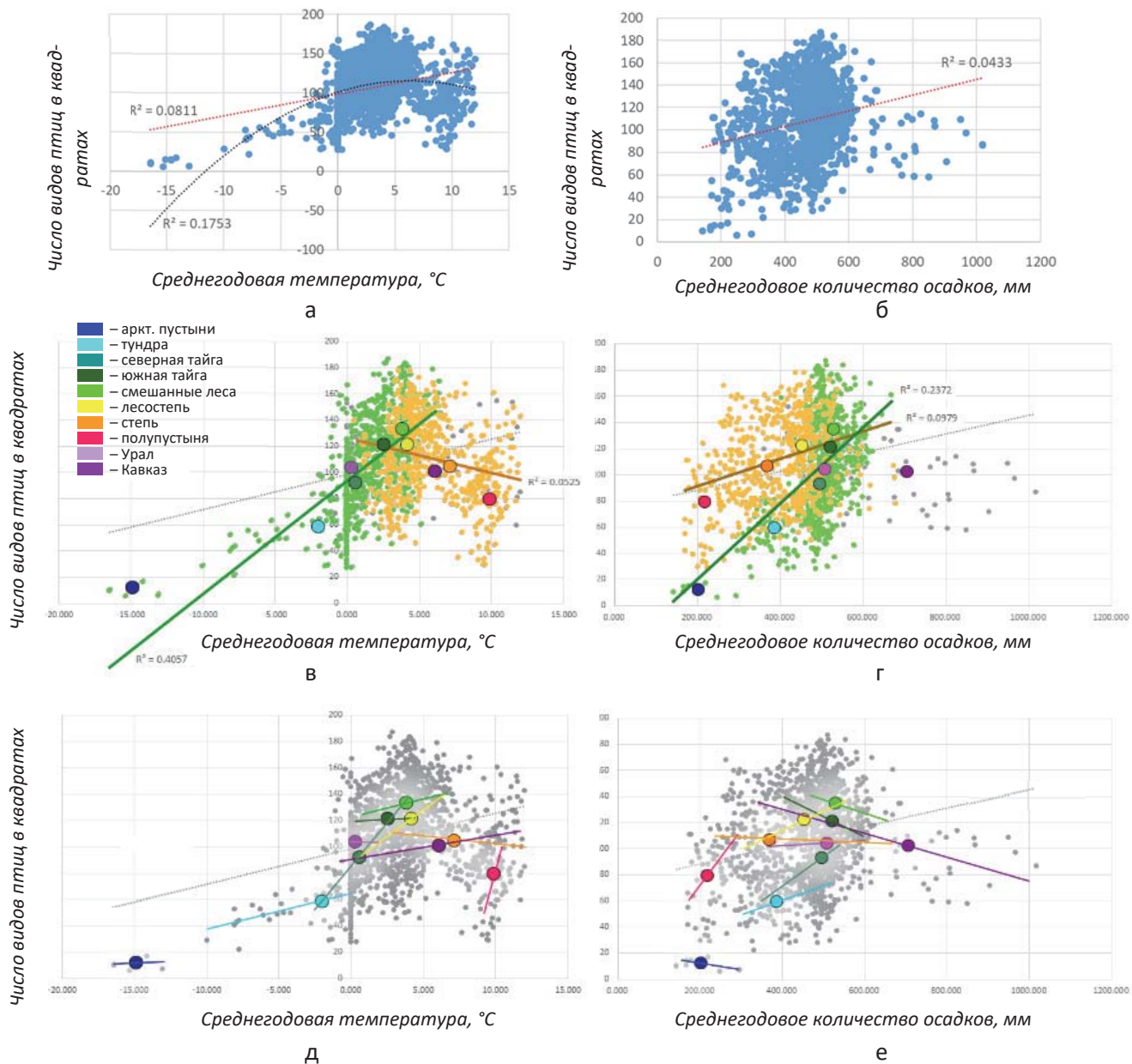


Рисунок 5.1.4.3. Зависимости числа видов птиц в 50-км квадратах от среднегодовой температуры (а и в) и от среднегодового количества осадков (б и г). На графиках «в» и «г» значения и зависимости для группы северных, лесных и горных экорегионов показаны зелёным цветом; значения и зависимости для южных экорегионов показаны оранжевым цветом. На графиках «д» и «е» показаны зависимости для отдельных экорегионов. Средние значения для экорегионов показаны кружками, цвет соответствует карте экорегионов на рис. 2.2.1. Зависимости для ЕТР в целом показаны серым пунктиром.

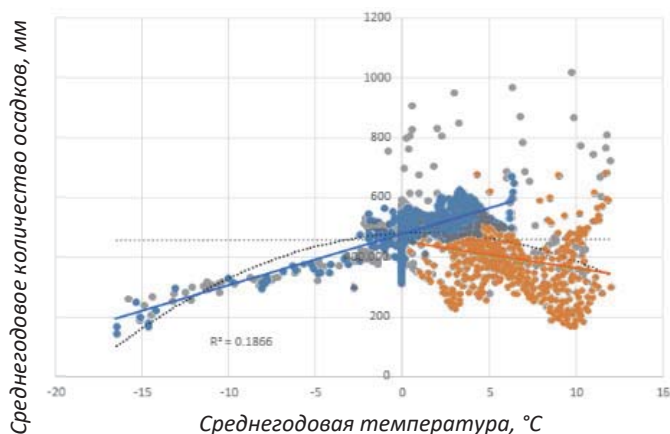


Рисунок 5.1.4.4. Зависимости между климатическими параметрами для 50-км квадратов в пределах ЕТР. Синие точки – группа северных, лесных и горных экорегионов, коричневые – группа южных экорегионов

5.1.5. Климатические условия – функционирование экосистем

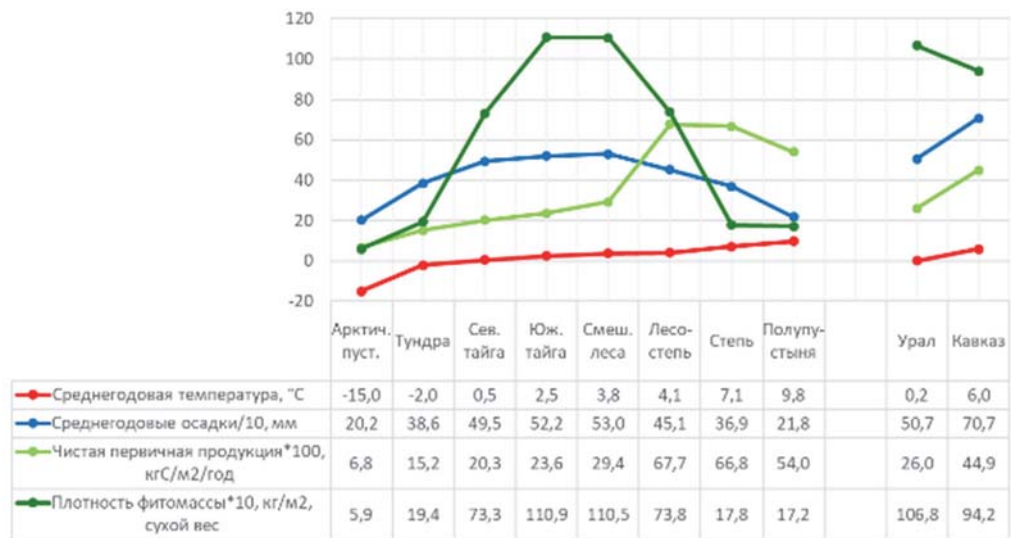
Анализ в любом из масштабов выявил противоположный характер зависимости фитомассы и продуктивности от климатических параметров (табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3, рис. 5.1.5.1 – 5.1.5.3): фитомасса положительно зависит от количества осадков и не зависит от температуры, продуктивность, наоборот, положительно зависит от температуры и не зависит от количества осадков или зависит отрицательно (для фактических значений в 50-км квадратах). Кроме того, при всех масштабах рассмотрения между фитомассой и среднегодовой температурой выявляется также унимодальная зависимость, которая очевидно определяется максимальными показателями фитомассы лесных экосистем в экорегионах южной тайги и смешанных лесов (рис. 5.1.5.1 б; 5.1.5.2 а, 5.1.5.3 а). Эта унимодальная зависимость аналогична таковой для показателей видового обилия (см. раздел 5.1.4).

Унимодальная зависимость фитомассы от среднегодовой температуры с оптимальным (соответствующем максимальной фитомассе) значением среднегодовой температуры около 2–4 °C для всей ЕТР формируется за счёт существенной положительной зависимости этого индикатора от среднегодовой температуры в группе северных, лесных и горных экорегионов (от арктических пустынь до смешанных лесов) и отрицательной – в группе южных экорегионов (рис. 5.1.5.4 а слева). Зависимость фитомассы от количества осадков положительна в обеих этих группах (рис. 5.1.5.4 а справа). Внутри экорегионов зависимости разнонаправленные или отсутствуют (рис. 5.1.5.4. б). В целом зависимости фитомассы от климатических показателей похожи на таковые, выявленные для числа видов птиц (рис. 5.1.4.3). Это указывает на вероятное сходство ответных реакций видового разнообразия и фитомассы на изменение климатических показателей (кроме того, выявляется положительная зависимость между суммарной фитомассой и числом видов птиц, см. табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3 и раздел 5.1.8).

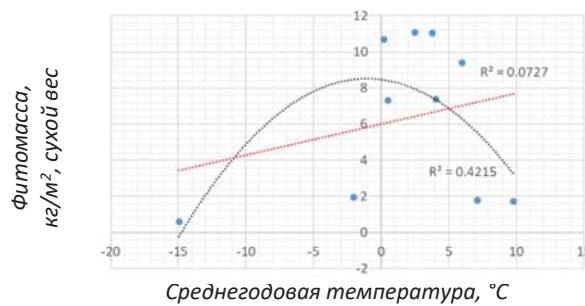
Положительная зависимость продуктивности от температуры для 50-км квадратов в пределах всей ЕТР включает слабую положительную зависимость этих показателей в группе северных и лесных экорегионов и «облако» значений южных экорегионов, где эта зависимость отсутствует (рис. 5.1.5.5 а).

Между продуктивностью и количеством осадков для ЕТР в целом выявлена отрицательная зависимость, однако в группе северных, лесных и горных экорегионов и в группе южных травянистых экорегионов эта зависимость положительна (рис. 5.1.5.5 б). Отрицательный характер зависимости для ЕТР в целом возникает из-за более высоких в среднем значений продуктивности в группе южных экорегионов, при том, что среднее количество осадков в них меньше, чем в лесных экорегионах. Такой характер зависимостей отражает принципиальные различия в структуре и функционировании лесных и травянистых экосистем в северных и южных экорегионах (экорегионы арктических пустынь и тундры, не являющиеся лесными, но на настоящем этапе исследований включённые в группу северных, лесных и горных экорегионов, в дальнейшем требуют специального анализа).

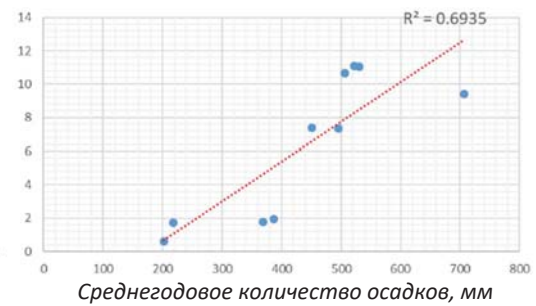
Внутри экорегионов зависимости разнонаправленные или отсутствуют (рис. 5.1.5.5 б).



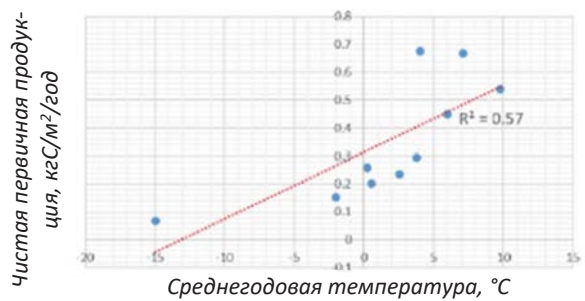
а



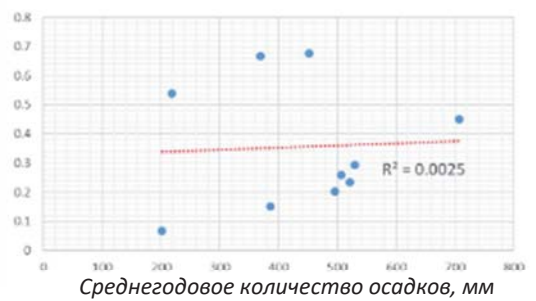
б



в



г



д

Рисунок 5.1.5.1. Средние для экорегионов значения климатических параметров и показателей продуктивности и фитомассы экосистем: а) изменение средних значений по экорегионам; б-в) зависимости для фитомассы; г-д) зависимости для продуктивности

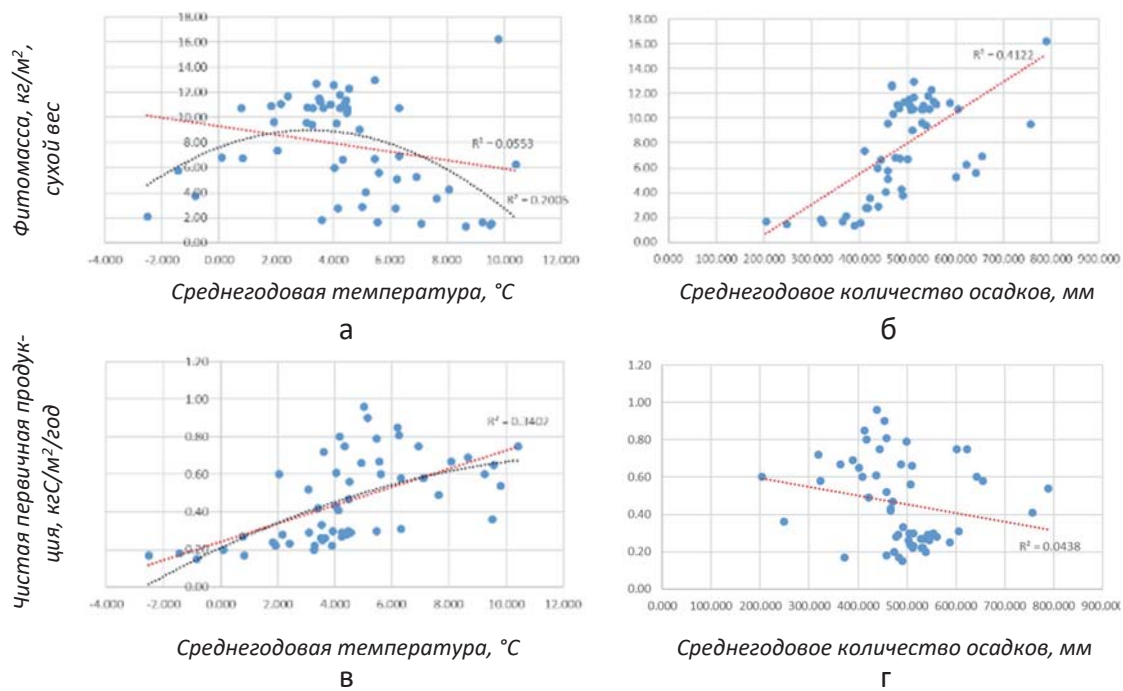


Рисунок 5.1.5.2. Зависимости между климатическими параметрами и показателями фитомассы и продуктивности экосистем для субъектов РФ в пределах ЕТР

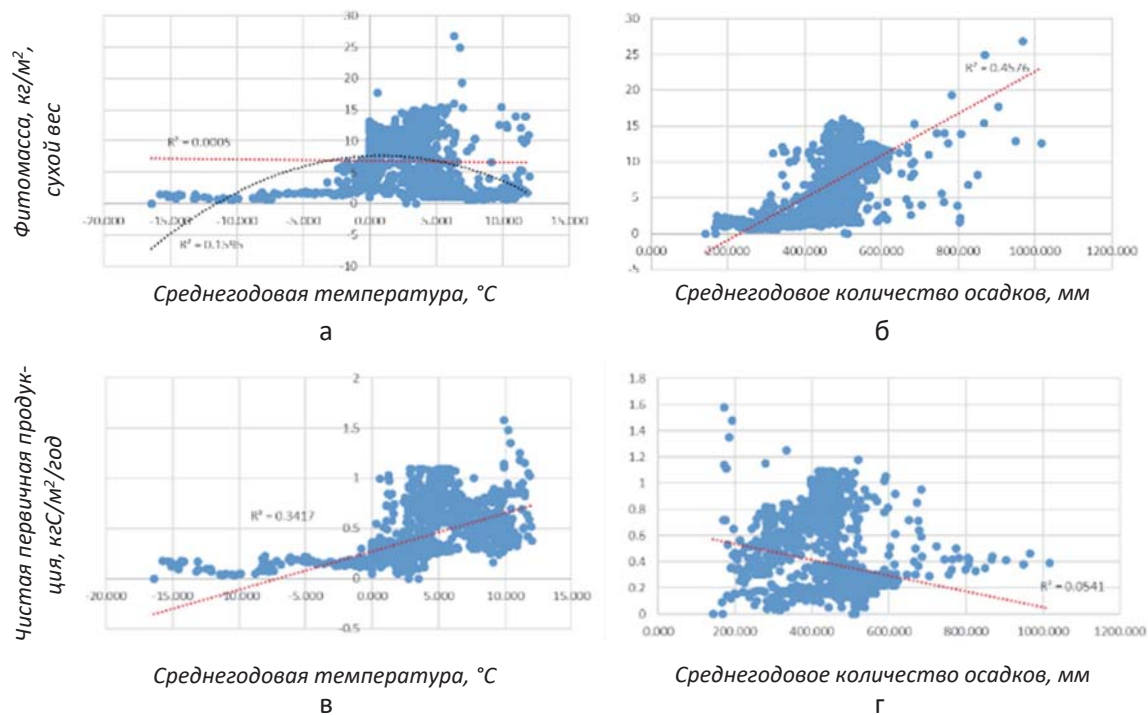


Рисунок 5.1.5.3. Зависимости между климатическими параметрами и показателями фитомассы и продуктивности экосистем для 50-км квадратов в пределах ЕТР

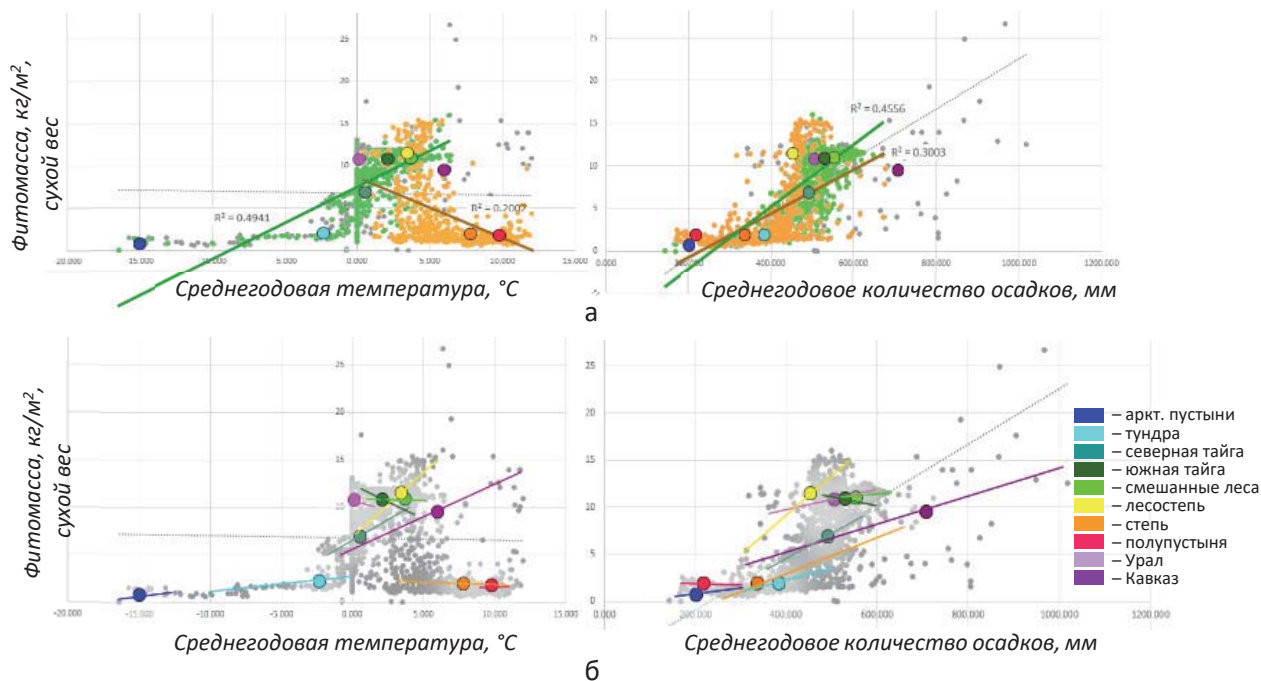


Рисунок 5.1.5.4. Зависимости между фитомассой и климатическими параметрами для 50-км квадратов в пределах ЕТР в группе северных, лесных и горных экорегионов и в группе южных экорегионов: а) значения и зависимости для группы северных, лесных и горных экорегионов показаны зелёным цветом, для южных – оранжевым цветом; б) средние значения и зависимости для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1. Зависимости для ЕТР в целом показаны серым пунктиром

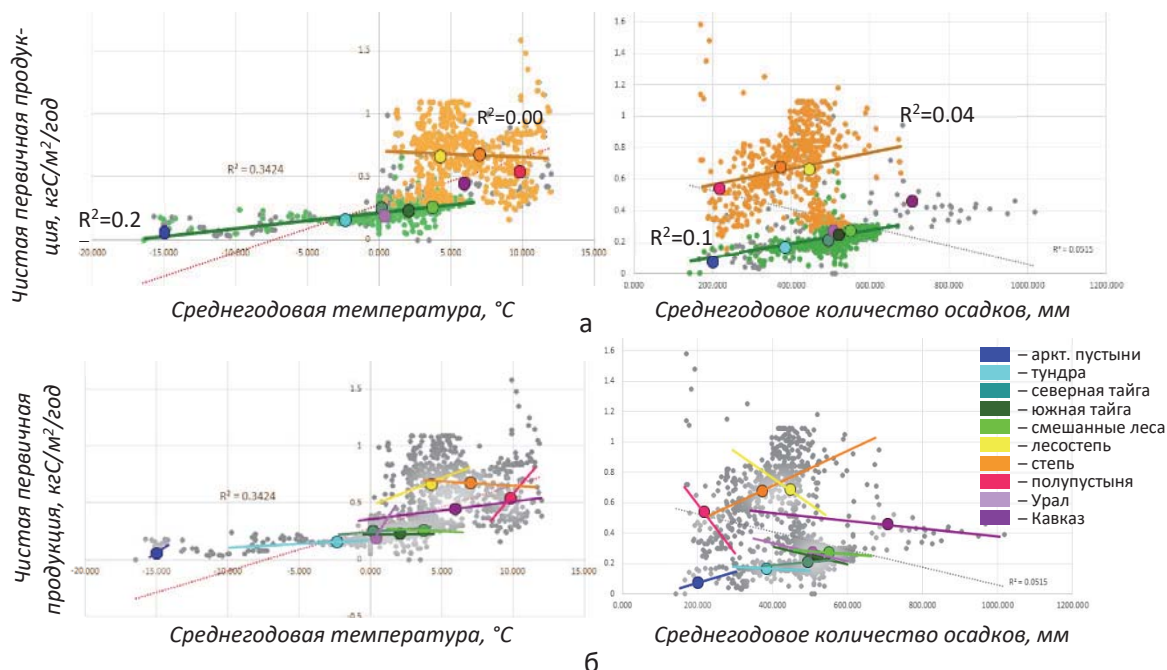


Рисунок 5.1.5.5. Зависимости между продуктивностью и климатическими параметрами для 50-км квадратов в пределах ЕТР в группе северных, лесных и горных экорегионов и в группе южных экорегионов: а) значения и зависимости для группы северных, лесных и горных экорегионов показаны зелёным цветом, для южных – оранжевым цветом; б) средние значения и зависимости для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1. Зависимости для ЕТР в целом показаны серым пунктиром

5.1.6. Степень трансформированности территории – биоразнообразие

Между индикаторами биоразнообразия и степенью трансформированности территории наблюдаются положительные корреляции – для среднего числа птиц на квадрат в экорегионах (табл. 5.1.2.1), фактического числа птиц в 50-км квадратах (табл. 5.1.2.2) и среднего числа видов в локальных флорах для субъектов РФ в пределах ЕТР (табл. 5.1.2.3). Во всех иных случаях значимые зависимости отсутствуют.

Как уже отмечалось выше (5.1.1; 5.1.4), показатели видового богатства птиц возрастают с севера на юг до экорегиона смешанных лесов, а затем снижаются (за исключением аномально высокого значения показателя доли числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе в арктических пустынях, см. раздел 3.2.3.2). Таким образом, видовое богатство птиц имеет максимальные значения в экорегионе смешанных лесов, в то время как максимальная степень трансформированности территории наблюдается южнее – в экорегионах степи и лесостепи (рис. 5.1.6.1 а). Тем не менее, между средним для экорегионов числом видов в квадратах и средним значением степени трансформированности территории в них выявляется положительная корреляция (табл. 5.1.2.1, рис. 5.1.6.1 б), тогда как для показателя доли числа видов в квадрате от числа видов в экорегионе аналогичная зависимость не значима (рис. 5.1.6.1 в). В обоих случаях выявляются унимодальные зависимости (рис. 5.1.6.1 б, в).

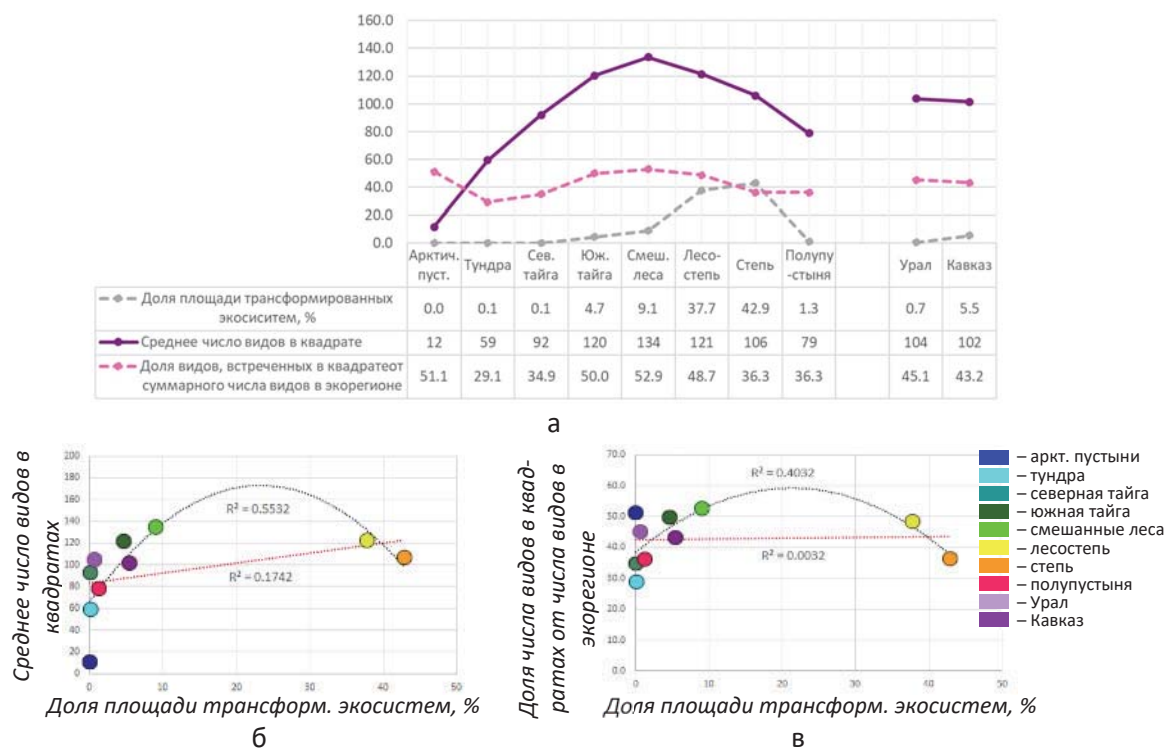


Рисунок 5.1.6.1. Соотношение средних для экорегионов значений индикаторов видового богатства птиц и степени трансформированности территории: а) изменение средних для экорегионов значений индикаторов на градиенте север-юг; б) зависимость между средним числом видов птиц в квадратах и средним значением степени трансформированности территории в экорегионах; в) то же для показателя доли числа видов в квадратах от числа видов в экорегионе.

Средние значения индикаторов для экорегионов на графиках «б» и «в» показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

Для субъектов РФ значимая положительная зависимость выявляется для среднего числа видов высших растений в локальных флорах в пределах ЕТР (табл. 5.1.2.2, рис. 5.1.6.2 а, б). Тенденции к формированию положительных зависимостей отмечаются также для числа видов растений на 100 тыс. км² для всех субъектов РФ (рис. 5.1.6.2 в) и для среднего числа видов птиц в 50-км квадратах на территории субъектов РФ в пределах ЕТР (рис. 5.1.6.2 г), но они статистически не значимы.

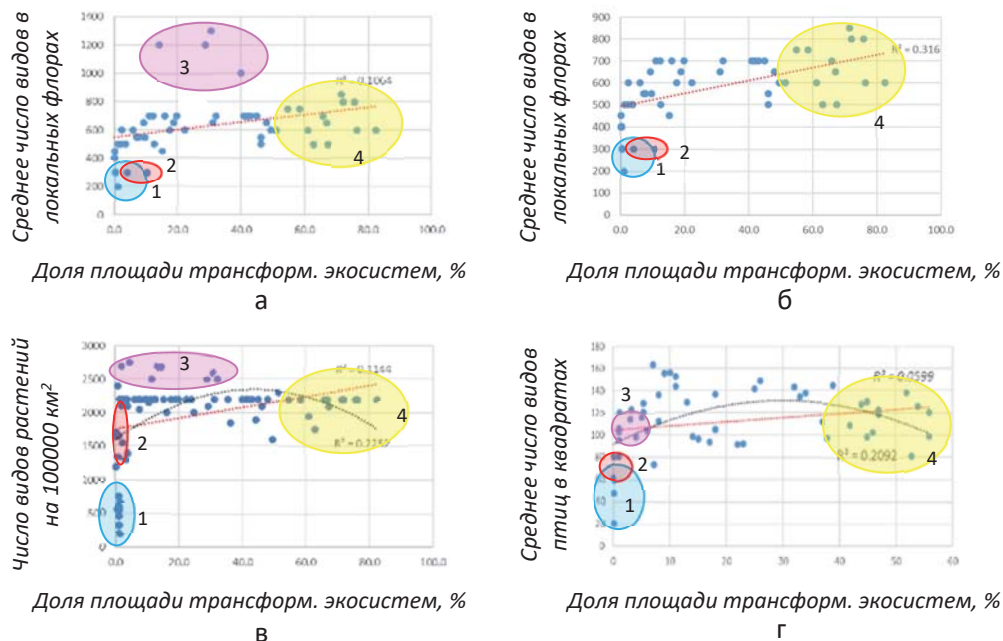


Рисунок 5.1.6.2. Зависимости между показателями видового богатства высших растений и птиц и степенью трансформированности территории: а) для субъектов РФ в пределах ЕТР; б) для субъектов РФ в пределах ЕТР без субъектов, расположенных преимущественно в горных регионах; в) для всех субъектов РФ; г) для субъектов РФ в пределах ЕТР. 1 – субъекты РФ, расположенные преимущественно в тундровом экорегионе; 2 – субъекты РФ в экорегионе полупустынь; 3 – субъекты РФ, расположенные преимущественно в горных экорегионах; 4 – субъекты РФ, расположенные преимущественно в группе сильно трансформированных (сельскохозяйственных) экорегионов

Позитивная корреляция между видовым богатством и степенью трансформированности территории контринтуитивна. Получается, что чем больше нарушены экосистемы, тем больше видовое богатство, хотя можно ожидать, что оно должно снижаться в регионах, значительно преобразованных человеком. Однако в исследованных масштабах эта позитивная корреляция может лишь отражать тот факт, что видовое богатство растений и птиц, как и степень нарушенности экосистем, увеличиваются при улучшении климатических условий. В частности, степень трансформированности территории и показатели видового богатства положительно связаны со среднегодовой температурой (см. разделы 5.1.3, 5.1.4).

В целом меньше всего видов отмечается в северных и засушливых экорегионах, больше всего – в горных, лесных и сельскохозяйственных экорегионах. Субъекты РФ, расположенные преимущественно в горных регионах, характеризуются повышенным видовым богатством высших растений по сравнению с равнинными регионами при относительно невысокой степени трансформированности территории (область 3 на рис. 5.1.6.2 а, в). Для равнинных территорий (если исключить из анализа 4 субъекта РФ, расположенных в Кавказском горном экорегионе – Ингушетию, Кабардино-Балкарию, Карачаево-Черкессию, Северную Осетию-Аланию) если горные регионы исключить из анализа) положительная корреляция между видовым богатством и степенью трансформированности усиливается (пример для среднего числа видов в локальных флорах показан на рис. 5.1.6.2 б). Однако эта закономерность не проявляется для птиц – в горных экорегионах и субъектах РФ показатели их видового богатства не превышают таковые в южной части лесной зоны, в лесостепи и степи (рис. 5.1.6.1 а; лиловые кружки на рис. 5.1.6.1 б, в; область 3 на рис. 5.1.6.2 г).

При анализе соотношения индикаторов видового богатства и степени трансформированности территории кроме положительных зависимостей, во всех масштабах рассмотрения выявляются также унимодальные зависимости с максимальными значениями индикаторов видового богатства при средних значениях степени трансформированности территории (рис. 5.1.6.1 б, в; 5.1.6.2; 5.1.6.3 а).

Восходящие ветви унимодальных зависимостей сформированы относительно слабо трансформированными северными, лесными, горными и засушливыми экорегионами или субъектами РФ, расположенными в этих экорегионах, а нисходящие – сильно трансформированными сельскохозяйственными экорегионами или субъектами РФ. На рис. 5.1.6.3 показан пример для числа видов птиц, отмеченных в 50-км квадратах: восходящая ветвь унимодальной кривой (положительная зависимость) сформирована группой слабо трансформированных экорегионов – северных, лесных, горных и полупустыни (голубой цвет на рис. 5.1.6.3 б), а нисходящая (отрицательная зависимость) наиболее трансформированными человеком лесостепным и степным экорегионами (красный цвет на рис. 5.1.6.3 б).

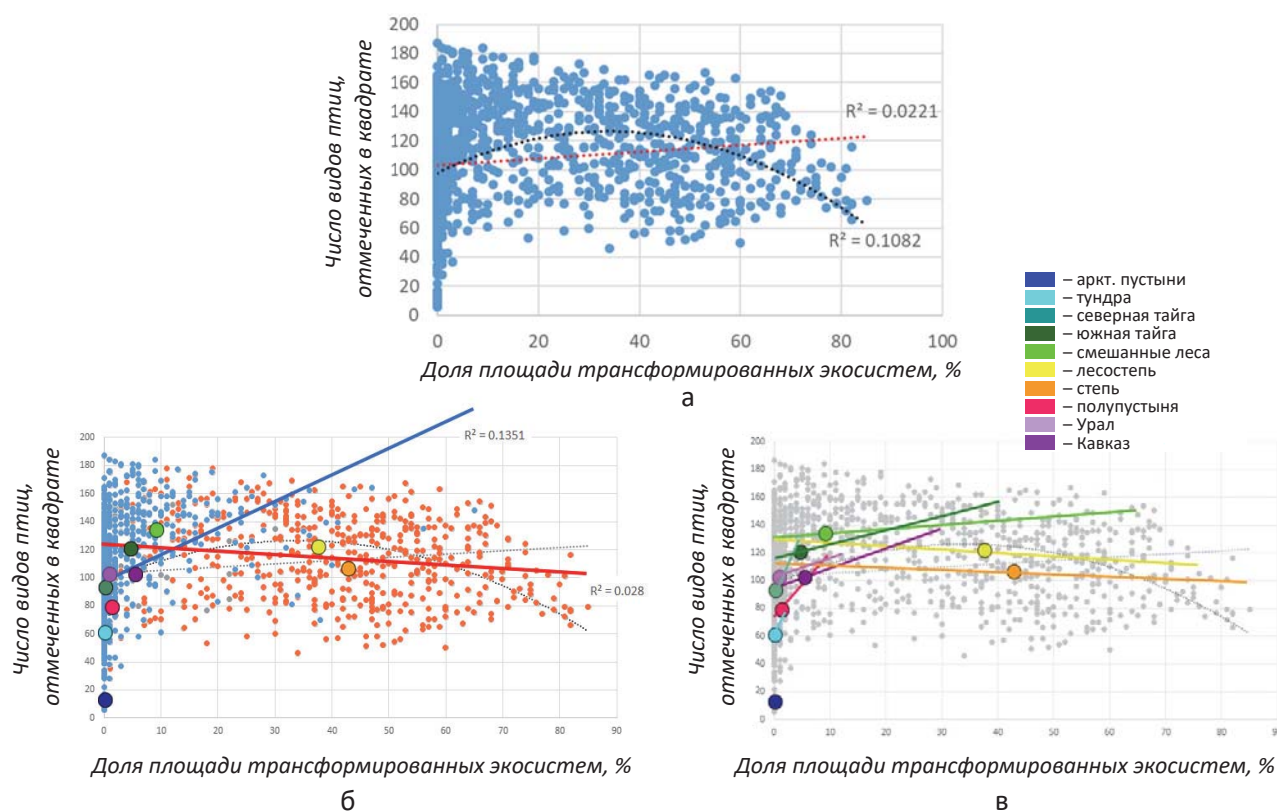


Рисунок 5.1.6.3. Зависимости между числом видов птиц в 50-км квадратах и степенью трансформированности территории: а) для ЕТР в целом; б) для слабо трансформированных экорегионов (синий цвет) и сильно трансформированных экорегионов (красный цвет); в) для отдельных экорегионов. Цвета, обозначающие средние значения и зависимости для отдельных экорегионов, соответствуют карте на рис. 2.2.1

Таким образом, унимодальная зависимость между показателями видового богатства растений и птиц и степенью трансформированности территории является универсальной для всех масштабов анализа. Наличие восходящей и нисходящей ветвей этой унимодальной зависимости можно объяснить тем, что в группе северных экорегионов степень их антропогенной трансформированности и видовое богатство растений и птиц одновременно увеличиваются с севера на юг благодаря улучшению климатических условий. В наиболее трансформированных человеком сельскохозяйственных регионах, напротив, выявляется тенденция к негативной зависимости, так как там степень сельскохозяйственной трансформации территории зависит от климата в меньшей степени, чем в более северных регионах, и, поэтому более явно начинает проявляться негативное антропогенное влияние на биоразнообразие. Более того, зависимости между числом видов птиц и степенью трансформированности внутри отдельных экорегионов следуют той же закономерности – при увеличении степени трансформированности экорегиона положительный характер зависимости вначале ослабевает, а потом становится слабо отрицательным (рис. 5.1.6.4).

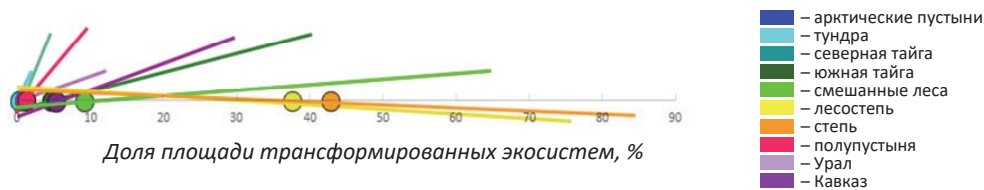


Рисунок 5.1.6.4. Изменение угла наклона зависимостей внутри экорегионов при разной степени трансформированности их территории. Цвета, обозначающие зависимости для отдельных экорегионов, соответствуют карте на рис. 2.2.1

Приведённые выше примеры показывают, что для выявления причинно-следственной связи между биоразнообразием и степенью трансформированности территорий необходим анализ на региональном и локальном масштабах, когда климатические условия можно считать неизменными.

5.1.7. Степень трансформированности территории – функционирование экосистем

Показатели суммарной фитомассы ($\text{кг}/\text{м}^2$, сухой вес) и чистой первичной продукции ($\text{кгС}/\text{м}^2/\text{год}$) природных экосистем по базе данных Land Resources of Russia (см. раздел 3.1.3) могут быть скорректированы с учётом степени антропогенной трансформированности территории, то есть – степени её распаханности (см. раздел 3.1.1). На данном этапе исследования можно условно принять, что с распаханых территорий вся фитомасса изымается человеком, то есть она не вовлекается в экосистемные процессы (очевидно, что часть фитомассы с сельскохозяйственных полей всё же переносится в экосистемы, этот показатель необходимо уточнить в будущих оценках). Таким образом, скорректированные показатели фитомассы и продуктивности можно получить путём умножения их значения на долю площади природных экосистем в территориальных единицах анализа (50-км квадратах, субъектах РФ, экорегионах). Например, если природные экосистемы занимают лишь 60 % территории квадрата, то скорректированная продуктивность или фитомасса в данном квадрате также составляет 60 % от начального значения.

Скорректированные показатели фитомассы заметно снижаются в экорегионах южной тайги, смешанных лесов и степи (цветные точки соответствующих экорегионов ниже линии « $x=y$ » на рис. 5.1.7.1 а и тёмно-зелёная пунктирная линия на рис. 5.1.7.2 а). Скорректированные показатели продуктивности значительно снижены в экорегионах лесостепи и степи, наиболее распаханых человеком (жёлтые и оранжевые точки на рис. 5.1.7.1 б и светло-зелёная пунктирная линия на рис. 5.1.7.2 а). Максимальные значения скорректированного показателя продуктивности оказываются в экорегионе полупустынь, природные экосистемы которого менее преобразованы человеком, в частности по большей части не распаханые, по сравнению со степью и лесостепью (рис. 5.1.7.2 а).

Далее в этом разделе использованы только нескорректированные показатели продуктивности и фитомассы природных экосистем, так как задачей раздела является анализ корреляций между показателями функционирования природных экосистем и степенью трансформированности территории.

Между степенью трансформированности территории и фитомассой природных экосистем выявляется либо отрицательная корреляция (для 50-км квадратов и субъектов РФ в пределах ЕТР, табл. 5.1.2.2, 5.1.2.3, рис. 5.1.7.3 а, 5.1.7.4 а), либо её отсутствие (для средних значений в экорегионах, табл. 5.1.2.1, рис. 5.1.7.2 б). Между степенью трансформированности территории и продуктивностью природных экосистем для всех трёх масштабах выявляется существенная положительная корреляция (табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3; рис. 5.1.7.2 в, 5.1.7.3 б, 5.1.7.4 б).

На градиенте север – юг фитомасса имеет максимальные значения в экорегионах южной тайги и смешанных лесов, в то время как продуктивность природных экосистем и степень трансформированности максимальны южнее – в экорегионах лесостепи и степи (рис. 5.1.7.2 а). Увеличение степени трансформированности территории одновременно с возрастанием продуктивности природных экосистем вполне соответствует общей закономерности более интенсивного развития сельского хозяйства в более продуктивных экорегионах лесостепи и степи, причём показатель отношения продуктивности к фитомассе (т. е. сколько продукции ежегодно производит единица фитомассы экосистем) максима-

лен именно в наиболее распаханном экорегионе – в степи. Отрицательная корреляция степени трансформированности территории с суммарной фитомассой экосистем может объясняться тем, что в наиболее освоенных человеком регионах доля площади лесов, и, следовательно, средняя фитомасса экосистем, невелики.

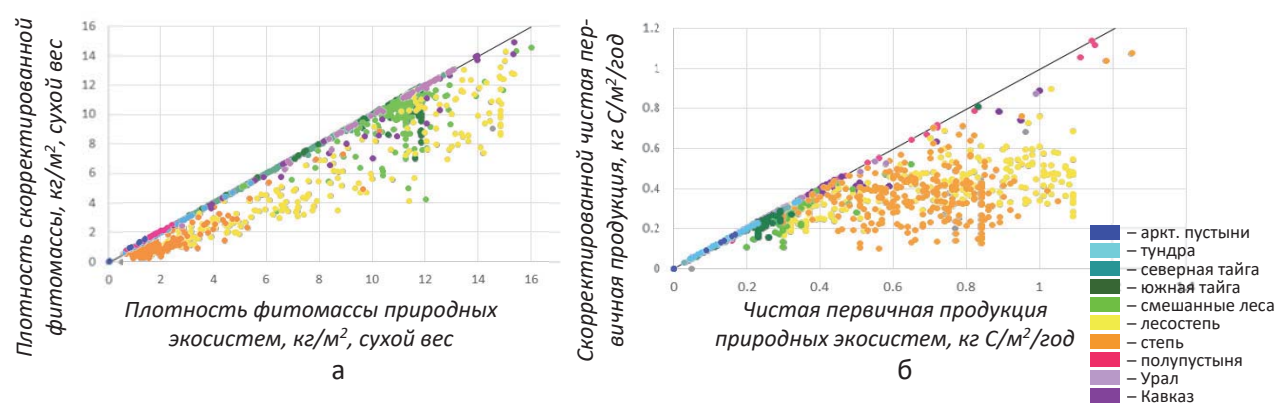


Рисунок 5.1.7.1. Зависимости между показателями функционирования для природных экосистем и показателями, скорректированными с учётом степени трансформированности территории для 50-км квадратов: а) показатели фитомассы; б) показатели продуктивности

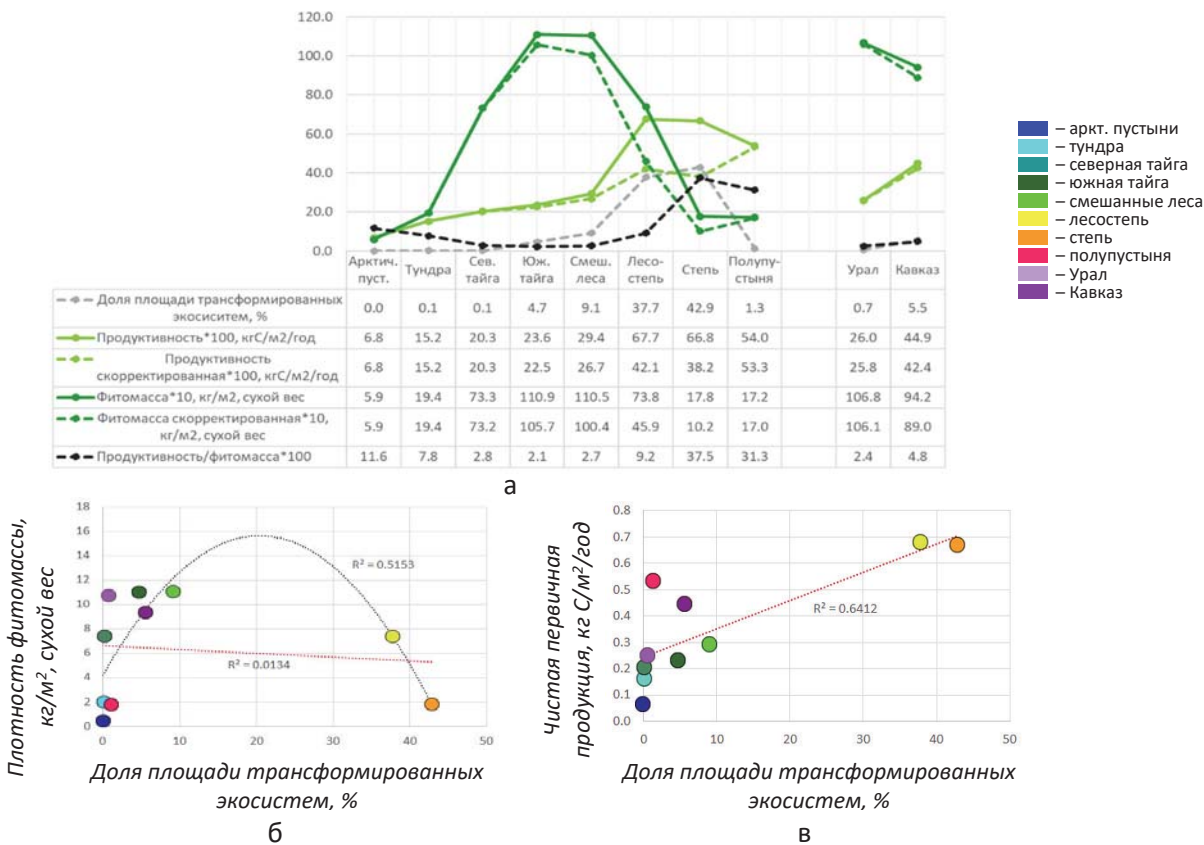


Рисунок 5.1.7.2. Соотношение средних для экорегионов значений индикаторов функционирования экосистем и степени трансформированности территории: а) изменение средних для экорегионов значений индикаторов; б, в) зависимости между фитомассой и продуктивностью природных экосистем и степенью трансформированности территории

Между фитомассой и степенью трансформированности территории при всех масштабах анализа кроме слабой негативной зависимости выявляется также унимодальная зависимость (рис. 5.1.7.2 б, 5.1.7.3 а, 5.1.7.4 а). Малонарушенные экорегионы (северные, горные, лесные и полупустыня) образуют

её восходящее плечо, а сильно нарушенные сельскохозяйственные экорегионы (степь и лесостепь) – нисходящее (рис. 5.1.7.2 б; 5.1.7.5 а). На примере для 50-км квадратов видно, что для группы слабонарушенных экорегионов (синий цвет на рис. 5.1.7.5 а, б) общая негативная корреляция меняется на положительную, так как в этой группе фитомасса растёт с севера на юг параллельно росту степени трансформированности территории и улучшению климатических условий (рис. 5.1.7.2 а). В группе сильно трансформированных экорегионов (красный цвет на рис. 5.1.7.5 а, б) зависимость остаётся отрицательной, вероятно, в силу того что наиболее распаханы степные участки, на которых площадь леса была минимальна. Внутри экорегионов зависимости разнонаправленные или отсутствуют (рис. 5.1.7.5 в). Зависимости между продуктивностью природных экосистем и степенью трансформированности территории везде положительны (рис. 5.1.7.5 б, г).

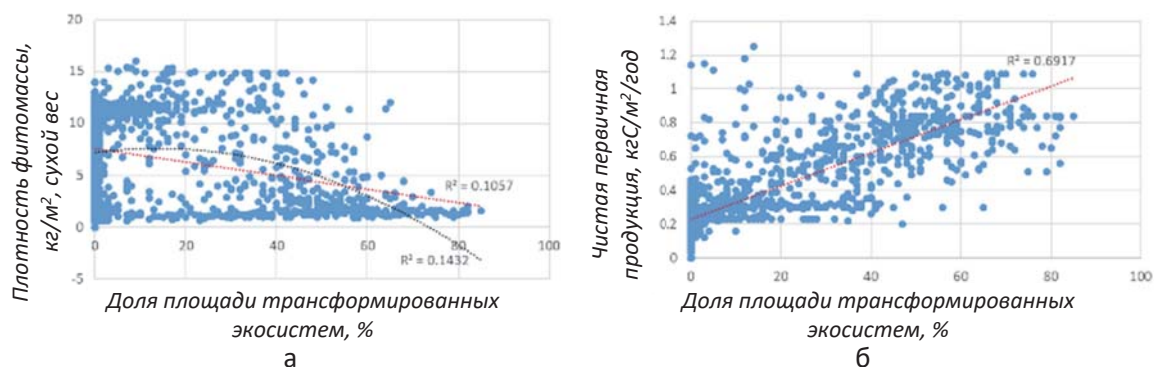


Рисунок 5.1.7.3. Зависимости между степенью трансформированности территории и показателями фитомассы (а) и продуктивности (б) для 50-км квадратов в пределах ЕТР

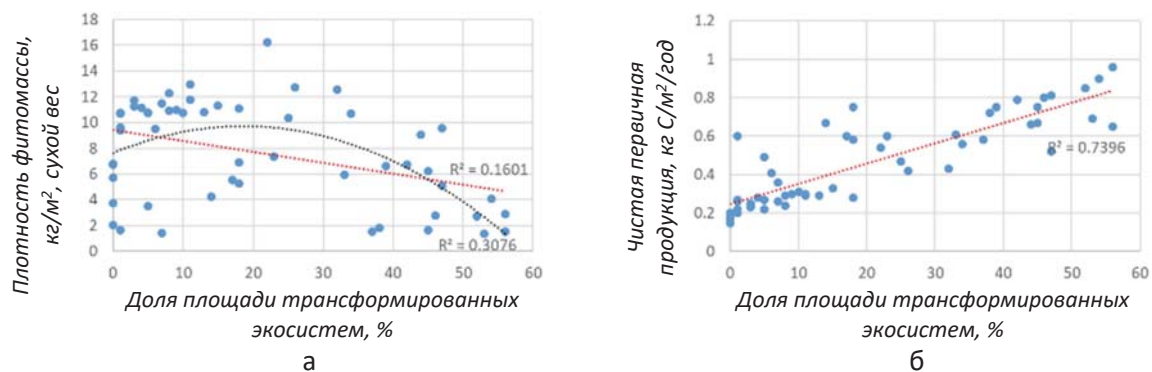


Рисунок 5.1.7.4. Зависимости между степенью трансформированности территории и показателями фитомассы (а) и продуктивности (б) для средних значений индикаторов для субъектов РФ в пределах ЕТР

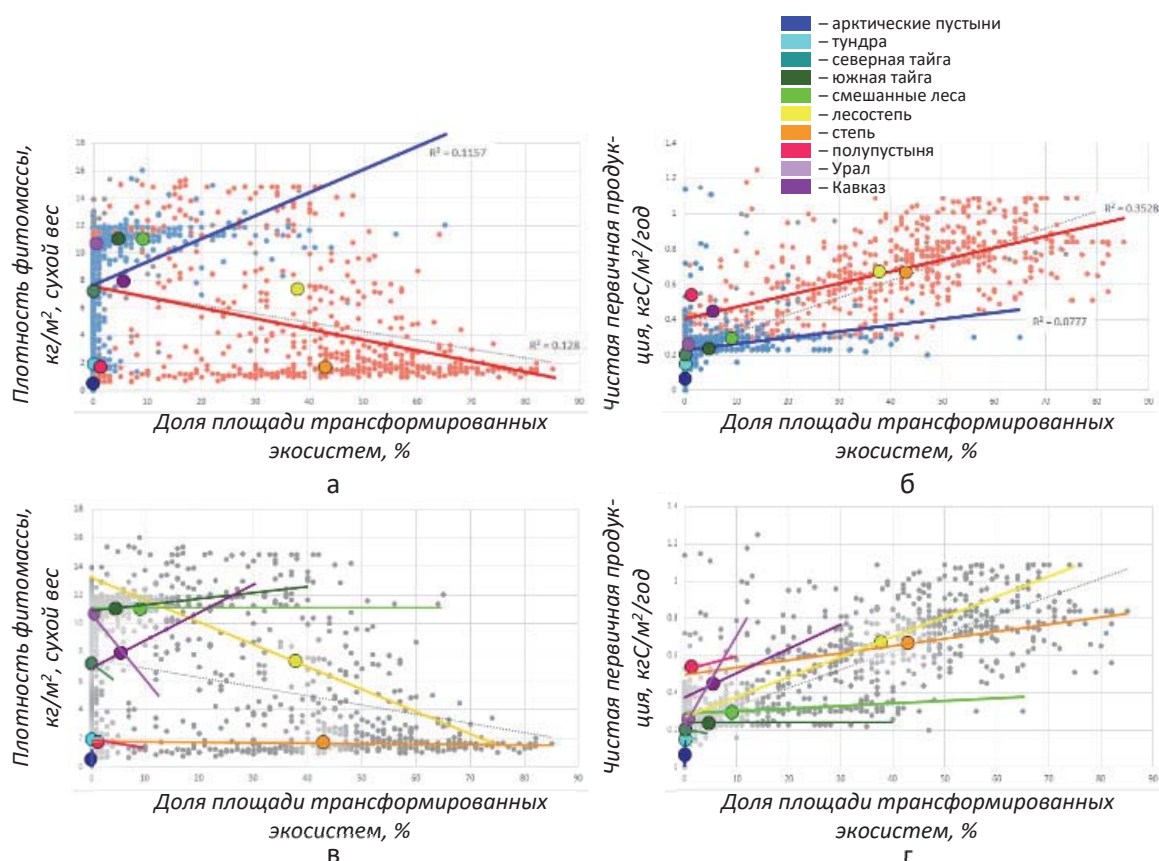


Рисунок 5.1.7.5. Зависимости между степенью трансформированности территории и показателями фитомассы (а, в) и продуктивности (б, г) для 50-км квадратов в пределах отдельных экорегионов и их групп. Синим цветом обозначены слаботрансформированные экорегионы, красным – сильнотрансформированные. Цветные кружки обозначают средние значения для экорегионов. Цвет кружков (и зависимостей для отдельных регионов на графиках «в» и «г») соответствует карте на рис. 2.2.1. Зависимости для ЕТР в целом показаны серым пунктиром

5.1.8. Биоразнообразие – функционирование экосистем

Между показателями видового богатства и фитомассой природных экосистем при всех масштабах анализа выявляются положительные корреляции (табл. 5.1.2.1 – 5.1.2.3; рис. 5.1.8.1 б; 5.1.8.2 а, в; 5.1.8.3 а), кроме среднего числа видов в локальных флорах для субъектов РФ, для которого значимая зависимость не обнаружена (табл. 5.1.2.3; рис. 5.1.8.2 д, ж). Между показателями видового богатства и продуктивностью природных экосистем значимые положительные зависимости выявлены для видового богатства растений в субъектах РФ и числа видов птиц в 50-км квадратах (табл. 5.1.2.2; 5.1.2.3; рис. 5.1.8.2 г, е, з; 5.1.8.3 б), в других случаях они статистически недостоверны. Характер зависимостей между индикаторами для всех трёх масштабов анализа однотипен (рис. 5.1.8.1 – 5.1.8.3). Для числа видов птиц в 50-км квадратах и числа видов растений на 100 тыс. км² корреляции с фитомассой выражены сильнее, чем с продуктивностью. Для показателя числа видов в локальных флорах – наоборот.

Среднее для экорегионов число видов птиц в 50-км квадратах имеет максимальные значения на юге лесной зоны и в лесостепи (рис. 5.1.8.1 а). Такой характер изменения на градиенте север – юг более схож с изменениями фитомассы природных экосистем, чем с изменениями их продуктивности, значения которой максимальны в степи и лесостепи. Поэтому статистически значимая положительная корреляция выявляется именно для показателя фитомассы (рис. 5.1.8.1 б). Для продуктивности тоже проявляется тенденция к образованию положительной зависимости, но она в этом случае скорее выражено унимодальная с восходящей ветвью из северных и лесных экорегионов и нисходящей – из южных экорегионов (рис. 5.1.8.1 в).

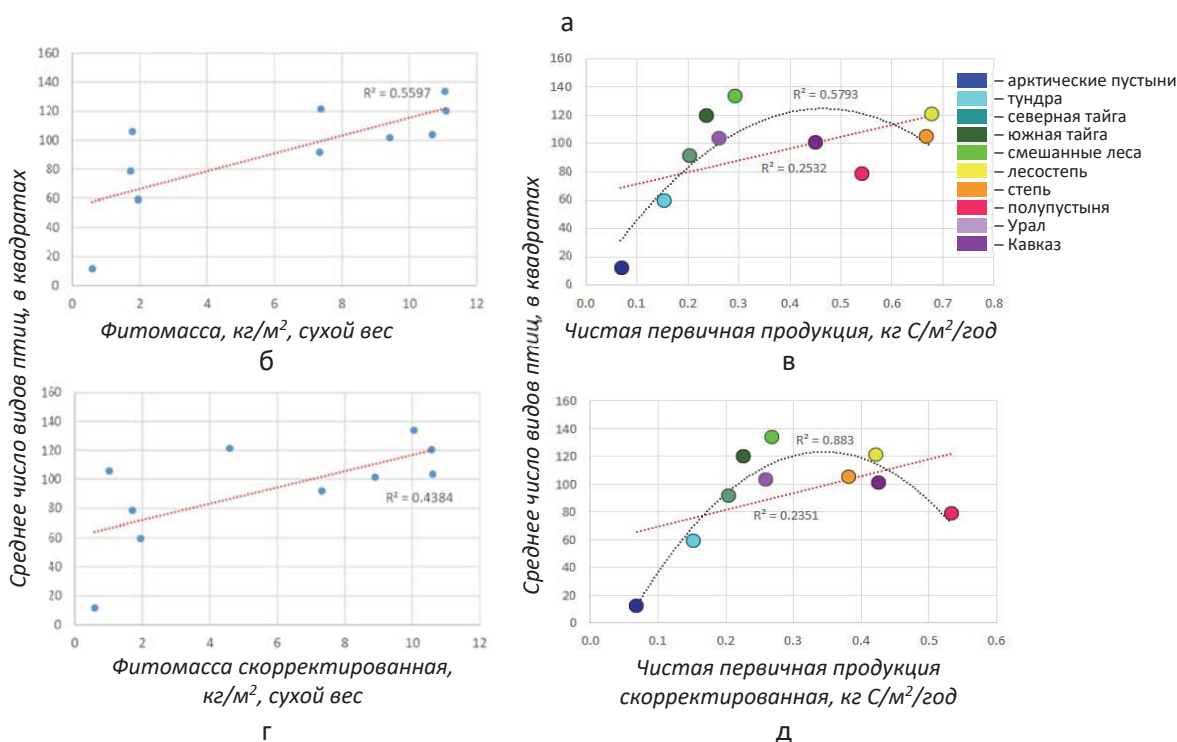
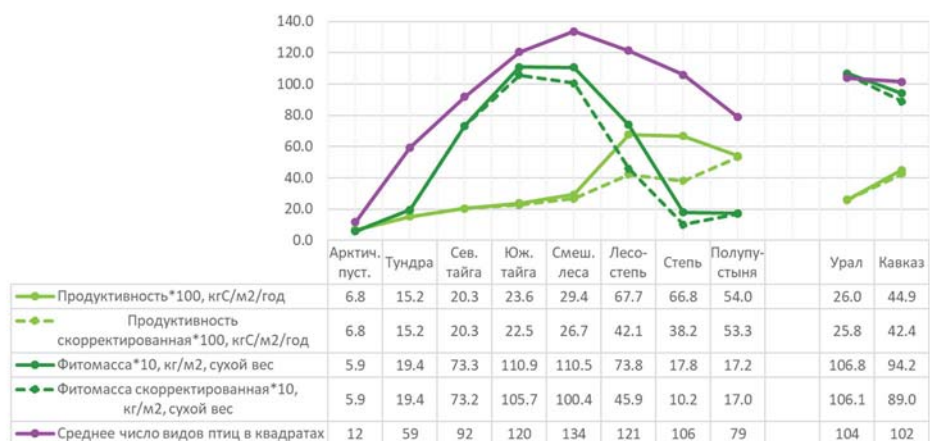


Рисунок 5.1.8.1. Соотношение средних для экорегионов значений индикаторов видового богатства и функционирования экосистем: а) изменение средних для экорегионов значений индикаторов; б, в) зависимости между средним числом видов птиц в 50-км квадратах и показателями фитомассы и продуктивности природных экосистем; г, д) то же для скорректированных показателей фитомассы и продуктивности. Средние значения для экорегионов обозначены цветом, соответствующим карте на рис. 2.2.1

Для субъектов РФ в пределах ЕТР, как сказано выше, между анализируемыми индикаторами выявляются либо положительные зависимости, либо их отсутствие (табл. 5.1.2.3, рис. 5.1.8.2). Исключение из анализа 4 субъектов РФ, расположенных в Кавказском горном экорегионе (Ингушетия, Кабардино-Балкария, Карачаево-Черкессия, Северная Осетия-Алания), делает положительные зависимости более сильными. Пример для среднего числа видов в локальных флорах показан на рис. 5.1.8.2 «д, ж» и «е, з»). Это обусловлено тем, что эти субъекты РФ характеризуются относительно невысокими значениями фитомассы и продуктивности, но повышенным видовым богатством растений. Полученная закономерность аналогична таковой для зависимости между видовым богатством растений и степенью трансформированности территорий (см. раздел 5.1.6, рис. 5.1.6.2. а, б). Однако для среднего числа видов птиц в 50-км квадратах в горных экорегионах эта закономерность не проявляется (рис. 5.1.8.1 а, в, д).

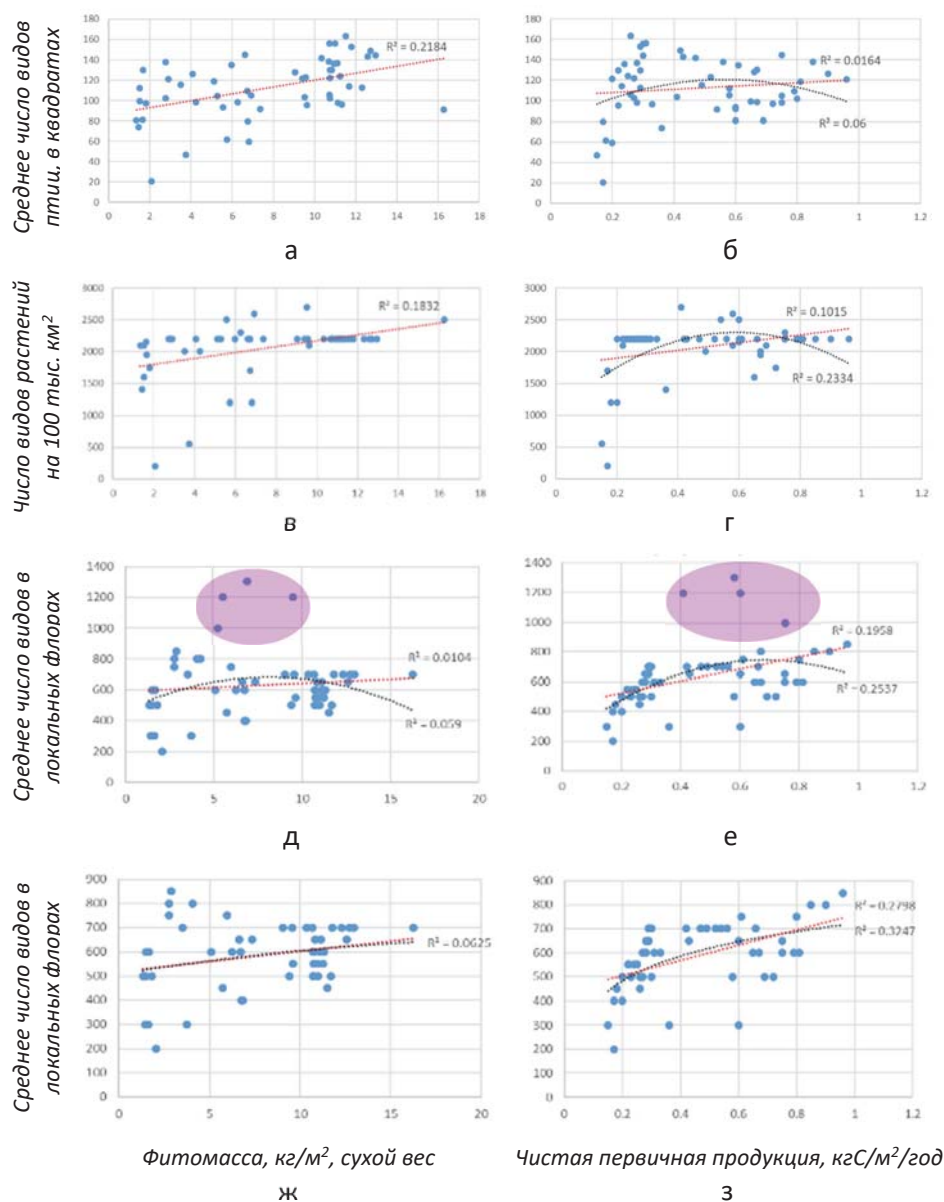


Рисунок 5.1.8.2. Зависимости между средними для субъектов РФ значениями индикаторов видового богатства и показателей функционирования экосистем: фитомассы (левая колонка графиков, а, в, д, ж) и продуктивности (правая колонка графиков, б, г, е, з). На графиках «д» и «е» горные экорегионы выделены областью лилового цвета, из графиков «ж» и «з» исключены значения для 4-х субъектов РФ, расположенных в Кавказском горном экорегионе

Для фактических значений индикаторов в 50-км квадратах также выявляется положительная зависимость между фитомассой экосистем и числом видов птиц (рис. 5.1.8.3 а) и слабая положительная, а скорее – унимодальная, зависимость между продуктивностью экосистем и числом видов птиц (рис. 5.1.8.3 б).

Таким образом, при всех масштабах анализа данных характер выявленных зависимостей однотипен: положительные зависимости обнаруживаются между видовым богатством и фитомассой природных экосистем и положительные или унимодальные – между видовым богатством и продуктивностью.

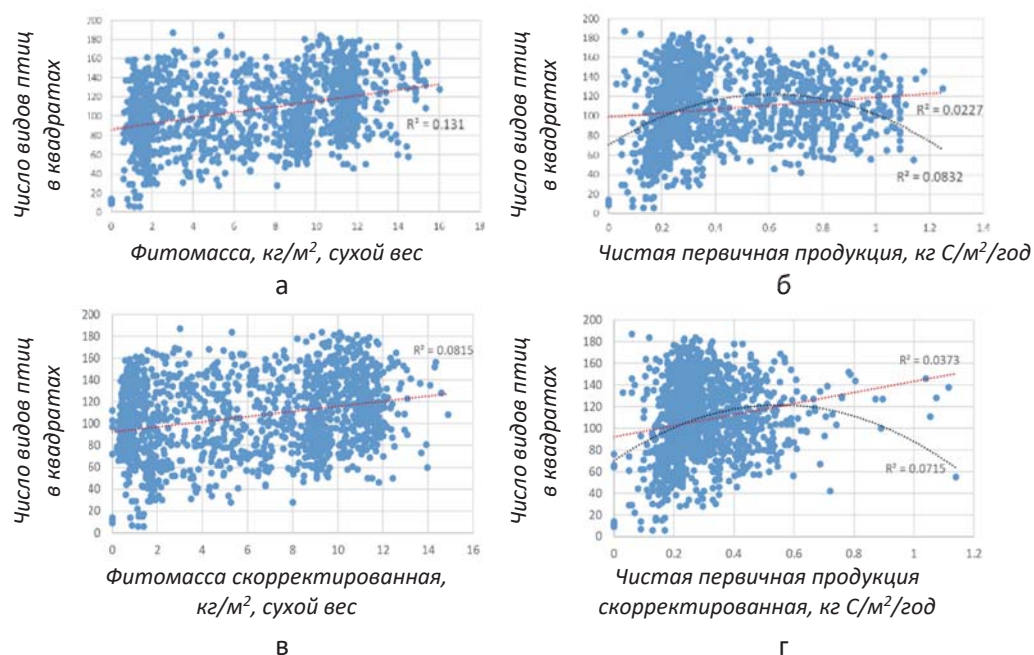


Рисунок 5.1.8.3. Зависимости между числом видов птиц в 50-км квадратах и показателями функционирования экосистем: а, б – для показателей фитомассы и продуктивности природных экосистем; в, г – для скорректированных показателей фитомассы и продуктивности

Положительная зависимость между фитомассой природных экосистем и числом видов птиц в 50-км квадратах сохраняется внутри группы северных, лесных и горных регионов и внутри группы южных экорегионов (рис. 5.1.8.4 а). Примеры зависимости между продуктивностью экосистем и числом видов птиц в квадратах показаны на рис. 5.1.8.1 в и на рис. 5.1.8.4 б (зелёным цветом показаны значения и зависимости для группы северных и лесных экорегионов, оранжевым – для группы южных экорегионов). Унимодальные зависимости между продуктивностью природных экосистем и числом видов птиц в 50-км квадратах включают восходящее плечо, сформированное северными, лесными и горными экорегионами и облако значений без выраженной зависимости, сформированное южными экорегионами – лесостепью, степью и полупустыней (рис. 5.1.8.4 б). Положительные зависимости между числом видов птиц и индикаторами функционирования экосистем для северной группы экорегионов, очевидно, объясняются сходным характером увеличения их значений с севера на юг при улучшении климатических условий. В группе южных экорегионов эти положительные зависимости становятся слабее, а для продуктивности вообще пропадают. Внутри экорегионов зависимости разнонаправленные или отсутствуют (рис. 5.1.8.4 в, г).

Использование скорректированных показателей фитомассы и продуктивности, которые учитывают степень трансформированности территории (см. раздел 5.1.7), мало влияет на характер получаемых зависимостей. Для показателей фитомассы положительные зависимости становятся немного слабее, как для средних по экорегионам значений (рис. 5.1.8.1 г), так и для фактических значений в 50-км квадратах (рис. 5.1.8.3 в). Для показателей продуктивности положительная и унимодальная зависимости практически не изменяются или немного усиливаются (рис. 5.1.8.1 д; 5.1.8.3 г). Характер зависимостей для группы северных, лесных и горных экорегионов и группы южных экорегионов также мало меняется, несмотря на то, что значения продуктивности для двух наиболее трансформированных экорегионов (степь и лесостепь) перемещаются с правого конца зависимости в середину (ср. рис. 5.1.8.4 а, б и рис. 5.1.8.5 а, б).

Очевидно, что для более точных оценок качества экосистемных активов необходимы актуальные показатели фитомассы и продуктивности экосистем, которые должны отражать текущие изменения их состояния.

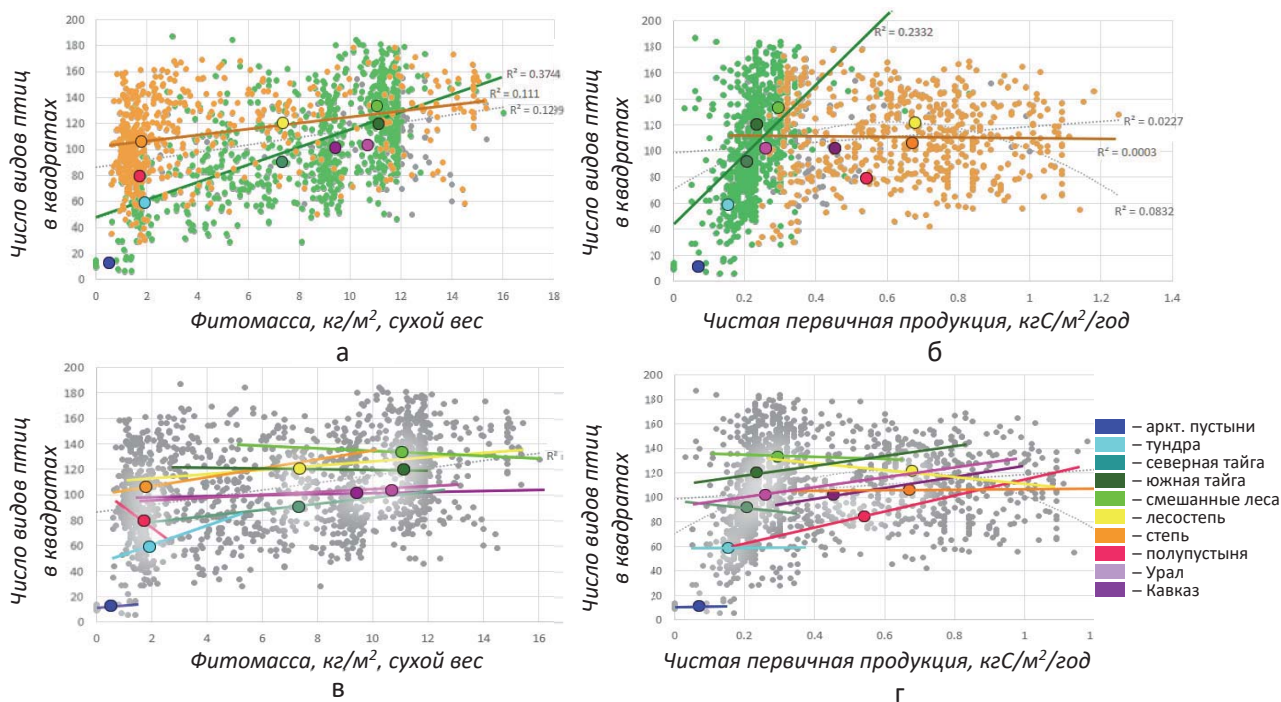


Рисунок 5.1.8.4. Зависимости между числом видов птиц в 50-км квадратах и показателями функционирования природных экосистем для разных экорегионов: а, б) значения и зависимости для группы северных, лесных и горных экорегионов показаны зелёным цветом; значения для южных экорегионов показаны оранжевым цветом; в, г) зависимости для отдельных экорегионов. Средние значения для экорегионов показаны кружками, цвет которых соответствует карте на рис. 2.2.1

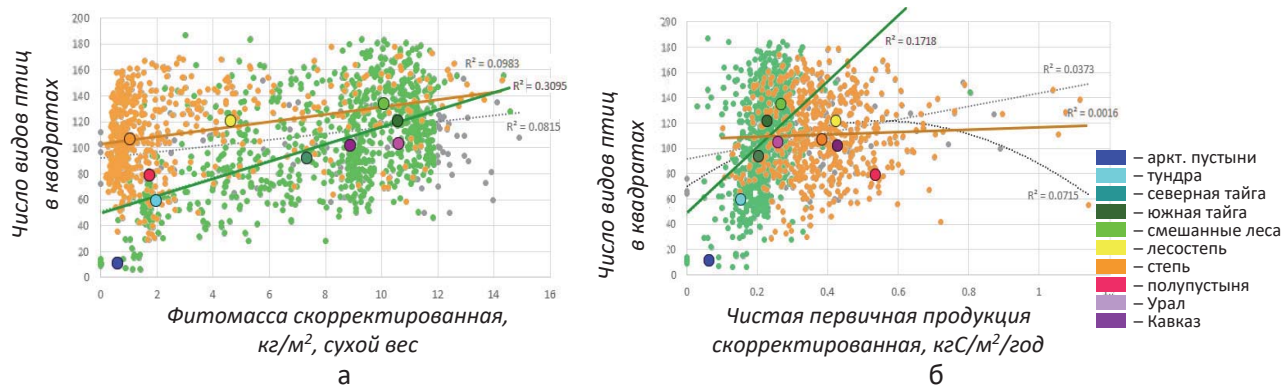


Рисунок 5.1.8.5. Зависимости между числом видов птиц в 50-км квадратах и скорректированными показателями функционирования экосистем для разных экорегионов. Значения и зависимости для группы северных, лесных и горных экорегионов показаны зелёным цветом; значения для южных экорегионов – оранжевым цветом. Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения для экорегионов показаны кружками, цвет которых соответствует карте на рис. 2.2.1

Необходимо подчеркнуть, что вывод о том, что выявленные соотношения между показателями биоразнообразия и функционирования экосистем отражают не причинно-следственные связи, а лишь корреляции, обусловленные сходным изменением индикаторов в ответ на действие третьих факторов, относится только к национальному и субнациональному масштабам анализа и индикаторам видового богатства, исследованным в проекте TEEB-Russia. В локальном и региональном масштабах биоразнообразие следует рассматривать как ключевой фактор функционирования экосистем (см. раздел 6.1.3.1).

5.1.9. Функционирование экосистем: фитомасса – продуктивность

Показатели фитомассы и продуктивности природных экосистем в пределах ЕТР связаны отрицательными зависимостями в масштабах 50-км квадратов и субъектов РФ (табл. 5.1.2.2, 5.1.2.3; рис. 5.1.9.1 а). Отрицательная зависимость сохраняется и для скорректированных значений (см. раздел 5.1.7) фитомассы и продуктивности (рис. 5.1.9.1 б).

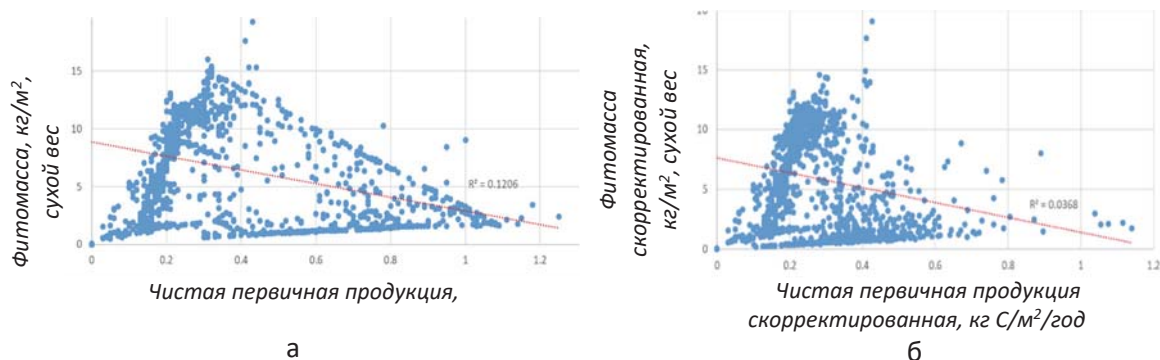


Рисунок 5.1.9.1. Зависимости между показателями фитомассы и продуктивности для 50-км квадратов: а) для показателей природных экосистем; б) для показателей, скорректированных с учётом степени трансформированности территории

Показатели фитомассы и продуктивности экосистем являются ключевыми факторами, определяющими предоставленный объём экосистемных услуг, причём, для одних услуг важна прежде всего фитомасса (например, для хранения углерода, регулирования водного цикла, очистки стока, предотвращения эрозии почв), а для других – продуктивность (продукционные услуги, поглощение углерода). Следует ли воспринимать наличие отрицательной корреляции между значениями фитомассы и продуктивности как основу для возникновения антагонизма (trade-off) между этими услугами? Наш анализ показывает, что нет.

По соотношению показателей продуктивности и фитомассы равнинные экорегионы (в данном разделе горные экорегионы исключены из анализа) распадаются на три группы: а) северные и лесные экорегионы (зелёный цвет на рис. 5.1.9.2); б) степь и полупустыня (оранжевый цвет на рис. 5.1.9.2); в) лесостепь (жёлтый цвет на рис. 5.1.9.2). Внутри групп «а» и «б» между продуктивностью и фитомассой наблюдаются положительные зависимости, но с разным углом наклона. Для северных и лесных экорегионов угол наклона зависимости круче, чем для группы, объединяющей степь и полупустыню. Эта разница отражает фундаментальные различия в структуре и функционировании лесных и травянистых экосистем, которые необходимо учитывать при оценке экосистемных активов и услуг. Значения фитомассы и продуктивности для экорегионов арктических пустынь и тундры (обозначены синим кругом на рис. 5.1.9.2) в дальнейших анализах могут быть отнесены как к группе северных и лесных экорегионов, так и к группе травянистых экорегионов.

Для лесостепного экорегиона выявлена отрицательная зависимость между показателями фитомассы и продуктивности, которая образует на общем графике третью сторону треугольника (жёлтый цвет на рис. 5.1.9.2). Формирование почти ровной внешней стороны этого треугольника для показателей природных экосистем (рис. 5.1.9.2 а) можно объяснить тем, что лесостепной экорегион является мозаикой лесных и степных участков и включает как почти полностью лесные квадраты (90 % лесопокрываемой территории), так и полностью безлесные, а также многочисленные промежуточные варианты. Значения индикаторов в лесных квадратах близки к таковым, характерным для экорегиона смешанных лесов, а значения индикаторов в безлесных квадратах – к значениям, характерным для степного экорегиона. Квадраты с разыми соотношениями площади лесных и безлесных участков расположены на линии, соединяющей эти крайние значения. Для скорректированных показателей зависимости аналогичны, но значения для лесостепного и степного экорегионов существенно сдвинуты в сторону меньших значений продуктивности и фитомассы из-за сильной трансформированности этих экорегионов (рис. 5.1.9.2 б).

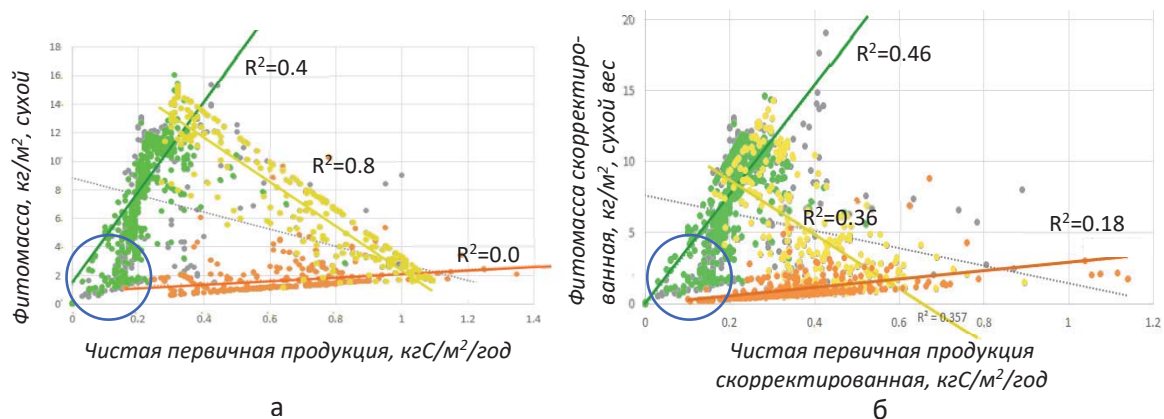


Рисунок 5.1.9.2. Зависимости между показателями фитомассы и продуктивности для 50-км квадратов: а) для показателей фитомассы и продуктивности природных экосистем; б) для показателей фитомассы и продуктивности, скорректированных с учётом степени трансформированности территории. Значения для группы северных и лесных экорегионов показаны зелёным цветом, значения для экорегионов степи и полупустыни – оранжевым цветом, для экорегиона лесостепи – жёлтым цветом

Таким образом, общая для ЕТР негативная зависимость между показателями фитомассы и продуктивности экосистем не отражает реальные причинно-следственные связи, а является результатом комбинирования данных, относящихся к экорегионам, представленным фундаментально различными типами экосистем – лесными и травянистыми. Внутри каждой из этих групп, как сказано выше, зависимости положительны, а отрицательная зависимость выявляется для экорегиона лесостепи по указанным выше причинам. Можно сделать предварительный вывод о том, что подходы к управлению экосистемами в лесных и травянистых экорегионах должны быть различными. В экорегионе же лесостепи управленческие подходы должны разрабатываться с учётом пространственного распределения и количественного соотношения лесных и безлесных участков на конкретных целевых территориях внутри этого экорегиона.

При последовательном исключении из общей выборки квадратов, в той или мере трансформированных человеком, характер общей зависимости фитомассы и продуктивности изменяется с отрицательного на положительный (рис. 5.1.9.3). При этом квадраты лесостепного и степного экорегионов фактически исчезают из выборок, где представлены 50-км квадраты с 90–100 % площади природных экосистем.

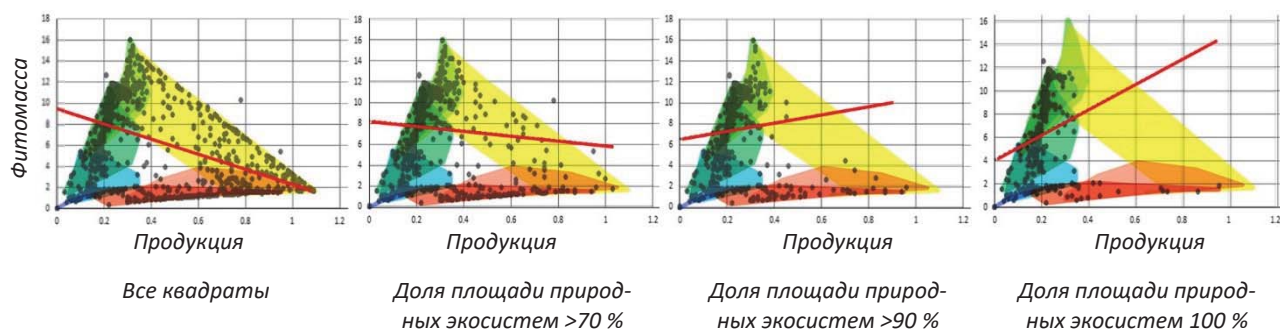


Рисунок 5.1.9.3. Изменение знака зависимости между показателями фитомассы и продуктивности в равнинных экорегионах при последовательном исключении из анализа квадратов, трансформированных человеком. Значения для разных экорегионов выделены разными цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1 и графиком на рис. 5.1.9.5

Сравнение показателей для природных экосистем и показателей, скорректированных с учётом степени трансформированности территории, показывает, что снижение значений происходит как для фитомассы, так и для продуктивности, причём показатели продуктивности снижаются более существенно (рис. 5.1.9.4).

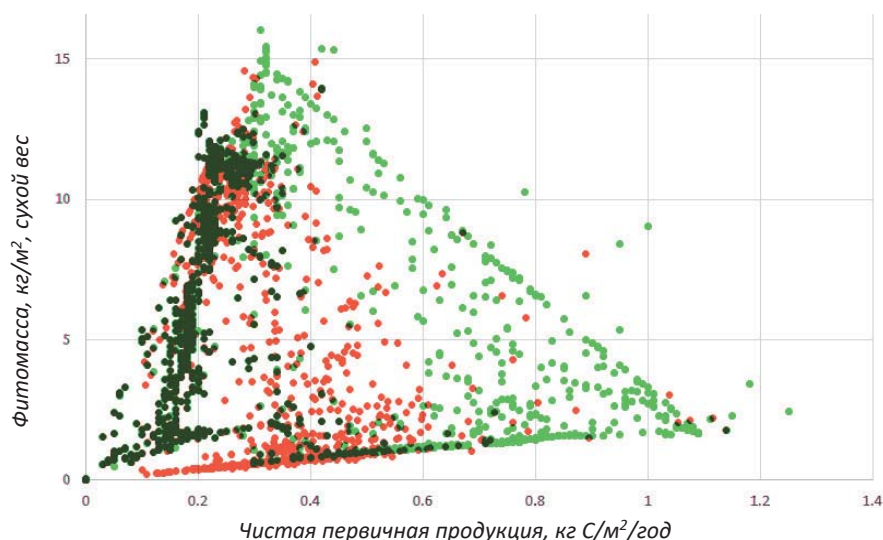
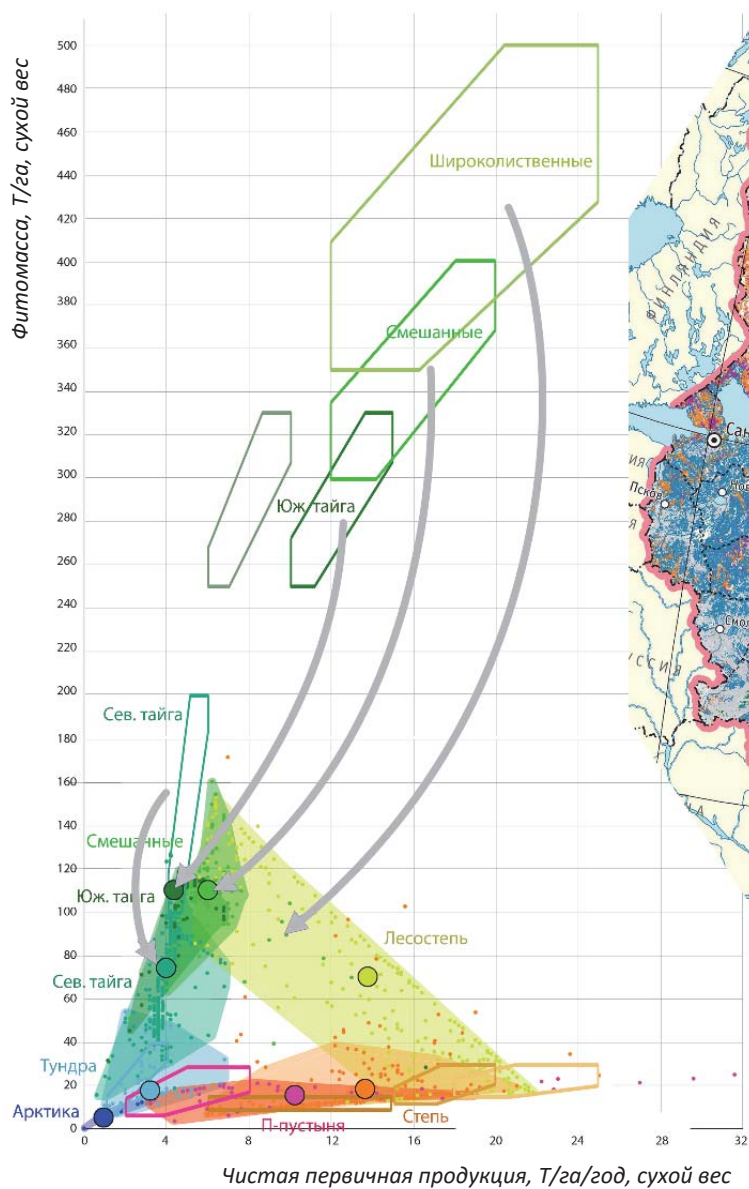


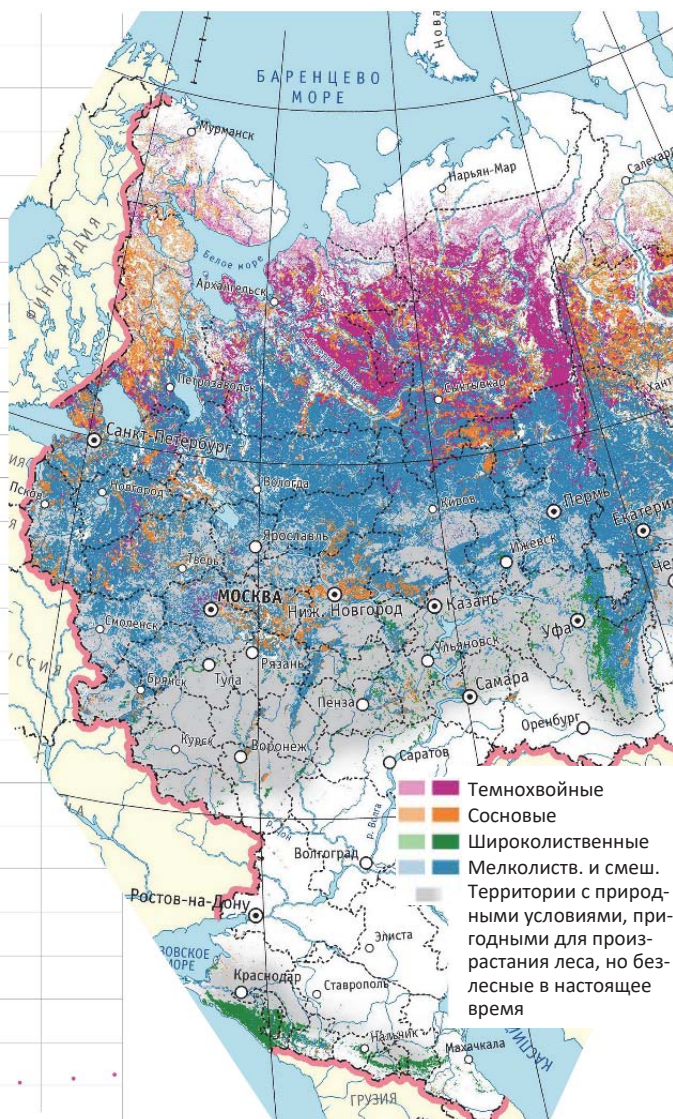
Рисунок 5.1.9.4. Сравнение показателей фитомассы и продуктивности для природных экосистем и тех же показателей, скорректированных с учётом степени трансформированности территории: зелёные точки – значения для природных экосистем, красные – скорректированные значения, черные – совпадающие значения

Значения фитомассы природных лесных экосистем по данным Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002), многократно ниже, чем значения, характерные для климаксных сообществ по данным А.А. Тишкова, 2005 (рис. 5.1.9.5 а). Причём, чем южнее распространён тип лесных экосистем, тем сильнее выражена эта разница. Очевидно, что и до освоения территорий человеком не все сообщества были климаксными в силу естественных нарушений экосистем, то есть средние показатели фитомассы были ниже тех, которые характерны для климаксных сообществ. Однако роль антропогенного воздействия на экосистемы в наблюдаемом сегодня понижении показателей фитомассы очевидна. Для таёжных экорегионов – это результат, прежде всего, рубок лесов для заготовки древесины (то есть использования продукционной услуги производства древесины) из-за чего коренные климаксные леса на большей части этих экорегионов заменены вторичными мелколиственными лесами, что видно на карте лесов (голубой цвет на рис. 5.1.9.5 б). Для экорегионов смешанных лесов и особенно лесостепи основной фактор трансформации экосистем – сельское хозяйство, в результате которого леса были заменены сельхозугодьями. На карте лесов серым цветом показана зона, где леса могут расти, но их там сегодня нет (рис. 5.1.9.5 б).

Таким образом, в результате антропогенной трансформации показатели фитомассы лесных экосистем были существенно снижены. Можно предположить, что эти изменения привели к снижению объёма ряда важнейших регулирующих экосистемных услуг.



а



б

Рисунок 5.1.9.5. Значения продуктивности и фитомассы и распространение лесов на ЕТР:

а) соотношение показателей продуктивности и фитомассы для 50-км квадратов по данным Land Resources of Russia и показатели для климаксных сообществ по литературным данным (Тишков, 2005); б) фрагмент карты лесов России (Барталев и др., 2004). На графике «а» значения для разных экорегионов выделены цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1, цветные кружки – средние для экорегионов значения, цветные точки – значения в 50-км квадратах, контурные многоугольники соответствуют значениям фитомассы и продуктивности для климаксных сообществ. Значения продуктивности пересчитаны на сухой вес для сопоставления с литературными данными

5.2. Индикаторы экосистемных услуг и экосистемных активов

В данном разделе проанализированы зависимости между индикаторами экосистемных услуг и экосистемных активов. Соотношения между экосистемными услугами и климатическими условиями не анализировались по следующей причине. Предоставленный (потенциальный) объём большинства экосистемных услуг не зависит непосредственно от климата, а определяется состоянием и функционированием экосистем, то есть – показателями экосистемных активов. Последние на данном этапе исследований оцениваются через показатели трансформированности территории (показатель, обратный площади природных экосистем), функционирования экосистем (продуктивность и фитомасса экосистем) и биоразнообразия (видовое богатство птиц и высших растений). Зависимость вышеуказанных показателей экосистемных активов от климатических условий проанализирована в разделе 5.1. Исключением являются связанные с рекреацией услуги, на которые климат влияет непосредственно, определяя комфортность условий для человека. Это было учтено в методике балльной оценки некоторых рекреационных услуг России в проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016), однако балльные оценки не использовались в настоящем исследовании. Оценки рекреационной ёмкости пригородных лесов, сделанные в рамках проекта TEEB-Russia 2, основаны на площади экосистем разных типов в пригородных зонах и не учитывают непосредственно климатические показатели (раздел 4.1.7). Оценка услуги очистки воздуха пригородными лесами учитывает локальные метеорологические условия, но не характер распределения среднегодовой температуры и осадков в пределах ЕТР. Единственная экосистемная услуга, которая непосредственно зависит от климатических условий, а именно – от среднегодовой температуры, – это опыление. Её зависимость от климатических условий проанализирована в разделе 5.2.3.

Анализ зависимостей проведён в трёх масштабах:

а) для средних значений индикаторов для экорегионов – средние значения вычислялись как средние значения индикаторов в 50-км квадратах для каждого экорегиона;

б) для значений индикаторов в 50-км квадратах в пределах ЕТР – значения индикаторов видового богатства птиц определены, исходя из фактического числа видов птиц, зарегистрированных в каждом 50-км квадрате (см. раздел 3.2.3), значения других индикаторов в квадратах определены средствами ГИС (см. раздел 2.3);

в) для средних значений индикаторов для субъектов РФ в пределах ЕТР либо в пределах всей страны – значения индикаторов видового богатства птиц определены как средние значения в 50-км квадратах в пределах территории каждого субъекта РФ, средние значения других индикаторов в пределах территории каждого субъекта определены средствами ГИС (см. раздел 2.3).

В первых двух случаях проанализированы 8 экосистемных услуг, оценка которых была уточнена в проекте TEEB-Russia 2 (раздел 4.1):

- продукция древесины;
- хранение углерода;
- очистка воздуха пригородными лесами;
- регулирование объёма стока наземными экосистемами;
- предотвращение водной эрозии почв;
- опыление сельскохозяйственных культур дикими опылителями;
- создание природных условий для рекреации выходного дня;
- эстетическое значение экосистем.

Для субъектов РФ, кроме оценки перечисленных экосистемных услуг, также использованы количественные оценки ряда других услуг, полученные в результате проекта TEEB-Russia 1 (методы оценки этих услуг и полученные результаты приведены в соответствующих разделах тома 1 Прототипа национального доклада (Экосистемные услуги..., 2016):

- производство недревесной продукции (грибы и ягоды);
- производство охотничьей продукции (на примере копытных);
- производство корма для скота на природных пастбищах;
- обеспечение качества стока наземными экосистемами;
- очистка воды в природных водоёмах.

В качестве показателей экосистемных услуг в данном разделе проанализированы только индикаторы предоставленного (потенциального) объёма, так как используемый объём услуг во-многом определяется социально-экономическими характеристиками территорий и должен анализироваться одновременно с ними.

5.2.1. Средние для экорегионов значения индикаторов

Все проанализированные экосистемные услуги по типу их пространственного распределения можно разделить на две группы:

- 1) услуги, которые производятся экосистемами на всей территории ЕТР;
- 2) услуги, которые производятся в зонах, прилегающих к городам или сельскохозяйственным угодьям – опыление, очистка воздуха пригородными лесами, рекреация выходного дня (см. раздел 4.1.9).

Средние для экорегионов значения показателей экосистемных услуг из группы 1, оценки которых были уточнены в проекте ТЕЕВ-Russia 2, показаны на рисунке 5.2.1.1. На нем видно, что экосистемная услуга производства древесины закономерно имеет максимум в лесных экорегионах. Услуга регуляции объёма стока (экосистемный сток) и предотвращения эрозии почв монотонно уменьшаются в равнинных экорегионах с севера на юг и возрастают в горных экорегионах, особенно показатели услуги по предотвращению эрозии. Услуга хранения углерода имеет два выраженных пика на севере (тундра и северная тайга), где велики его запасы в торфяных экосистемах, и на юге (лесостепь и степь), где его хранилищем являются чернозёмные почвы. Индекс эстетической привлекательности, который зависит от визуального разнообразия ландшафта и возможностей его обзора, максимален в горных экорегионах и минимален в полупустыне.

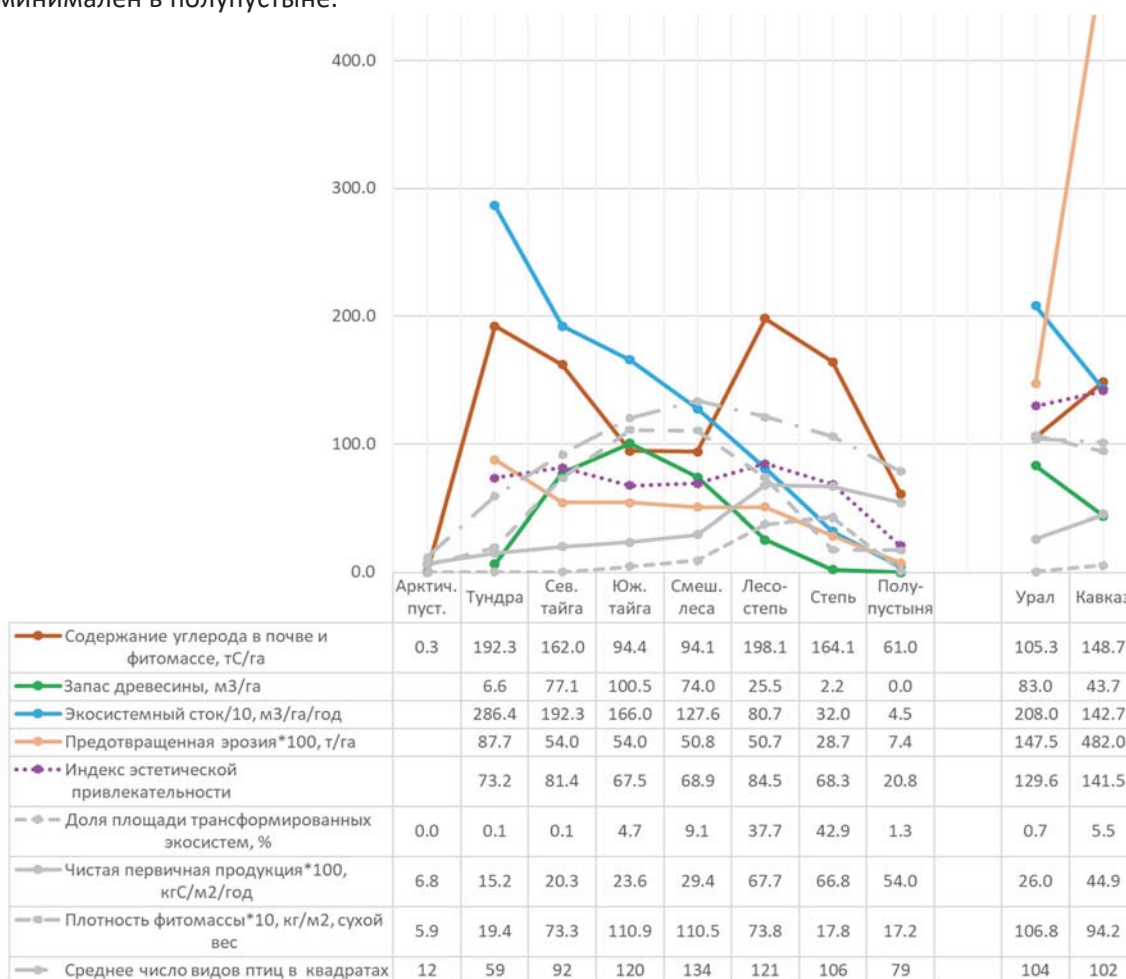


Рисунок 5.2.1.1. Изменения средних для экорегионов значений индикаторов экосистемных услуг из группы 1 (объяснения см. в тексте)

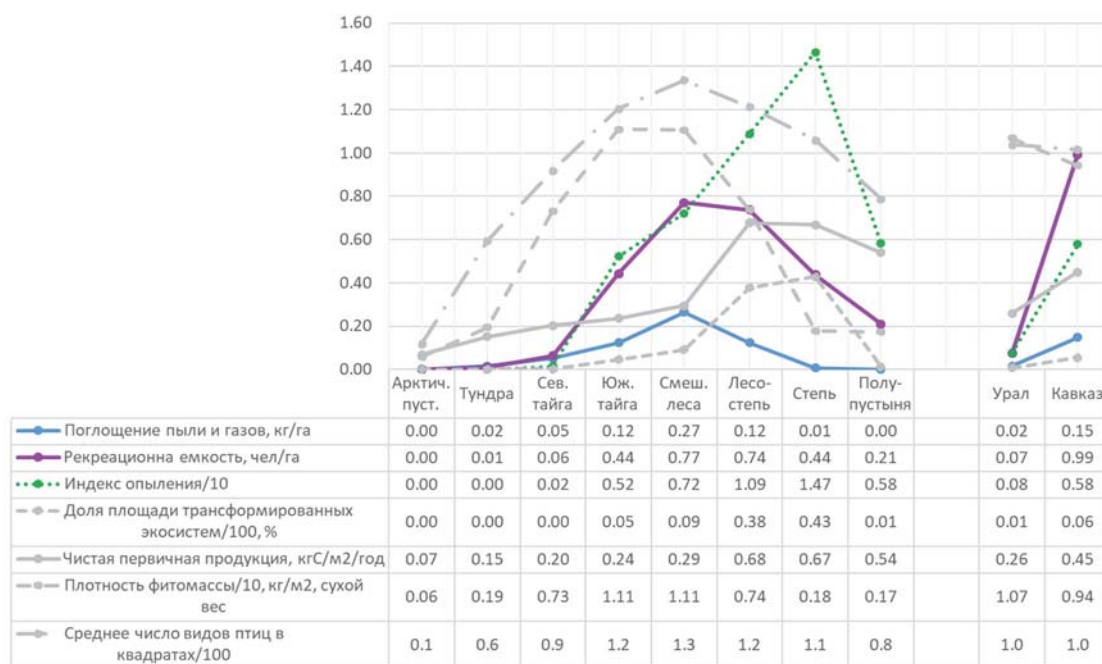


Рисунок 5.2.1.2. Изменения средних для экорегионов значений индикаторов экосистемных услуг из группы 2 (объяснения см. в тексте)

Средние для экорегионов значения показателей экосистемных услуг из группы 2, оценки которых были уточнены в проекте ТЕЕВ-Russia 2, показаны на рисунке 5.2.1.2. Используемые в проекте ТЕЕВ-Russia 2 методики оценки этих услуг привязывают две из них – очистку воздуха пригородными лесами и создание природных условий для рекреации выходного дня – к городам с населением больше 100 тыс. человек (см. разделы 4.1.3 и 4.1.7), а услугу опыления сельскохозяйственных культур дикими опылителями – к сельскохозяйственным полям (см. раздел 4.1.6). Это определяет картину изменения средних значений индикаторов этих услуг в экорегионах. Как видно на рис. 5.2.1.2, индекс опыления имеет максимальные значения в наиболее распаханых экорегионах степи и лесостепи, а услуга очистки воздуха и создания условий для рекреации – в экорегионах южной тайги, смешанных лесов, лесостепи и в Кавказском экорегионе, где расположено большинство городов в пределах ЕТР.

5.2.2. Корреляции между индикаторами экосистемных услуг и активов

Коэффициенты корреляции между индикаторами экосистемных услуг и активов для трёх проанализированных масштабов представлены в таблицах 5.2.2.1 – 5.2.2.3. Для числовых индикаторов использован коэффициент корреляции Пирсона, для балльных индикаторов (индексы эстетического значения экосистем, индекс опыления) использован коэффициент Спирмена.

В первой группе услуг, которые производятся экосистемами на всей территории ЕТР или всей России, выделяются услуги, в той или иной мере связанные с лесом – производство древесины (запас древесины, табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3), недревесная (грибы и ягоды) и охотничья продукция (численность копытных, табл. 5.2.2.3), предотвращение эрозии почв (табл. 5.2.2.2). Эти услуги при всех масштабах анализа положительно коррелируют (хотя и не везде это подтверждается статистически) с долей площади леса и суммарной фитомассой экосистем и отрицательно – со степенью трансформированности территории и продуктивностью экосистем. Сходные корреляции выявляются также для услуг, связанных с водой (обеспечение объёма и качества стока наземными экосистемами, очистка воды водными экосистемами, табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3). Однако в последнем случае это скорее отражает существование также корреляций с климатическими условиями и величиной поверхностного стока, которая во многом определяет предоставленный объём услуг, связанных с водой. Также, кроме перечисленных услуг, сходным образом ведёт себя показатель эстетического значения экосистем для 50-км квадратов (табл. 5.2.2.2).

Таблица 5.2.2.1. Коэффициенты корреляции между средними для экорегионов значениями индикаторов состояния экосистем, биоразнообразия и экосистемных услуг (экорегион арктических пустынь из анализа исключён)

Группа	Услуги	Продуктивность	Фитомасса	Доля площади леса	Среднее число видов птиц в 50-км квадратах каждого экорегиона	Степень трансформированности территории
1	Запас древесины	-.317	.910**	.961**	.594	-.297
	Рег. объёма стока	-.860**	.291	.476	-.307	-.566
	Эрозия предотвр.	-.077	.419	.148	.065	-.226
	Хранение углерода	.413	.142	.062	.458	.479
	Эстетика	.248	.467	.608	.273	.212
2	Опыление	.936**	.170	-.119	.729*	.960**
	Рекреация	.557	.504	.009	.660*	.445
	Очистка воздуха	.069	.716*	.333	.659*	.083

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 10$

Таблица 5.2.2.2. Коэффициенты корреляции между фактическими значениями индикаторов состояния экосистем, биоразнообразия и экосистемных услуг в 50-км квадратах

Группа	Услуги	Продуктивность	Фитомасса	Доля площади леса	Число видов птиц в квадратах	Степень трансформированности территории
1	Запас древесины	-.525**	.676**	.877**	.103**	-.571**
	Рег. объёма стока	-.601**	.237**	.500**	-.182**	-.606**
	Эрозия предотвр.	-.100**	.145**	.068**	-.055*	-.167**
	Хранение углерода	.183**	-.244**	-.147**	-.079**	.177**
	Эстетика	.022	.195**	.260**	-.004	-.006
2	Опыление	.811**	-.003	-.450**	.369**	.868**
	Рекреация	.154**	.165**	-.102**	.278**	.127**
	Очистка воздуха	-.022	.131**	.030	.186**	-.014

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; n от 1396 до 1652 – для разных индикаторов

Таблица 5.2.2.3. Коэффициенты корреляции между средними значениями индикаторов состояния экосистем, биоразнообразия и экосистемных услуг для субъектов РФ в пределах ЕТР

Группа	Услуги	Продуктивность	Фитомасса	Доля леса	Число видов в локальных флорах	Число видов растений на 100 тыс. км ²	Среднее число видов птиц в 50-км квадратах каждого субъекта РФ	Степень трансформированности территории
1	Запас древесины	-.516**	.600**	.581**	.232	.287*	.278*	-.466**
	Запас грибов	-.669**	.317*	.756**	-.397**	-.389**	-.137	-.550**
	Запас ягод	-.462**	.036	.483**	-.343*	-.394**	-.341*	-.408**
	Чис-ть копытных	-.172	.498**	.211	.205	.380**	.469**	-.177
	Рег. объёма стока	-.644**	.386**	.608**	-.040	-.191	-.309*	-.593**
	Очистка стока	-.763**	.325*	.779**	-.325*	-.368**	-.293*	-.733**
	Очистка воды	-.530**	.344*	.513**	.159	-.091	-.276*	-.570**
	Предотв эрозии	.078	.088	-.019	.676**	.328*	-.144	-.073
2	Произв. корма	.331*	-.583**	-.477**	.237	-.144	-.325*	.133
	Хранение углерода	.586**	-.409**	-.458**	.135	-.201	-.132	.668**
	Опыление	.701**	-.161	-.514**	.371**	.097	.312*	.813**
	Рекреация	.221	.306*	-.002	.485**	.483**	.325*	.140
	Очистка воздуха	.060	.191	.118	.093	.262	.242	.076

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 54$

Услуги хранения углерода и производства корма для скота на природных пастбищах ведут себя противоположно услугам, связанным с лесом. Хранение углерода на ЕТР в значительной степени

связано с чернозёмными почвами сельскохозяйственных регионов (наряду с торфяными экосистемами северных регионов, см. карту на рис. 4.1.2 а). Поэтому эта услуга положительно коррелирует со степенью трансформации экосистем и продуктивностью экосистем и отрицательно – с долей площади лесов и суммарной фитомассой (табл. 5.2.2.2, 5.2.2.3, на уровне экорегионов зависимости не значимы). Аналогично ведёт себя услуга производства природных кормов, поскольку она обеспечивается травянистыми экосистемами, однако эта услуга не коррелирует со степенью трансформированности экосистем (табл. 5.2.2.3), так как она не связана с регулярно распахиваемыми сельскохозяйственными полями.

Экосистемные услуги второй группы производятся в зонах, прилегающих к городам или сельскохозяйственным угодьям, и положительно связаны со степенью трансформированности территории и продуктивностью, либо корреляция отсутствует. Положительные зависимости в этом случае, очевидно, объясняются тем, что эти услуги «работают» прежде всего на территориях с достаточно высокой плотностью населения, то есть – в значительно трансформированных регионах. Так, потенциал опыления во всех трёх масштабах рассмотрения наиболее тесно связан со степенью трансформированности территории и с продуктивностью, которые максимальны в сельскохозяйственных регионах (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3; рис. 5.2.1.2). Услуги очистки воздуха и формирования условий для рекреации положительно связаны также с фитомассой (либо связь отсутствует), поскольку внутри пригородных зон предоставленный объём этих услуг существенно зависит от площади лесов (см. разделы 4.1.3 и 4.1.7).

Среди выявленных корреляций индикаторов экосистемных услуг с показателями видового богатства обращают на себя внимание положительные корреляции с показателями экосистемных услуг группы 2 (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3). Возможно, это объясняется сходным характером возрастания видового богатства и степени освоенности территории при улучшении климатических условий на градиенте север – юг (см. раздел 5.1.6). Запас древесины положительно коррелирует с некоторыми показателями видового богатства, – в случаях, когда значения и индикаторов биоразнообразия, и запасов древесины максимальны в лесных экорегионах (рис. 5.2.1.2). Услуги, связанные с водой, отрицательно коррелируют с показателями видового богатства, что обусловлено снижением объёма этих услуг с севера на юг, в то время как видовое богатство возрастает в южном направлении (см. далее раздел 5.2.4).

5.2.3. Степень трансформированности территории – экосистемные услуги

Как отмечено в разделе 5.2.2, среди услуг, которые производятся экосистемами на всей ЕТР, по характеру корреляций со степенью трансформированности территории выделяются услуги, связанные в той или иной мере с лесом (производство древесины, недревесной и охотничьей продукции, предотвращение эрозии почв, услуги, очистка воды и регуляция стока), и услуги, связанные преимущественно с нелесными экосистемами (производство корма для скота на природных пастбищах, хранение углерода). «Лесные» экосистемные услуги во всех трёх масштабах анализа в большинстве случаев имеют отрицательные корреляции со степенью трансформированности территории и положительные – с долей площади леса, либо статистически значимые корреляции отсутствуют (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3). Примеры корреляций для продукционных экосистемных услуг приведены на рис. 5.2.3.1 и 5.2.3.2, для регулирующих услуг, связанных с водой, – на рис. 5.2.3.3 и 5.2.3.4.

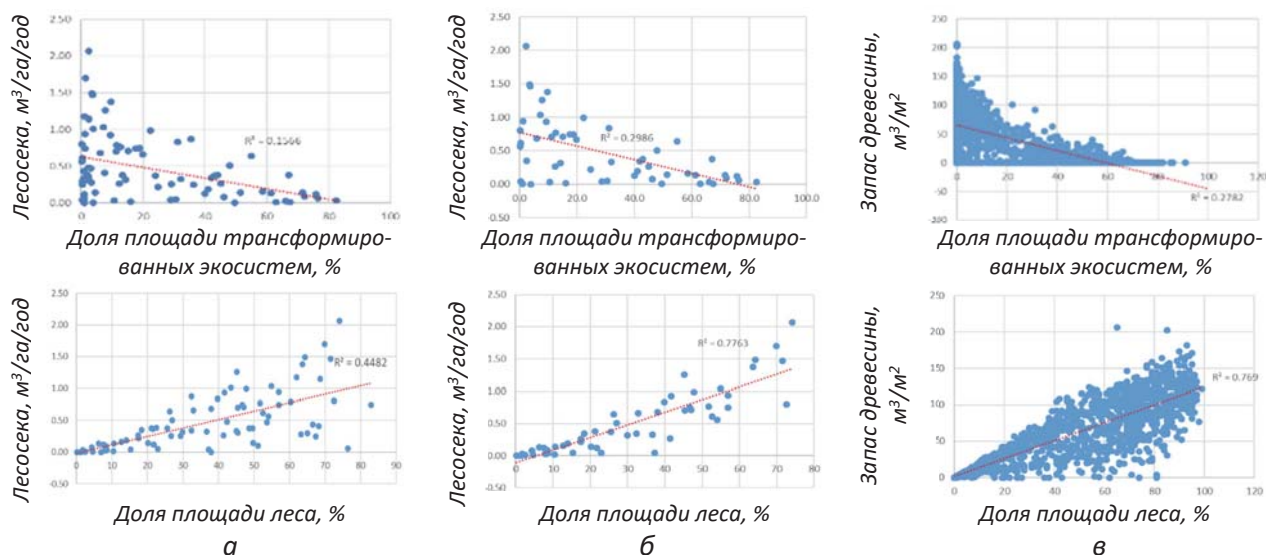


Рисунок 5.2.3.1. Зависимость между индикаторами предоставленного объёма экосистемной услуги по производству древесины и степени трансформированности экосистем (верхний ряд) и лесистости (нижний ряд): а) все субъекты РФ; б) субъекты РФ в пределах ЕТР; в) 50-км квадраты в пределах ЕТР

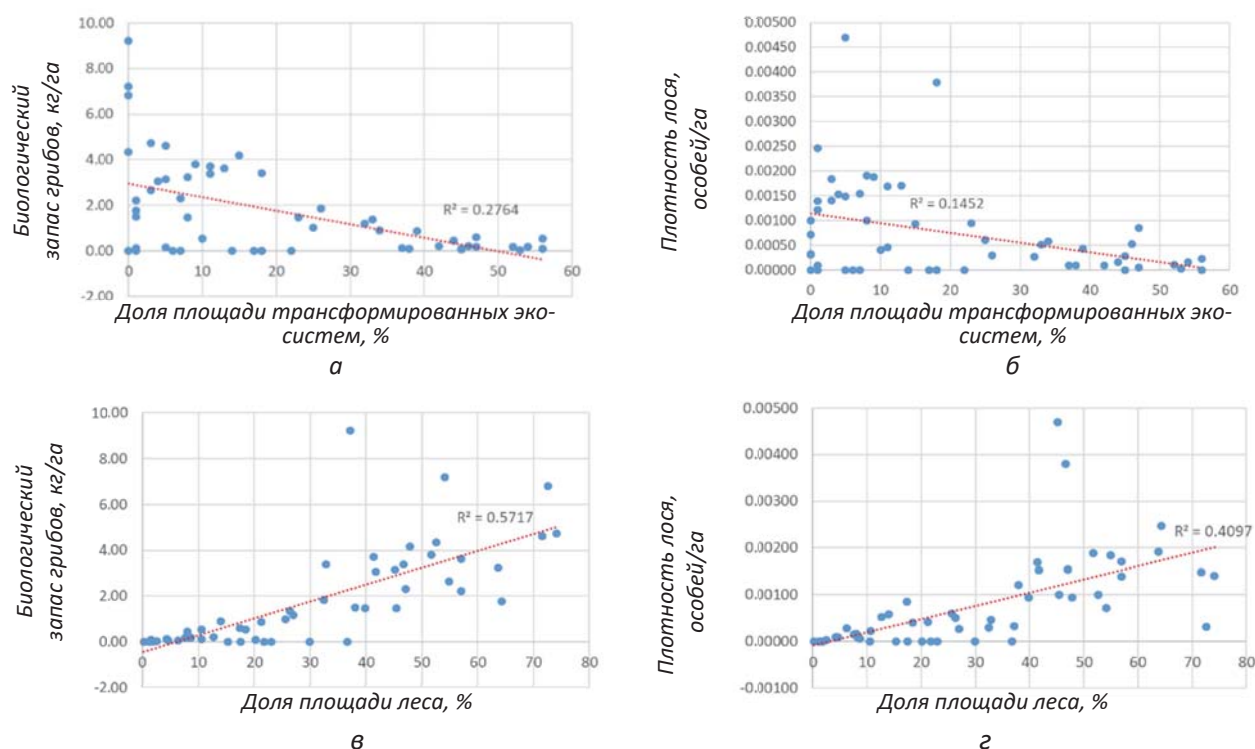


Рисунок 5.2.3.2. Зависимость между показателями предоставленного объёма продукционных экосистемных услуг и индикаторами степени трансформированности экосистем и лесистости для субъектов РФ в пределах ЕТР

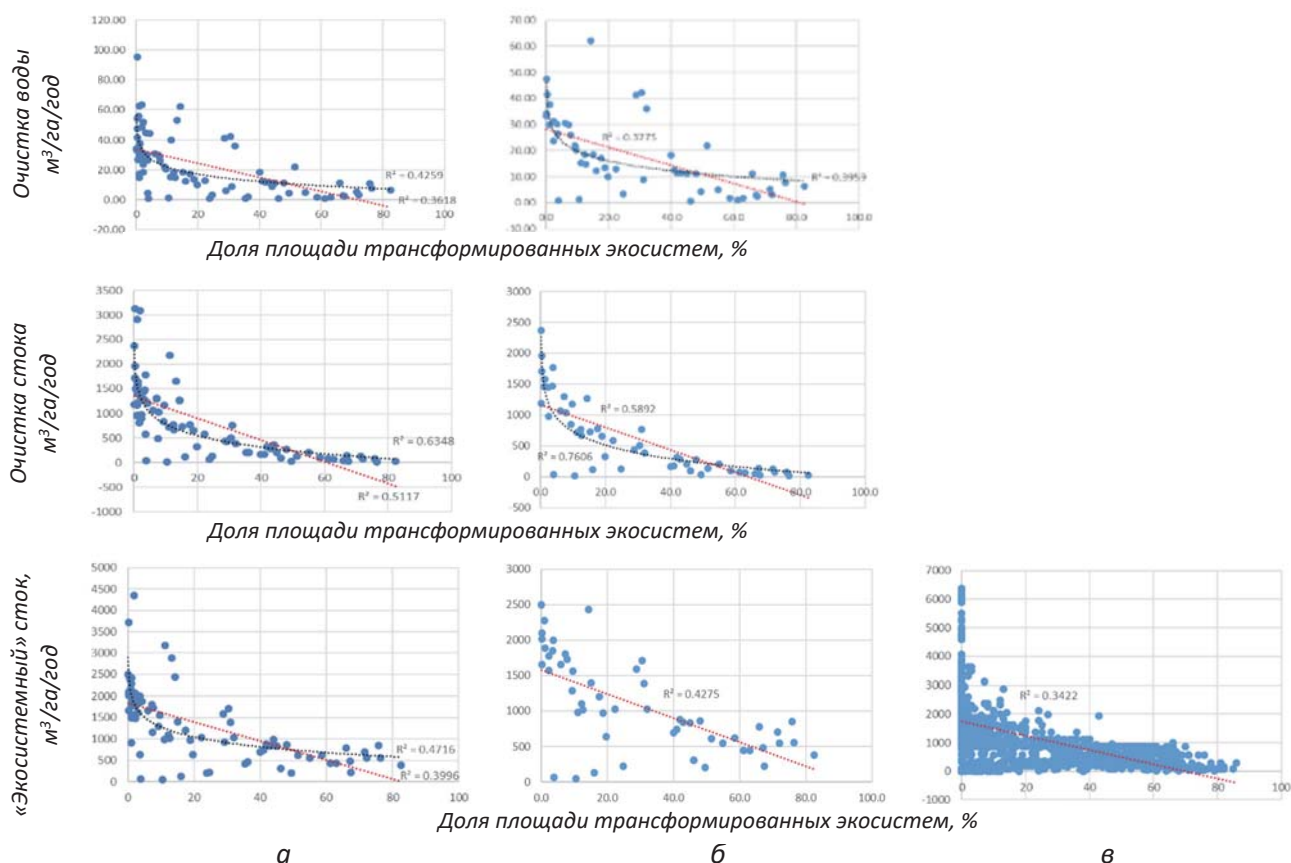


Рисунок 5.2.3.3. Зависимость между индикаторами предоставленного объёма экосистемных услуг, связанных с водой, и степенью трансформированности экосистем: а) все субъекты РФ; б) субъекты РФ в пределах ЕТР; в) 50-км квадраты в пределах ЕТР

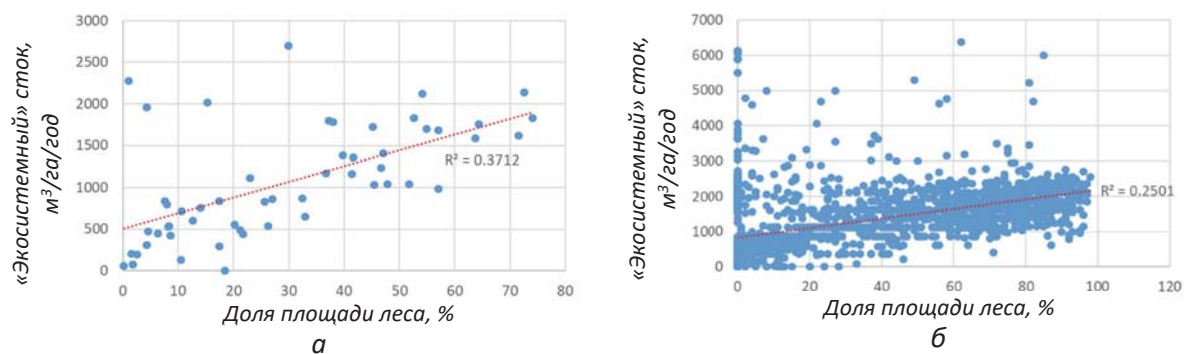


Рисунок 5.2.3.4. Зависимость между индикатором предоставленного объёма услуги регулирования объёма стока наземными экосистемами и лесистостью территории: а) субъекты РФ в пределах ЕТР; в) 50-км квадраты в пределах ЕТР

Экосистемная услуга предотвращения эрозии почв связана с показателями степени трансформированности территории и лесистости аналогичным образом. Однако для её абсолютного показателя (объём предотвращённой эрозии, т/га) зависимости проявляются только в масштабе фактических значений в 50-км квадратах. Это, соответственно, негативная и позитивная зависимости с довольно слабым углом наклона (табл. 5.2.2.2). Более сильно эти зависимости проявляются для относительного индикатора этой услуги – доли потенциальной эрозии, предотвращённой экосистемами (см. раздел 4.1.5, рис. 4.1.5.9). Значения предоставленного объёма этой услуги наиболее высоки в горных экорегионах (рис. 5.2.3.5).

Отрицательные корреляции со степенью трансформированности территории и положительные корреляции с долей площади леса, выявленные для этой группы услуг, определяются как корреляциями всех индикаторов с климатическими условиями, так и – для ряда услуг – причинно-следственными связями, то есть зависимостью их предоставленного объёма от площади леса и других природных экосистем.

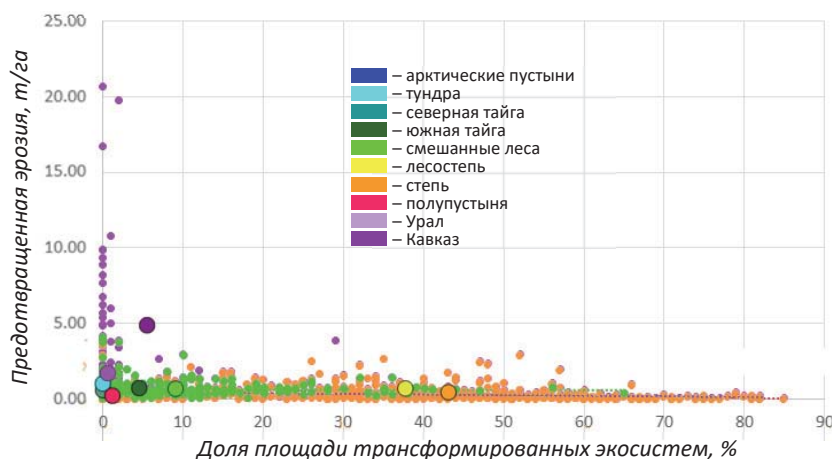


Рисунок 5.2.3.5. Значения показателей услуги по предотвращению эрозии почв и степени трансформированности территории для 50-км квадратов в пределах ЕТР в северных и лесных (зелёные точки), южных (оранжевые точки) и горных (лиловые точки) экорегионах. Средние значения для экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

В качестве показателей продукционных экосистемных услуг, связанных с лесом, использованы статистические данные о запасах леса, лесосеке, численности копытных животных и запасах грибов и ягод. Очевидно, что эти статистические данные отражают влияние климатических условий на запасы древесины и биоресурсов и продуктивность экосистем (зависимости между индикаторами экосистемных услуг и показателями фитомассы и продуктивности рассмотрены ниже в разделе 5.2.5). Однако, как сказано выше, это влияние уже отражено в зависимости предоставленного объёма услуг от показателей функционирования экосистем – фитомассы и продуктивности природных экосистем, поэтому зависимости индикаторов экосистемных услуг (кроме опыления) от климатических показателей в данном анализе не рассматривались.

Использованные в проекте TEEB-Russia 1 методики оценки экосистемных услуг, связанных с водой, определяют то, что их предоставленный объём существенно зависит от объёма суммарного стока (Экосистемные услуги..., 2016). Поэтому отрицательные корреляции между индикаторами этих услуг и степенью трансформированности территории можно объяснить тем, что на ЕТР величина суммарного стока наиболее велика в северных и горных районах (см., например, Национальный атлас России, 2004–2008), которые слабо преобразованы человеком. На азиатской территории РФ картина распределения стока более сложная, однако негативные корреляции сохраняются также и при масштабе рассмотрения всех субъектов РФ.

Причинно-следственные связи со степенью трансформированности территории (т. е. с показателем, обратным доле площади природных экосистем) заключаются в зависимости показателей предоставленного объёма «лесных» экосистемных услуг от площади леса и других природных экосистем, которая либо влияет на статистические данные об их предоставленном объёме (показатели запасов недревесной продукции и копытных животных), либо включена в использованные нами методики определения предоставленного объёма услуг. Методика оценки услуги производства древесины описана в разделе 4.1.1 настоящего доклада, методики оценки услуги обеспечения качества стока наземными экосистемами описаны в томе 1 Прототипа национального доклада об экосистемных услугах России (Экосистемные услуги..., 2016).

К группе «нелесных» экосистемных услуг можно отнести производство корма для скота на природных пастбищах и хранение углерода (см. раздел 5.2.2). В противоположность «лесным» экосистемным

услугам, производство корма для скота на природных пастбищах отрицательно зависит от площади леса (табл. 5.2.2.3, рис. 5.2.3.6), что определяется методикой оценки этой услуги (Экосистемные услуги..., 2016). Корреляция с показателем степени трансформированности территории для неё не проявляется (табл. 5.2.2.3).

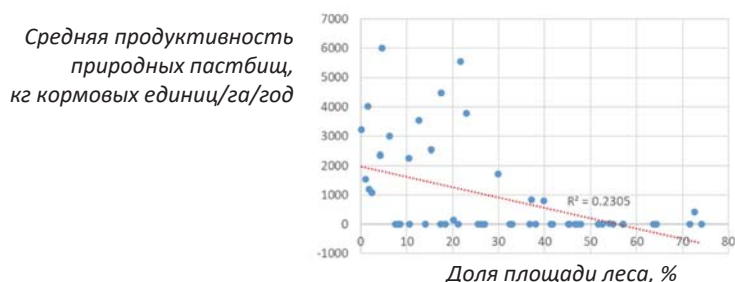


Рисунок 5.2.3.6. Зависимость между предоставленным объёмом экосистемной услуги по производству корма для скота на природных пастбищах и долей площади леса. Показаны данные для всех субъектов РФ

Между экосистемной услугой по хранению запасов углерода и степенью трансформированности экосистем выявляется положительная корреляция в масштабе субъектов РФ и 50-км квадратов в пределах ЕТР (табл. 5.2.2.2, 5.2.2.3; рис. 5.2.3.7 б, в). Эта корреляция объясняется высоким содержанием углерода в чернозёмных почвах в регионах, в максимальной степени трансформированных сельским хозяйством. В масштабах всей России эта зависимость выражена слабее из-за максимально высокого содержания углерода в болотах Западной Сибири, слабо трансформированных человеком (рис. 5.2.3.7 а). В пределах ЕТР содержание углерода в чернозёмных регионах выше, чем в заболоченных северных (рис. 5.2.3.7 б).

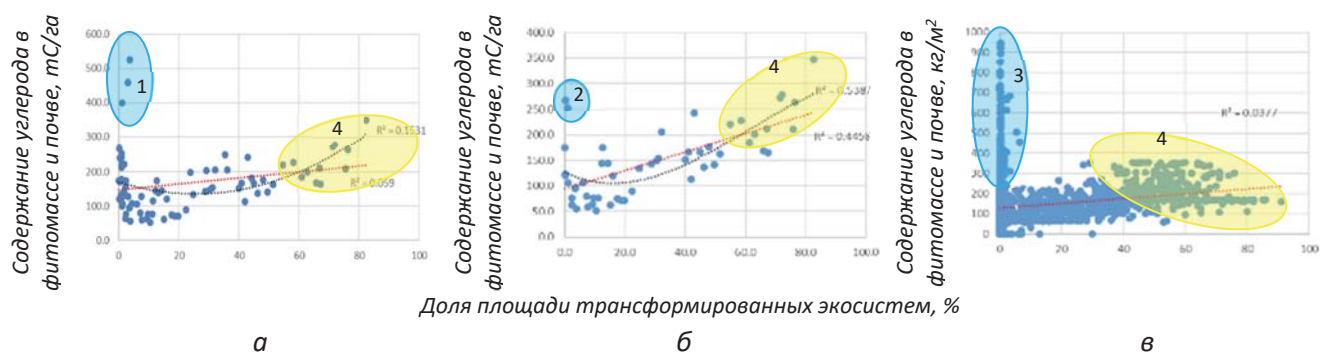


Рисунок 5.2.3.7. Зависимость между содержанием углерода в фитомассе и почве и степенью трансформированности территории: а) все субъекты РФ; б) субъекты РФ в пределах ЕТР; в) 50-км квадраты в пределах ЕТР; 1 – регионы Западной Сибири; 2 – Мурманская обл. и Ненецкий АО; 3 – квадраты с высокой долей площади болот в экорегионах тундры и северной тайги в пределах ЕТР; 4 – чернозёмные регионы

Слабая положительная зависимость для фактических значений в 50-км квадратах в пределах ЕТР (рис. 5.2.3.7 в) распадается на чуть более выраженную положительную зависимость для значительно трансформированных экорегионов (степь и лесостепь) и негативную зависимость для всех остальных регионов (красный и синий цвет, соответственно, на рис. 5.2.3.8 а). Положительная зависимость в группе значительно трансформированных экорегионов может объясняться большей распаханностью территории в квадратах с большим содержанием углерода в чернозёмах. В северных регионах, наоборот, больше углерода содержится в торфяных экосистемах наименее освоенных 50-км квадратов.

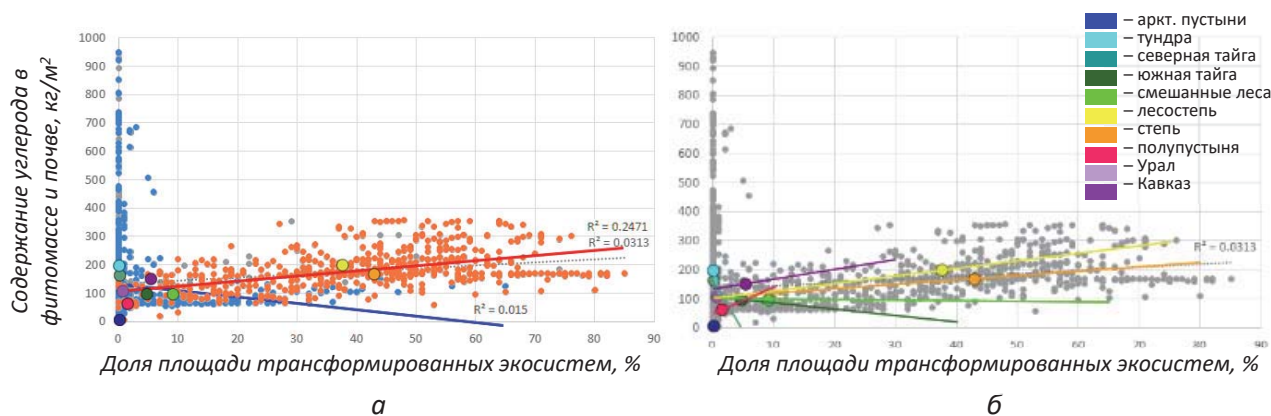


Рисунок 5.2.3.8. Зависимости между содержанием углерода в фитомассе и почве и степенью трансформированности территории в пределах экорегионов: а) зависимости для слаботрансформированных экорегионов (все, кроме степи и лесостепи) обозначены синим цветом, зависимости для сильно трансформированных экорегионов (степь, лесостепь) обозначены красным; б) зависимости для отдельных экорегионов. Кружки показывают средние значения индикаторов для экорегионов. Цвет кружков и зависимостей для отдельных регионов на нижних графиках соответствует карте на рис. 2.2.1

Климаторегулирующая услуга хранения углерода является следствием его накопления экосистемами за предшествующие столетия их функционирования. Это верно для запасов углерода как в торфе, так и в чернозёме. В последнем случае углерод был накоплен степными экосистемами в почве до того, как они были освоены человеком для сельского хозяйства. В настоящее время этого накопления уже не происходит, запасы углерода лишь уменьшаются из-за сельскохозяйственного использования почв.

Предоставленный объём услуги эстетического значения экосистем (индекс эстетической привлекательности), в соответствии с методикой её оценки, зависит от сочетания открытых пространств, разных типов растительности и форм рельефа (см. раздел 4.1.8), то есть не от площади экосистем как таковой, а от соотношения площадей с разным типом покрова. Зависимость от степени трансформированности территории для этой услуги в пределах ЕТР не проявляется (табл. 5.2.2.1, 5.2.2.2). Аналогично предотвращению эрозии почв, показатель предоставленного объёма услуги эстетического значения экосистем и ландшафтов наиболее высок в горных районах (рис. 5.2.3.9).

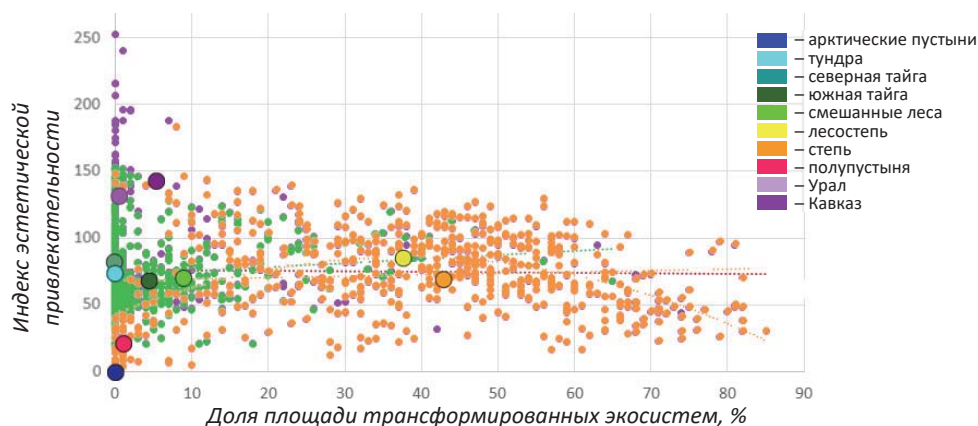


Рисунок 5.2.3.9. Значения индикаторов эстетической привлекательности и степени трансформированности территории в 50-км квадратах в пределах ЕТР для северных и лесных (зелёные точки), южных (оранжевые точки) и горных (лиловые точки) экорегионов. Средние значения для экорегионов показаны цветными кружками в соответствии с картой на рис. 2.2.1

Среди экосистемных услуг, привязанных к сельскохозяйственным полям и городам, наибольший интерес представляет опыление сельскохозяйственных культур дикими насекомыми-опылителями. Предоставленный объём этой услуги при всех трёх масштабах анализа положительно коррелирует со степенью трансформированности территории (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3), так как эта услуга исходно рассчитывалась для территорий, прилегающих к сельскохозяйственным полям (см. раздел 4.1.6). Кроме положительной зависимости тут выявляется также унимодальная зависимость, то есть объём этой услуги максимален при некоторой средней интенсивности распашки территории – около 40 % (рис. 5.2.3.9), а при более значительной распашке снижается из-за нехватки участков природных экосистем. Эти результаты иллюстрируют существование оптимальной степени распашки для опыления, которая должна быть уточнена в будущих оценках с учётом пространственной структуры ландшафта.

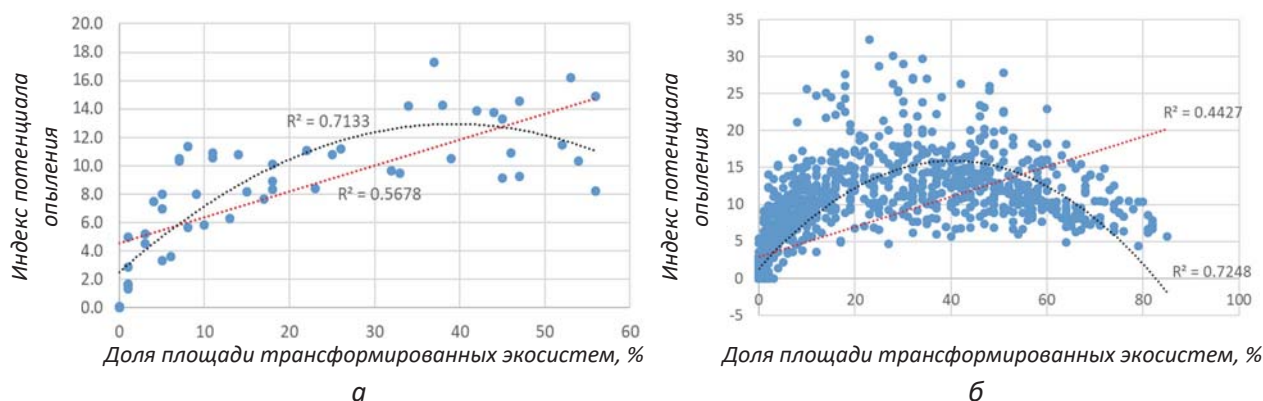


Рисунок 5.2.3.9. Зависимость между предоставленным объёмом услуги опыления и степенью трансформированности территории: а) субъекты РФ в пределах ЕТР; в) 50-км квадраты в пределах ЕТР

Следует отметить, что опыление, в отличие от других услуг, проанализированных в настоящем докладе, непосредственно зависит от климатических условий, а именно – от среднегодовой температуры, так как последняя влияет на активность опылителей (см. раздел 4.1.6). Как и следовало ожидать, индекс потенциала опыления положительно зависит от среднегодовой температуры и отрицательно – от среднегодового количества осадков (рис. 5.2.3.10). Характер этих зависимостей аналогичен зависимостям степени трансформированности территории от климатических условий (рис. 5.1.3.2).

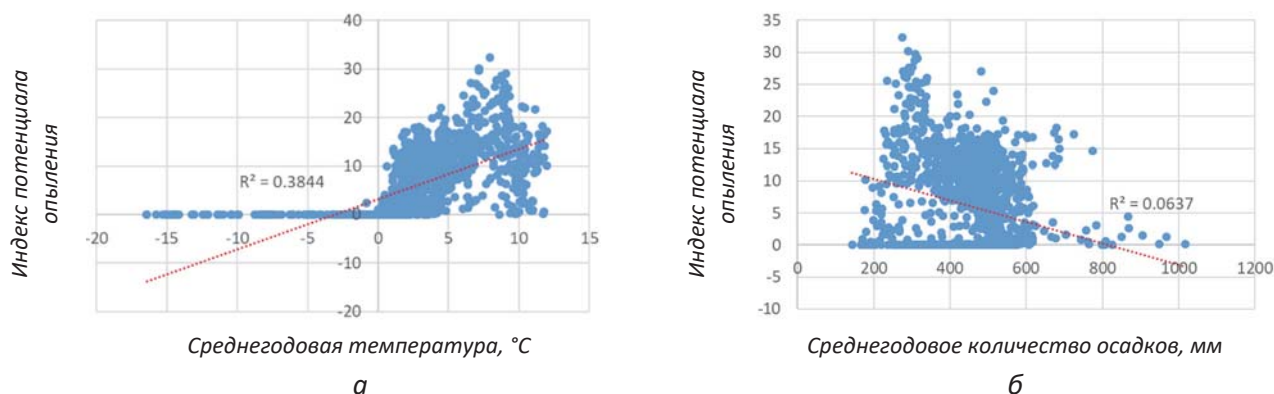


Рисунок 5.2.3.10. Зависимость между предоставленным объёмом услуги опыления и климатическими условиями в масштабе 50-км квадратов в пределах ЕТР

Две проанализированные в данном исследовании экосистемные услуги, связанные с городами – создание природных условий для рекреации выходного дня (см. раздел 4.1.7) и очистка воздуха пригородными лесами (см. раздел 4.1.3) – непосредственно зависят от площади природных экосистем

в пределах пригородных зон, однако в целом на ЕТР эти зависимости практически не проявляются, за исключением относительно слабой положительной зависимости рекреационной услуги от степени трансформированности территории в масштабе 50-км квадратов (табл. 5.2.2.2).

Таким образом, зависимости между проанализированными экосистемными услугами и степенью трансформированности территории определяются как корреляциями этих индикаторов с климатическими условиями, так и прямой зависимостью ряда услуг от площади природных экосистем и сельскохозяйственных полей (табл. 5.2.3.1).

Таблица 5.2.3.1. Экосистемные услуги, предоставленный объём которых определяется площадью природных экосистем или сельскохозяйственных полей (включены только услуги, оценки которых были уточнены в проекте TEEB-Russia 2)

<i>Экосистемные услуги</i>	<i>Показатели, влияющие на предоставленный объём услуг</i>
Производство древесины	Площадь лесов
Производство недревесной продукции	Площадь лесов и других природных экосистем
Производство охотничьей продукции	Площадь лесов и других природных экосистем
Производство корма для скота на природных пастбищах	Площадь природных травянистых экосистем
Обеспечение качества стока наземными экосистемами	Площадь лесов, травянистых экосистем и пашни
Предотвращения эрозии почв	Площадь природных экосистем разных типов и пашни
Опыление сельскохозяйственных культур дикими опылителями	Площадь природных экосистем в буферных зонах вокруг сельскохозяйственных полей
Создание природных условий для рекреации выходного дня	Площадь природных экосистем в буферных зонах вокруг городов
Очистка воздуха пригородными лесами	Площадь лесов в буферных зонах вокруг городов

5.2.4. Биоразнообразие – экосистемные услуги

Между индикаторами видового богатства и предоставленного (потенциального) объёма экосистемных услуг выявлены как положительные, так и отрицательные корреляции. Во многих случаях связь не выявляется (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3).

Аналогично соотношениям между показателями биоразнообразия и функционирования экосистем (см. раздел 5.1.8), в национальном масштабе или для крупных регионов России корреляции между индикаторами видового богатства и экосистемных услуг не отражают причинно-следственные связи между ними, несмотря на то, что видовое разнообразие является ключевым фактором их выполнения внутри биоценозов и экосистем (см. раздел 6.1.3.1). В национальном и субнациональном (ЕТР) масштабах эти корреляции обусловлены, прежде всего, одновременным изменением значений разных индикаторов на градиентах климатических условий и рельефа.

В качестве примера можно привести зависимости между индикаторами видового богатства и показателями экосистемных услуг, связанных с водой – обеспечением объёма стока наземными экосистемами (см. раздел 4.1.4), обеспечением качества стока наземными экосистемами и очисткой воды в водных экосистемах (по данным проекта TEEB-Russia 1; Экосистемные услуги..., 2016). Для 50-км квадратов и субъектов РФ в границах ЕТР и всей страны выявляются негативные корреляции между индикаторами этих услуг и показателями видового богатства растений и птиц (табл. 5.2.2.2, 5.2.2.3), для средних для экорегионов значений индикаторов зависимости статистически не значимы (табл. 5.2.2.1). Пример для услуги обеспечения объёма стока наземными экосистемами показан на рис. 5.2.4.1 и 5.2.4.2. На рис. 5.2.4.1 видно, что для горных регионов (лиловые кружки на левой колонке графиков) характерны повышенные значения видового богатства растений (рис. 5.2.4.1 в, д), а для числа видов птиц это не так (рис. 5.2.4.1 а). Исключение горных регионов из анализа усиливает негативные зависимости для показателей видового богатства растений. На правой колонке графиков (рис. 5.2.4.1 б, г, е) видно, что негативные зависимости определяются общей тенденцией снижения видового богатства с юга на север при одновременном увеличении стока в том же направлении (как сказано выше, объём услуг, связанных с водой, во многом определяются климатическими условиями и величиной поверхностного стока, который относительно велик в северных регионах ЕТР (см. раздел 5.2.3).

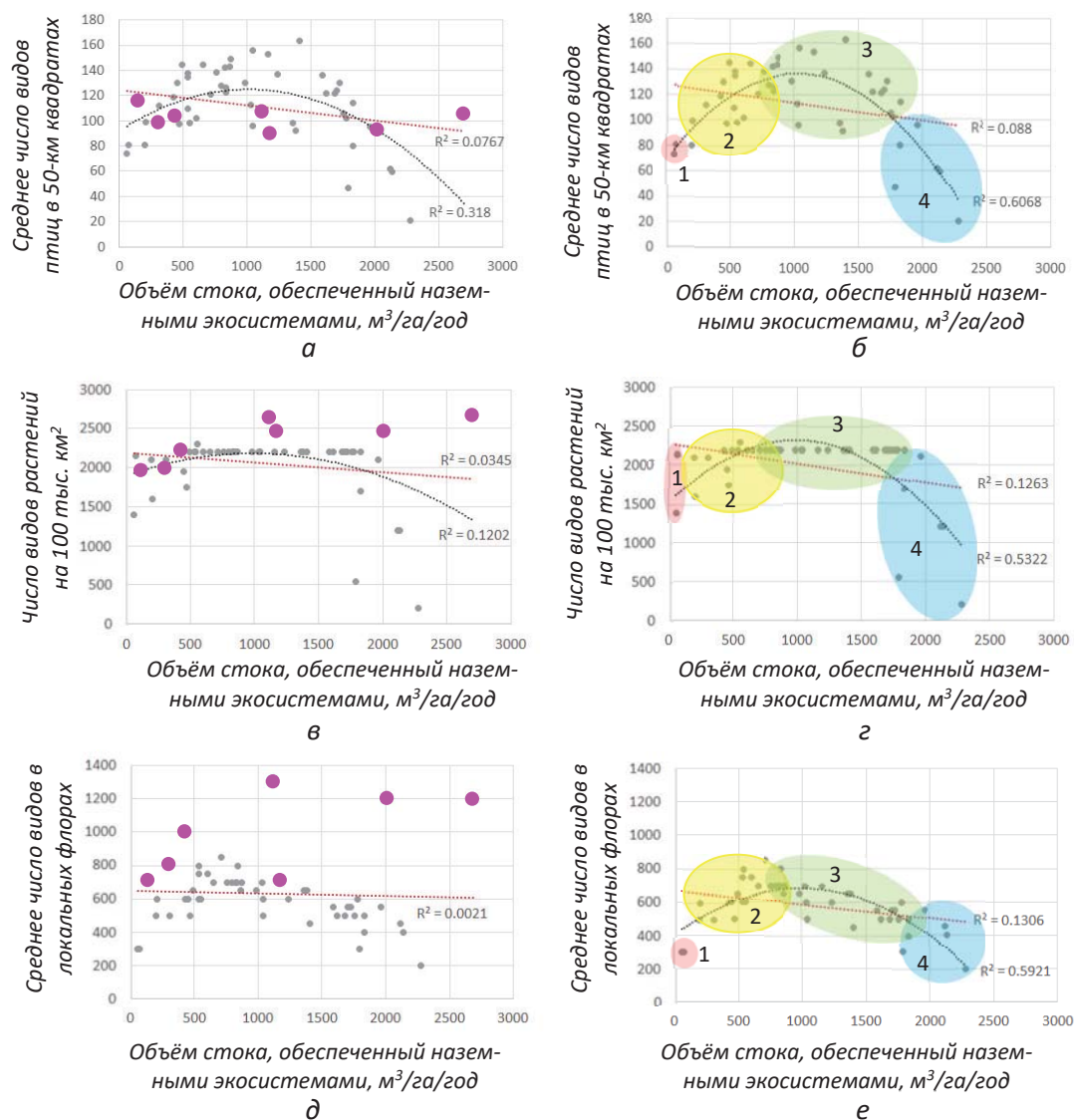
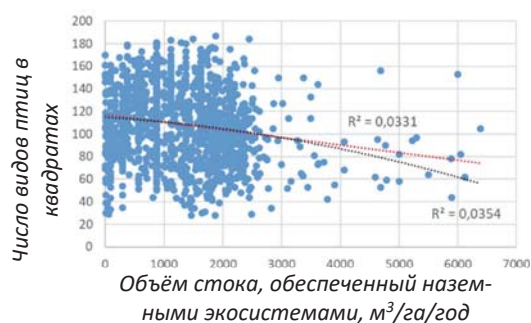
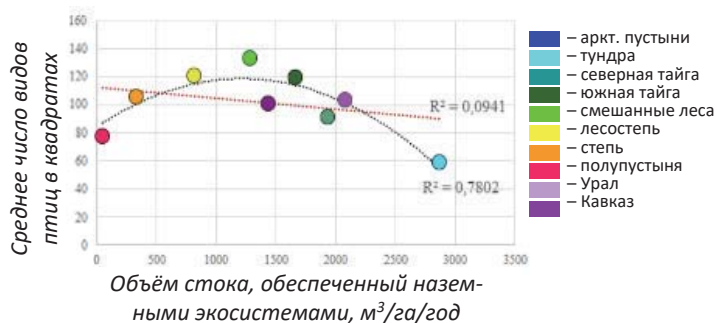


Рисунок 5.2.4.1. Зависимости между показателем экосистемной услуги обеспечения объема стока наземными экосистемами и индикаторами видового богатства птиц и высших растений для субъектов РФ в пределах ЕТР: левая колонка графиков (а, в, д) – все субъекты РФ в пределах ЕТР, горные регионы выделены лиловыми кружками (слева направо: Дагестан, Чечня, Ингушетия, Северная Осетия – Алания, Адыгея, Кабардино-Балкария, Карачаево-Черкесия); правая колонка графиков (б, г, е) – субъекты РФ в пределах ЕТР, за исключением горных регионов. Цифрами обозначены следующие субъекты РФ: 1 – расположенные в полупустыне; 2 – сельскохозяйственные регионы; 3 – расположенные в лесных экорегионах; 4 – в северных экорегионах

Кроме отрицательных зависимостей между показателями видового богатства и индикаторами связанных с водой услуг, выявляются также унимодальные зависимости (рис. 5.2.4.1 б, г, е; 5.2.4.2 б), восходящее плечо которых образовано южными экорегионами (полупустыни, степь, лесостепь), а нисходящее – лесными и северными экорегионами (для показателя видового богатства птиц, также и горными). В масштабе 50-км квадратов проявляется разделение общей для ЕТР слабо негативной зависимости на положительную для группы южных экорегионов и отрицательную для группы северных, лесных и горных экорегионов (рис. 5.2.4.3).



а



б

Рисунок 5.2.4.2. Зависимости между показателем услуги обеспечения объёма стока наземными экосистемами и индикаторами видового богатства птиц: а) фактические значения в 50-км квадратах; б) средние для экорегионов значения индикаторов. Средние значения для отдельных экорегионов показаны цветными кружками в соответствии с картой на рис. 2.2.1.

Экорегион арктических пустынь исключён из анализа

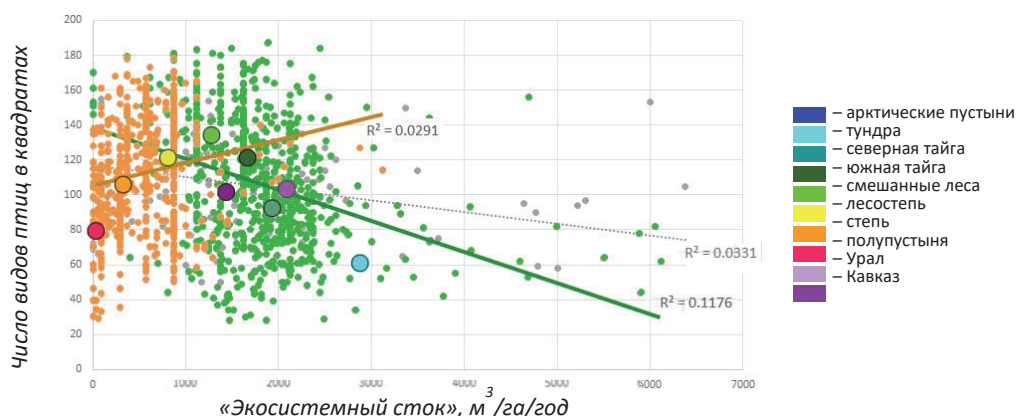


Рисунок 5.2.4.3. Зависимость между числом видов птиц и предоставленным объёмом услуги по обеспечению объёма стока в пределах ЕТР для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимость для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1.

Экорегион арктических пустынь исключён из анализа

Эти различия можно объяснить тем, что в группе северных, лесных и горных экорегионов показатели «экосистемного стока» и видового богатства изменяются на градиенте климатических условий противоположным образом: сток сокращается с севера на юг, а видовое богатство, напротив, возрастает. В группе южных экорегионов изменения этих индикаторов при движении с севера на юг однонаправленны – все показатели снижаются при движении от лесостепи к полупустыням (рис. 5.2.1.1).

Для показателей услуги хранения углерода корреляция (слабая отрицательная) с индикаторами видового богатства проявляется только в масштабе 50-км квадратов (табл. 5.2.2.2, рис. 5.2.4.4). Она, аналогично зависимости между индикаторами «водных» услуг и биоразнообразия, также распадается на положительную корреляцию для группы южных экорегионов и отрицательную корреляцию для группы северных, лесных и горных экорегионов (рис. 5.2.4.4 б). Это объясняется тем, что в группе северных экорегионов (за исключением экорегиона арктических пустынь) запасы углерода уменьшаются с севера на юг, в то время как видовое богатство птиц возрастает. В группе южных экорегионов (лесостепь, степь, полупустыни), напротив, содержание углерода и видовое богатство снижаются одновременно при движении от лесостепи к полупустыням (рис. 5.2.1.1).

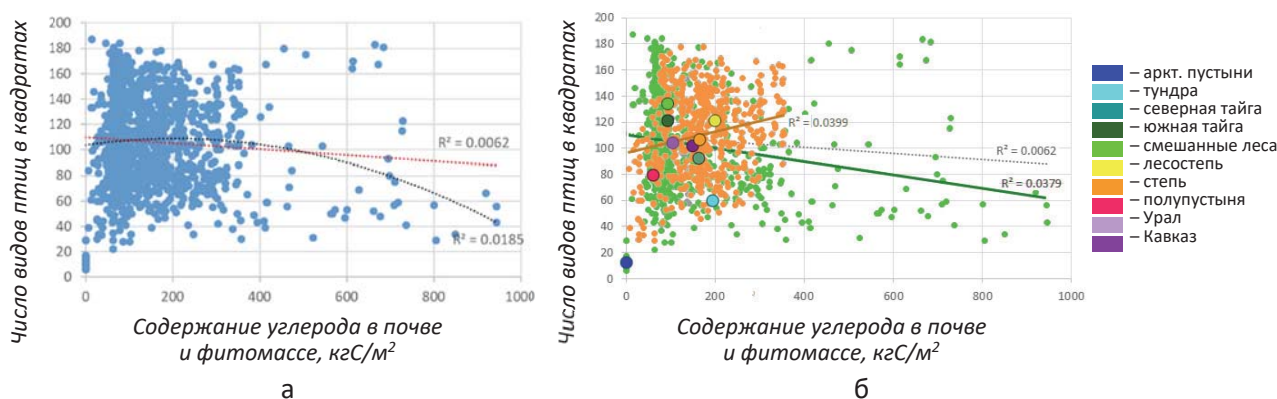


Рисунок 5.2.4.4. Зависимость между числом видов птиц и предоставленным объёмом услуги по хранению углерода для 50-км квадратов в пределах ЕТР: а) общая для ЕТР зависимость; б) зависимости для группы северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и группы южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

Показатель экосистемной услуги опыления сельскохозяйственных культур в большинстве случаев положительно связан с индикаторами видового богатства птиц и высших растений (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3). Кроме положительных корреляций, между этими индикаторами выявляются также унимодальные зависимости, в которых максимальное число видов соответствует некоторой средней величине потенциала опыления (см. пример для птиц на рис. 5.2.4.5). В группе северных, лесных и горных экорегионов выявляется более сильная, чем в целом для ЕТР, положительная зависимость, в группе южных экорегионов (лесостепь, степь, полупустыня) она отсутствует (рис. 5.2.4.5 в). Это объясняется тем, что в группе северных экорегионов и потенциал опыления, и среднее число видов птиц 50-км квадратах возрастают с севера на юг, а в группе южных экорегионов потенциал опыления максимален в степном экорегионе, в то время как показатели видового богатства снижаются в ряду «лесостепь – степь – полупустыня» (рис. 5.2.1.2). В целом эти зависимости сходны с таковыми между показателями числа видов птиц и степенью трансформированности территории (см. раздел 5.1.6, рис. 5.1.6.4). Как сказано выше, услуга опыления тесно привязана к сельскохозяйственным полям (см. разделы 4.1.9, 5.2.3; рис. 5.2.3.9), и в масштабе ЕТР индекс опыления в определённой степени отражает степень трансформированности территории. Поэтому зависимости «видовое богатство – потенциал опыления» и «видовое богатство – степень трансформированности территории» очень сходны.

Соотношения других экосистемных услуг с показателями видового богатства частично охарактеризованы в разделе 5.2.2.

Необходимо подчеркнуть, что вывод о том, что выявленные соотношения между показателями биоразнообразия и экосистемных услуг отражают не причинно-следственные связи, а лишь корреляции, обусловленные одновременным изменением индикаторов в ответ на действие третьих факторов, относится только к национальному и субнациональному масштабам анализа и индикаторам видового богатства, исследованным в проекте TEEB-Russia. На локальном и региональном масштабах биоразнообразие следует рассматривать как ключевой фактор функционирования экосистем и экосистемных услуг (см. раздел 6.1.3.1), который может прямо влиять на эти показатели. Кроме того, видовое богатство и разнообразие экосистем, очевидно, непосредственно влияют на информационные и некоторые рекреационные экосистемные услуги, связанные с эстетическим и познавательным значением экосистем и ландшафтов. Эти аспекты специально не анализировались в данном исследовании, но их следует учесть в будущих оценках.

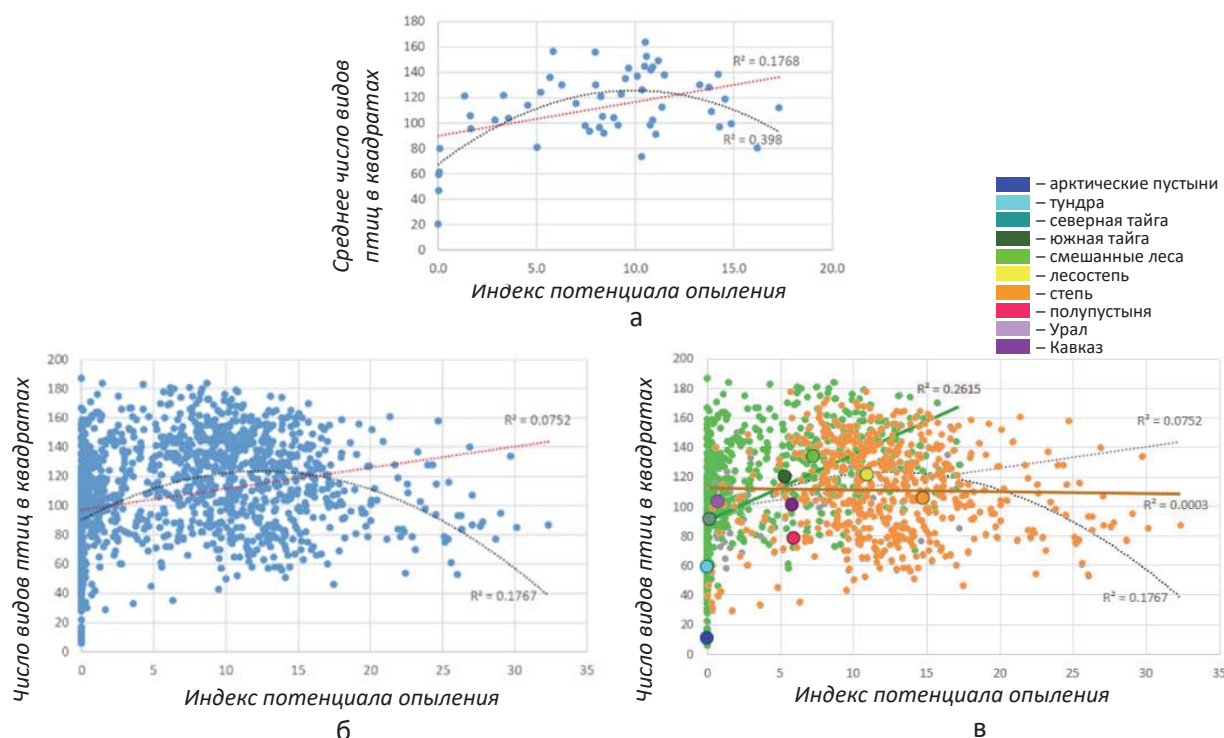


Рисунок 5.2.4.5. Зависимость между числом видов птиц в квадратах и потенциалом опыления в пределах ЕТР: а) средние значения индикаторов для субъектов РФ; б) для фактических значений в 50-км квадратах; в) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

5.2.5. Функционирование экосистем – экосистемные услуги

Как отмечено в разделе 5.2.2, услуги, предоставляемые экосистемами на всей ЕТР, делятся на две основные группы в соответствии с характером их корреляций с показателями продуктивности и фитомассы экосистем: услуги, связанные в той или иной мере с лесом (производство древесины, недревесной и охотничьей продукции, предотвращение эрозии почв, услуги, связанные с водой), и услуги, связанные с нелесными экосистемами (производство корма для скота на природных пастбищах, хранение углерода). «Лесные» услуги при всех масштабах анализа имеют положительные корреляции с фитомассой и отрицательные – с продуктивностью, либо значимые корреляции отсутствуют (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3). Примеры корреляций для продукционных услуг приведены на рис. 5.2.5.1, для регулирующих услуг, связанных с водой, – на рис. 5.2.5.2.

Причины выявленных корреляций для продукционных услуг, связанных с лесом, очевидны: положительные корреляции с фитомассой объясняются тем, что она наиболее велика в лесных экорегионах, отрицательные корреляции с продуктивностью – результат того, что продуктивность, напротив, низка в лесных экорегионах по сравнению с экорегионами лесостепи, степи и полупустыни (раздел 5.1.1).

Отрицательная зависимость между продуктивностью экосистем и объёмом стока, обеспеченным наземными экосистемами, существенно проявляющаяся при всех трёх масштабах анализа для всего набора данных (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3), при анализе значений для разных групп экорегионов в масштабе 50-км квадратов сохраняется в группе северных, горных и лесных экорегионов (зелёный цвет на рис. 5.2.5.3 б), а в группе южных экорегионов (лесостепь, степь и полупустыня) проявляет слабую положительную зависимость, которая статистически не значима (оранжевый цвет на рис. 5.2.5.3 б). Отрицательная зависимость в группе северных, горных и лесных экорегионов объясняется противоположными трендами изменений индикаторов при движении с севера на юг, тенденция к положительной зависимости в группе южных экорегионов соответствует сходному изменению обоих индикаторов при движении с севера на юг (рис. 5.2.1.1).

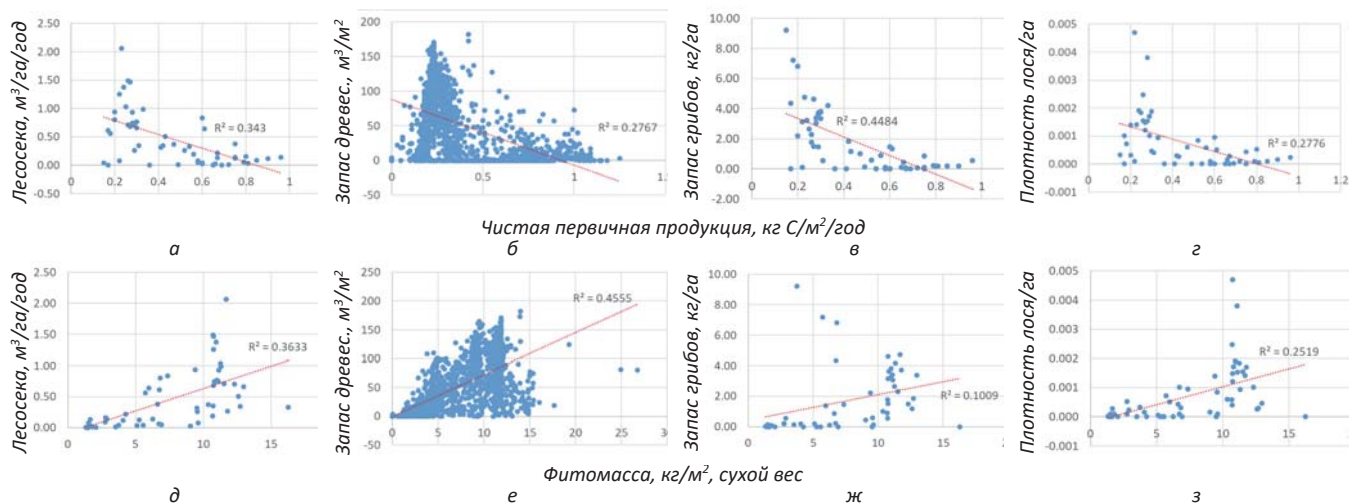


Рисунок 5.2.5.1. Зависимости между индикаторами услуг по производству древесины, недревесной и охотничьей продукции и показателями продуктивности (верхний ряд) и фитомассы (нижний ряд) экосистем. Примеры «б» и «е» – зависимости для 50-км квадратов в пределах ЕТР; остальные примеры – зависимости для субъектов РФ в пределах ЕТР

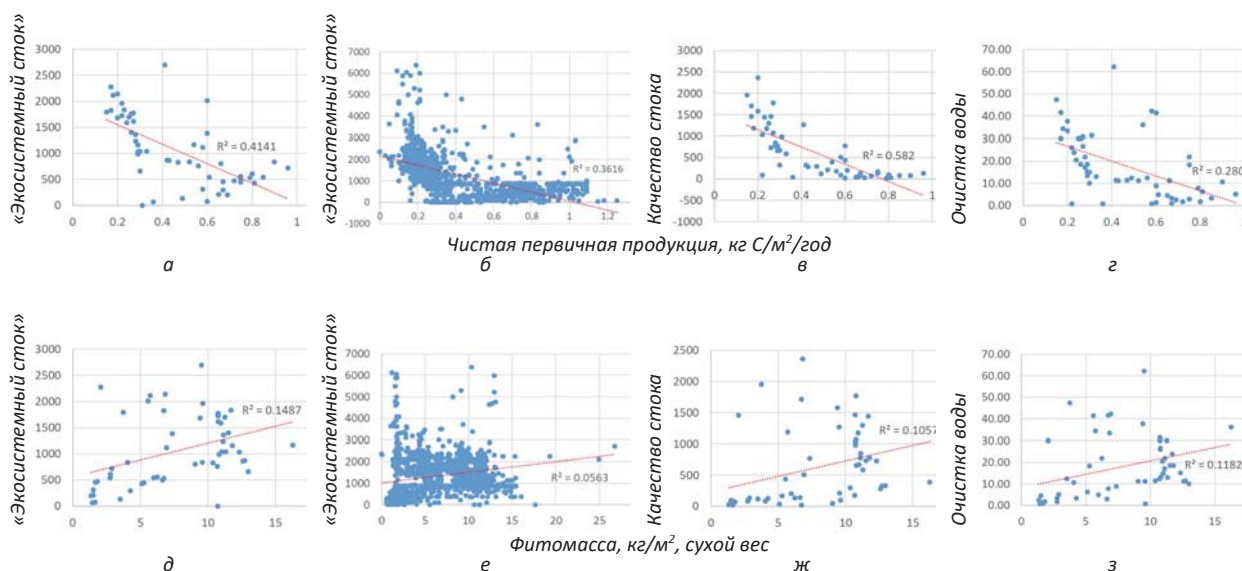


Рисунок 5.2.5.2. Зависимости между индикаторами услуг, связанных с водой, и показателями продуктивности (верхний ряд) и фитомассы (нижний ряд) экосистем. Индикаторы услуг: «экосистемный сток» – объём стока, обеспеченный наземными экосистемами, м³/га/год; качество стока – объём стока, потенциально очищаемый наземными экосистемами, м³/га/год; очистка воды – потенциально очищаемый водными экосистемами объём сточных вод, м³/га/год. Примеры «б» и «е» – зависимости для 50-км квадратов в пределах ЕТР; остальные примеры – зависимости для субъектов РФ в пределах ЕТР

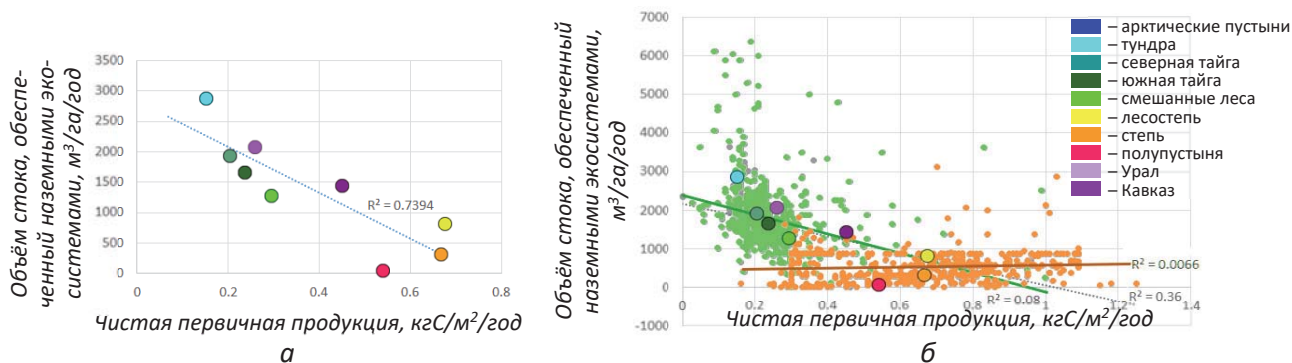


Рисунок 5.2.5.3. Зависимости между продуктивностью экосистем и предоставленным объёмом услуги по обеспечению величины стока в пределах ЕТР: а) для средних для экорегионов значений; б) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1. Экорегион арктических пустынь из анализа исключён

Положительная зависимость между индикаторами услуг, связанных с водой, и фитомассой выражена несколько слабее (табл. 5.2.1.2, 5.2.1.3, рис. 5.2.5.2), а для средних в экорегионах значений она статистически незначима (табл. 5.2.1.1., рис. 5.2.5.4 а). На примере 50-км квадратов видно, что общая для ЕТР положительная зависимость становится отрицательной в группе северных, горных и лесных экорегионов (зелёный цвет на рис. 5.2.5.4 б) и положительной – в группе южных экорегионов (оранжевый цвет на рис. 5.2.5.4 б). Объяснение возникновения этих зависимостей аналогично таковому для продуктивности.

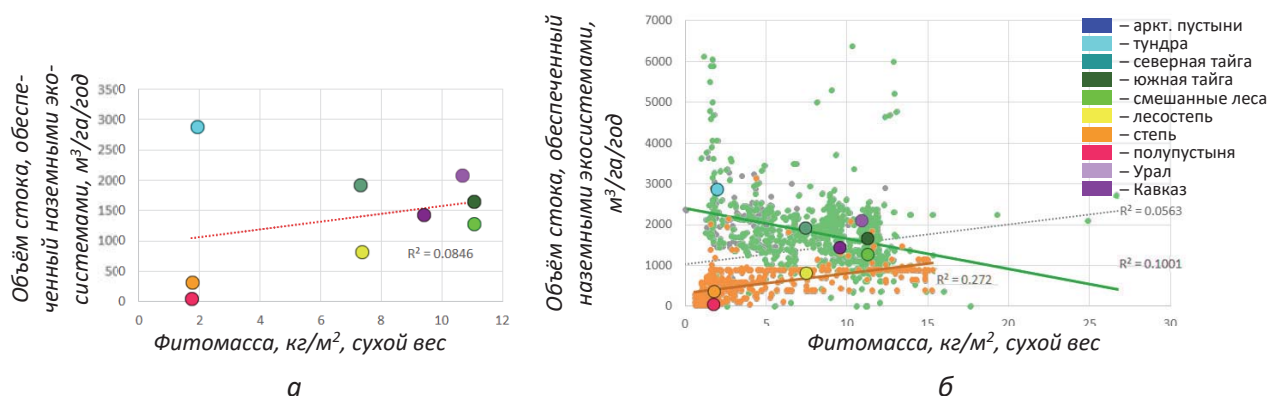


Рисунок 5.2.5.4. Зависимости между фитомассой экосистем и предоставленным объёмом услуги по обеспечению объёма стока в пределах ЕТР: а) для средних для экорегионов значений; б) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1. Экорегион арктических пустынь из анализа исключён

Если при анализе корреляций между показателями фитомассы и обеспеченного наземными экосистемами стока поменять оси, то кроме положительной зависимости (рис. 5.2.5.4) выявляется унимодальная зависимость с восходящей ветвью, включающей южные экорегионы (полупустыня, степь, лесостепь) и нисходящей ветвью, включающей северные, лесные и горные экорегионы (рис. 5.2.5.5 а). Для фактических значений индикаторов в 50-км квадратах в этом случае положительная зависимость для южных экорегионов (оранжевый цвет на рис. 5.2.5.5 б) и отрицательная – для северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет на рис. 5.2.5.5 б) становятся более выраженными.

Зависимости внутри отдельных экорегионов слабо выражены и не следуют этой закономерности (рис. 5.2.5.5 в), то есть положительная и отрицательная ветви общей зависимости для ЕТР сформированы именно в указанных группах экорегионов, а не в отдельных экорегионах.

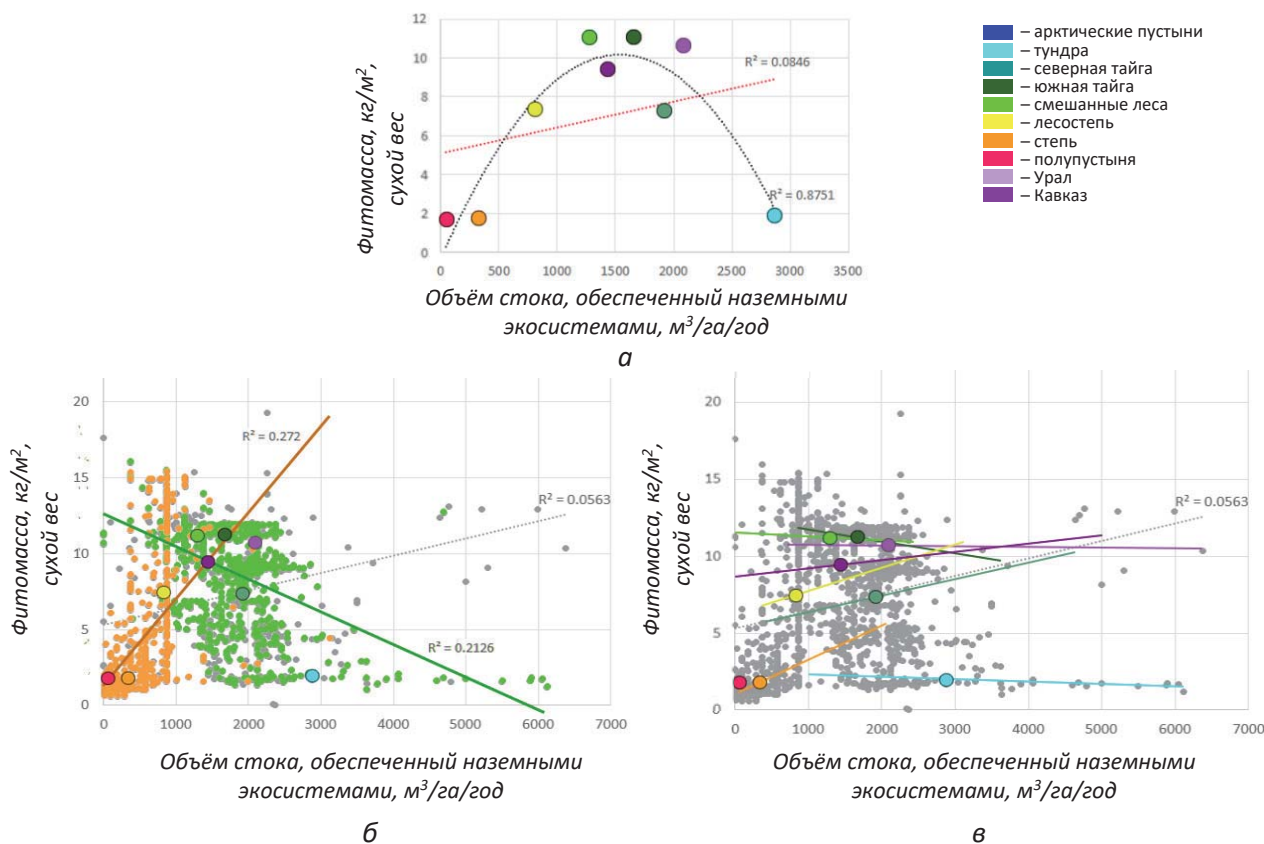
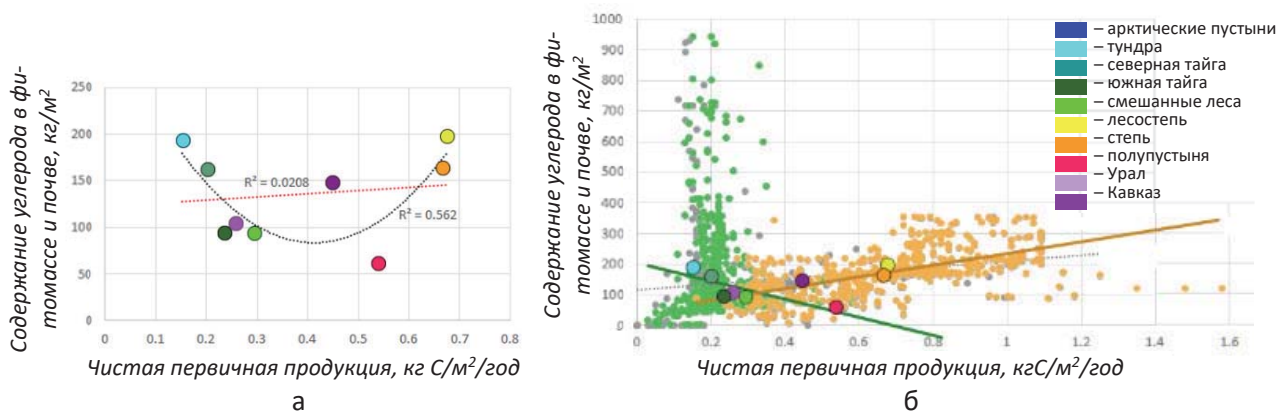
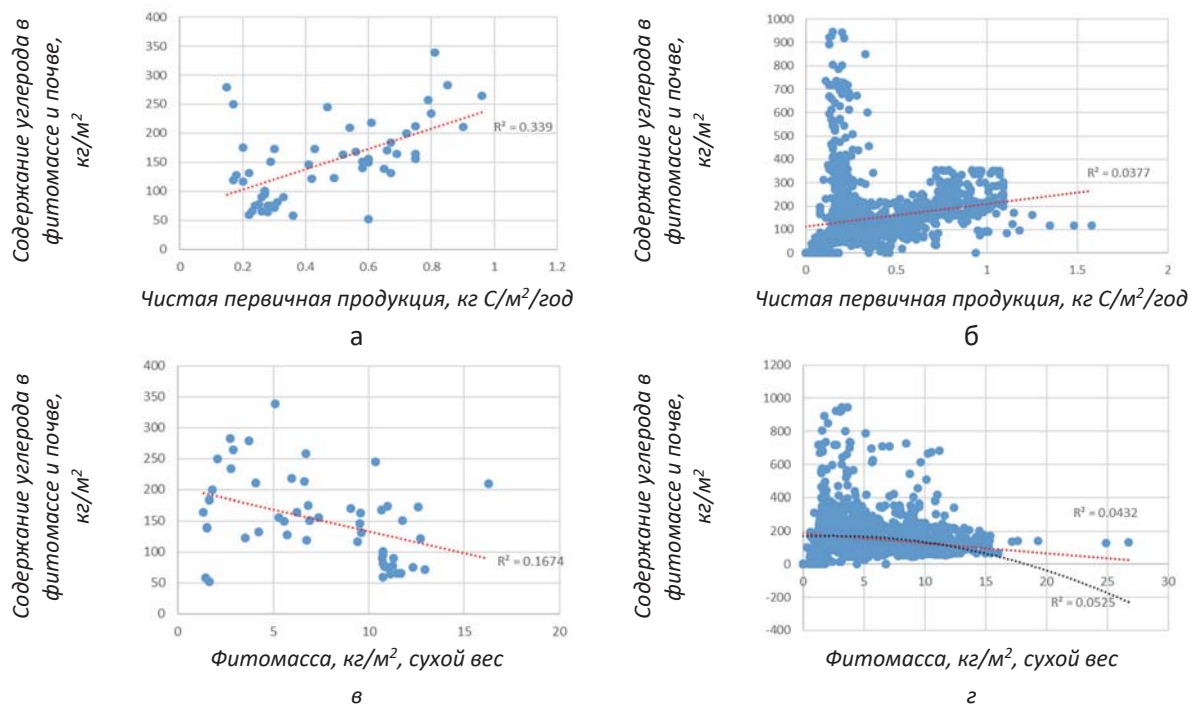


Рисунок 5.2.5.5. Зависимость между фитомассой экосистем и предоставленным объёмом услуги по обеспечению объёма стока в пределах ЕТР: а) для средних в экорегионах значений индикаторов; б) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1. Экорегион арктических пустынь из анализа исключён

Ко второй группе относятся экосистемные услуги, связанные в большей степени с экосистемами, где преобладают травянистые сообщества, – производство корма для скота на природных пастбищах и хранение углерода (см. раздел 5.2.2). Услуга хранения углерода связана также с северными экосистемами, где широко распространены торфяники. В пределах ЕТР, несмотря на высокие показатели содержания углерода в отдельных северных 50-км квадратах (рис. 5.2.3.7 в), при сравнении субъектов РФ запасы углерода в чернозёмных регионах являются более важным компонентом (рис. 5.2.3.7 б). Поэтому на ЕТР эта услуга также положительно связана со степенью трансформированности территории. Услуга производства природных кормов связана с не освоенными сельским хозяйством травянистыми экосистемами и поэтому не имеет положительной корреляции со степенью трансформированности территории (табл. 5.2.2.3). Услуги из этой группы, в противоположность «лесным» экосистемным услугам, положительно коррелируют с продуктивностью и отрицательно – с фитомассой экосистем (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3). Примеры зависимостей для хранения углерода приведены на рис. 5.2.5.6.

Общая для ЕТР положительная зависимость между запасами углерода и продуктивностью экосистем распадается на две ветви, образующие U-образную зависимость (рис. 5.2.5.7 а). Нисходящая ветвь сформирована значениями индикаторов в северных, горных и лесных экорегионах (зелёный цвет на рис. 5.2.5.7 б), восходящая – южными экорегионами, включающими полупустыню, степь, лесостепь (оранжевый цвет на рис. 5.2.5.7 б). В группе северных, лесных и горных экорегионов запасы

углерода снижаются по мере роста продуктивности, так как здесь они привязаны к малопродуктивным экосистемам торфяных болот. В группе южных экорегионов запасы углерода возрастают вместе с продуктивностью, так как там они привязаны к наиболее продуктивным чернозёмным почвам.



Что касается зависимости между запасами углерода и фитомассой экосистем, то в группе северных, горных и лесных экорегионов сохраняется отрицательная зависимость, а в группе южных экорегионов она пропадает (рис. 5.2.5.8 б). Как видно на графике для средних в экорегионах значений индикаторов (рис. 5.2.5.8 а), в данном случае может быть выявлено определённое различие между группой северных и южных травянистых экорегионов (арктические пустыни, тундра, степь, полупустыня) и группой экорегионов, в которых присутствует лесная растительность (лесные, горные экорегионы и лесостепь). Первые формируют восходящую ветвь унимодальной зависимости, то есть в этой группе экорегионов запас углерода положительно коррелирует с фитомассой, вторые – нисходящую ветвь, где запас углерода отрицательно связан с фитомассой.

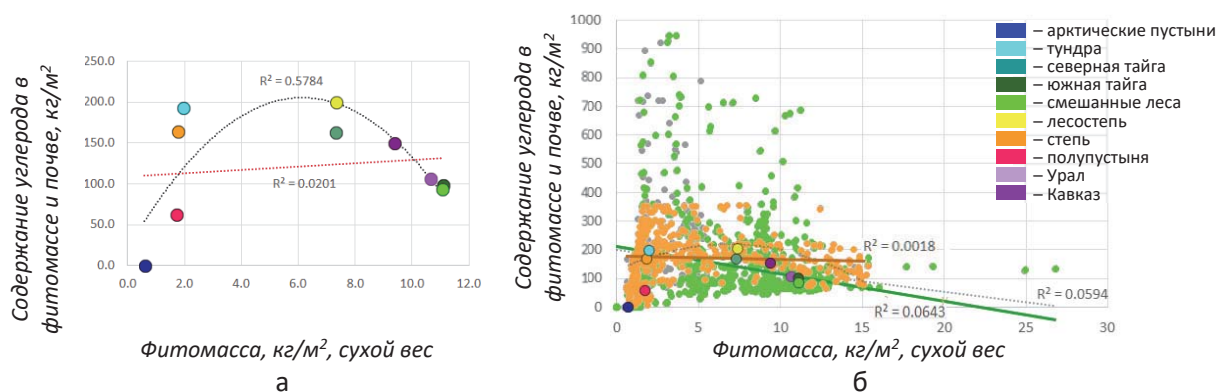


Рисунок 5.2.5.8. Зависимость между запасами углерода и фитомассой экосистем в пределах ЕТР: а) для средних в экорегионах значений индикаторов; б) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

Экосистемная услуга опыления привязана к сельскохозяйственным полям, поэтому зависимости между ней и показателями фитомассы и продуктивности во многом определяются корреляциями этих индикаторов со степенью трансформированности территории, то есть с долей площади сельхозугодий. Потенциал опыления при всех масштабах анализа положительно связан с продуктивностью экосистем (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3, рис. 5.2.5.9), так как продуктивность положительно связана со степенью сельскохозяйственного освоения территории (см. разделы 5.1.2, 5.1.7). Более того, положительная и унимодальная зависимости, которые выявляются для фактических значений в 50-км квадратах (рис. 5.2.5.9 б), практически повторяют зависимость потенциала опыления от степени трансформированности территории (рис. 5.2.3.9.б).

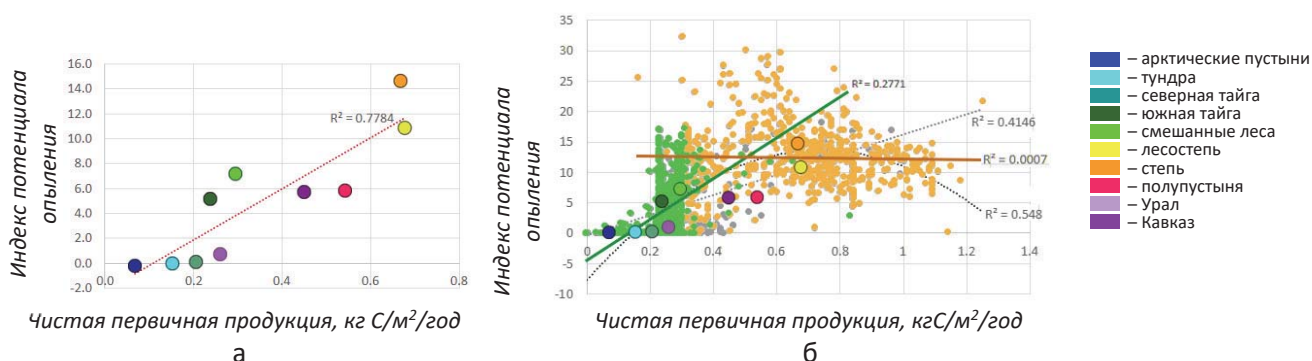


Рисунок 5.2.5.9. Зависимость между индексом потенциала опыления и продуктивностью экосистем в пределах ЕТР: а) для средних в экорегионах значений индикаторов; б) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

Связь индекса потенциала опыления с показателем фитомассы экосистем в целом для ЕТР отсутствует (табл. 5.2.2.1 – 5.2.2.3, рис. 5.2.5.10), однако внутри группы северных, лесных и горных экорегионов проявляется положительная зависимость (рис. 5.2.5.10 б). Интересно, что характер зависимостей между потенциалом опыления и показателями фитомассы и продуктивности внутри групп северных и южных экорегионов одинаков: положительная зависимость для группы северных, лесных и горных экорегионов и её отсутствие для группы южных экорегионов (рис. 5.2.5.9 б; 5.2.5.10 б), в то время как в целом для ЕТР зависимости различны: положительны для показателя продуктивности и отсутствуют для показателя фитомассы.

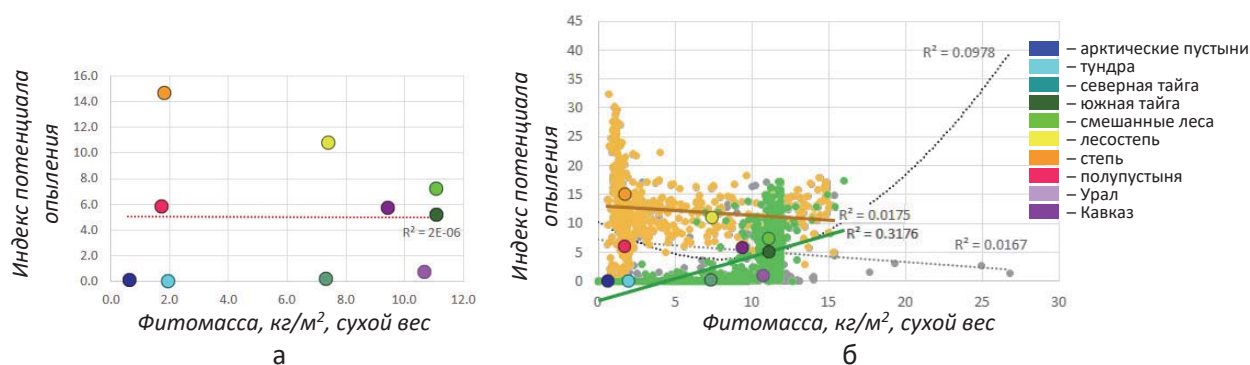


Рисунок 5.2.5.10. Зависимость между индексом потенциала опыления и фитомассой экосистем в пределах ЕТР: а) для средних в экорегионах значений индикаторов; б) для фактических значений в 50-км квадратах в группе северных, лесных и горных экорегионов (зелёный цвет) и в группе южных экорегионов (оранжевый цвет). Зависимости для ЕТР в целом показаны пунктиром. Средние значения индикаторов для отдельных экорегионов показаны цветами в соответствии с картой на рис. 2.2.1

Таким образом, выявленные для ЕТР корреляции являются результатом, прежде всего, одновременного (однонаправленного либо разнонаправленного) изменения показателей функционирования экосистем и экосистемных услуг в экосистемах разных типов на градиенте климатических условий. В то же время очевидно, что фитомасса и продуктивность экосистем должны непосредственно влиять на продукционные и регулирующие услуги. Однако проявления причинно-следственных зависимостей следует ожидать при сравнении однотипных экосистем на локальном или региональном уровнях в пределах одинаковых климатических условий. Для выявления этих связей необходимо использовать актуальные показатели продуктивности и фитомассы экосистем.

5.2.6. Корреляции между различными экосистемными услугами

В данном разделе, также, как и в предыдущих разделах 5.2.1 – 5.2.5, проанализированы показатели предоставленного (потенциального) объёма экосистемных услуг. Набор проанализированных услуг и их деление на две группы приняты такими же, как в разделе 5.2.2. При расчёте корреляций (табл. 5.2.6.1 – 5.2.6.3) для числовых индикаторов использован коэффициент корреляции Пирсона, для балльных индикаторов (индексы эстетического значения экосистем, индекс опыления) использован коэффициент Спирмена. Набор услуг в таблицах различается, так как не все они были оценены для всех трёх масштабов анализа.

Между индикаторами различных экосистемных услуг выявлены как положительные, так и отрицательные корреляции (табл. 5.2.6.1 – 5.2.6.3). Корреляции между индикаторами услуг сходны во всех масштабах рассмотрения, но наиболее слабо они выражены для средних в экорегионах значений (табл. 5.2.6.1).

«Лесные» экосистемные услуги (производство древесины, недревесной и охотничьей продукции, предотвращения эрозии почв, услуги, связанные с водой), для которых в разделе 5.2.2 выявлены сходные положительные корреляции с фитомассой, долей площади леса, и отрицательные – со степенью трансформированности территории и продуктивностью, – либо положительно связаны друг с другом,

либо статистически значимой корреляции между ними нет. Показатели «лесных» экосистемных услуг отрицательно коррелируют с показателями услуг хранения углерода и производства корма для скота, которые предоставляются прежде всего нелесными экосистемами. Однако эти «нелесные» услуги друг с другом не связаны, так как хранение углерода на ЕТР обеспечивается, прежде всего, наиболее трансформированными человеком чернозёмными экосистемами, а производство корма для скота – природными травянистыми экосистемами (см. раздел 5.2.2).

Взаимосвязи, выявленные для экосистемных услуг из группы 2 (табл. 5.2.6.1 – 5.2.6.3), определяются, прежде всего, их привязкой к сельскохозяйственным полям и городам.

Таблица 5.2.6.1. Коэффициенты корреляции между средними для экорегионов значениями индикаторов экосистемных услуг (экорегион арктических пустынь из анализа исключён)

Группа		Запас древесины	Содержание углерода	Рег. объёма стока	Эрозия предотвращённая	Эстетическое значение	Потенциал опыления	Рекреация выходного дня
1	Содержание углерода	.023	1					
	Регулирование объёма стока	.420	.303	1				
	Эрозия предотвращённая	.176	.172	.246	1			
	Эстетическое значение	.486	.600	.450	.757*	1		
2	Потенциал опыления	-.082	.213	-.883**	-.398	.073	1	
	Рекреация выходного дня	.168	.279	-.382	.592	.439	.645*	1
	Очистка воздуха	.511	.116	.009	.399	.326	.270	.784**

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 9$

Таблица 5.2.6.2. Коэффициенты корреляции между значениями индикаторов экосистемных услуг в 50-км квадратах

Группа		Запас древесины	Содержание углерода	Рег. объёма стока	Эрозия предотвращённая	Эстетическое значение	Потенциал опыления	Рекреация выходного дня
1	Содержание углерода	-.232**	1					
	Регулирование объёма стока	.511**	-.052*	1				
	Эрозия предотвращённая	.024	-.053*	.172**	1			
	Эстетическое значение	.098**	.171**	.154**	.498**	1		
2	Потенциал опыления	-.451**	.100**	-.737**	-.287**	-.021	1	
	Рекреация выходного дня	-.027	-.043	-.180**	.076**	.109**	.288**	1
	Очистка воздуха	.105**	-.050*	-.013	.032	.036	.211**	.545**

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; n от 1576 до 1619 для различных услуг

Таблица 5.2.6.3. Коэффициенты корреляции между средними значениями индикаторов экосистемных услуг для субъектов РФ в пределах ЕТР

	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Сельскохозяйств. продукция, тыс. руб/га
2. Запас древесины	1											-.115
3. Запас грибов	.356**	1										-.473**
4. Запас ягод	.156	.634**	1									-.378**
5. Численность копытных	.360**	-.008	-.181	1								.083
6. Корм для скота	-.310*	-.412**	-.209	-.205	1							-.023
7. Запас углерода	-.333*	-.227	-.100	-.273*	.062	1						.491**
8. Регуляция объёма стока	.544**	.514**	.432**	-.045	-.275*	-.162	1					-.371**
9. Очистка стока	.472**	.734**	.633**	.093	-.331*	-.270*	.777**	1				-.525**
10. Очистка воды	.519**	.415**	.447**	.174	-.188	-.169	.743**	.753**	1			-.153
11. Эрозия предотвращённая	.361**	-.211	-.116	-.008	.247	.012	.347*	.068	.586**	1		.229
12. Очистка воздуха	.132	-.062	-.130	.192	-.242	.080	.046	.005	-.003	-.096	1	.241
13. Рекреация	.126	-.220	-.345*	.354**	.040	.025	-.164	-.279*	-.003	.301*	.359**	.403**

** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; $n = 54$

В табл. 5.2.6.3 показаны корреляции предоставленного объёма экосистемных услуг со стоимостью произведённой в субъектах РФ сельскохозяйственной продукции (по данным Росстата). В Прототипе национального доклада об экосистемных услугах России сельскохозяйственная продукция не рассматривается как экосистемная услуга, однако это сопоставление может быть интересно, так как она включена в число экосистемных услуг европейской классификацией CICES. Зависимости между индикаторами услуг и стоимостью сельскохозяйственной продукции ожидаемо аналогичны зависимостям между услугами и степенью трансформированности территории (см. разделы 5.2.2 и 5.2.3). Для «лесных» услуг зависимость отрицательна, для услуги хранения углерода – положительна.

Современная концепция экосистемных услуг предполагает, что положительные корреляции между ними свидетельствуют об их взаимном усилении (synergy), а отрицательные корреляции – об антагонизме (trade-off). Такая интерпретация выявленных корреляций на исследованном нами национальном/субнациональном масштабе правомерна лишь отчасти. Так, наличие положительных корреляций между предоставленным объёмом услуг, связанных с лесом, действительно, можно трактовать как взаимную «поддержку», потому что они выполняются одним типом экосистем – лесными. Соответственно, сохранение этих экосистем одновременно способствует выполнению всех услуг этой группы. Однако при использовании этих услуг между ними могут возникать конфликты (например, рубки леса могут снижать возможности сбора недревесной продукции, охоты, регуляции водного цикла).

Отрицательные корреляции между индикаторами услуг, выявленные для всей России или ЕТР, могут отражать тот факт, что они, скорее всего, выполняются разными типами экосистем, расположенными преимущественно в разных экорегионах. Отрицательная зависимость между рекреационной услугой и объёмом стока, обеспеченном экосистемами, свидетельствует лишь о том, что в северных регионах, где максимален объём стока, находится относительно мало городов. Отрицательные корреляции услуги производства корма для скота с «водными» услугами и производством недревесной продукции, отражают тот факт, что эти услуги производятся в первом случае – травянистыми экосистемами, а во втором – лесными. Возникновение антагонизма между этими услугами возможно при масштабных изменениях ландшафтного покрова и землепользования, например – при массовом сведении лесов и превращении этих площадей в травянистые сообщества, либо, наоборот – при зарастании лугов и степей лесом.

Отрицательные корреляции услуги хранения углерода с «лесными» услугами (запас древесины, охотпродукция, услуги, связанные с водой) вообще нельзя трактовать как возможный антагонизм между ними. Основные запасы углерода на ЕТР в чернозёмных регионах были накоплены в течение многих веков прежними экосистемами, преобразованными сегодня в сельскохозяйственные поля. Их современное сельскохозяйственное использование ведёт к утрате запасов углерода, а зарастание этих угодий лесом, напротив, может способствовать сохранению запасов углерода. То есть в данном случае, несмотря на отрицательную зависимость между индикаторами услуг, скорее следует ожидать их взаимного усиления, а не антагонизма.

В наиболее сильной форме взаимоусиление и антагонизм между разными услугами могут возникать в локальном масштабе, в пределах одного ландшафта. Биологическая причина возникновения антагонизма между услугами – это разный ответ биологического разнообразия на управленческие меры, направленные на их поддержание и использование (Экосистемные услуги..., 2016). Например, в то время как поддержание регулирующих услуг требует сохранения ненарушенных оптимальных уровней биоразнообразия, использование любых продукционных услуг, связанное с изъятием биомассы из природных экосистем, «отодвигает» промысловые виды и популяции от их оптимального состояния (Букварёва, Алещенко, 2013) что сказывается и на всей экосистеме.

6. Предварительные подходы к учёту экосистемных услуг и активов

6.1. Естественно-научные индикаторы экосистемных услуг и активов

В данном разделе предлагается набор индикаторов экосистемных услуг и активов, которые были апробированы в проектах TEEB-Russia 1 и 2. В дальнейшем этот набор индикаторов может быть откорректирован в соответствии с идеологией СНС-СПЭУ и принципами системы национальных счетов России (см. раздел 6.3) в целях формирования предложений по развитию экосистемного учёта в России.

6.1.1. Предлагаемые индикаторы экосистемных услуг

Индикаторы экосистемных услуг включают следующие основные показатели (Экосистемные услуги..., 2016).

а) **Предоставленный экосистемами объём услуги** соответствует потенциальной способности экосистем выполнять полезные для человека функции и удовлетворять его потребности. Он определяется природными факторами и состоянием экосистем – интенсивностью их функционирования, устойчивостью, степенью нарушенности. Этот индикатор должен оцениваться с учётом устойчивого использования экосистем и их компонентов, т. е. он равен тому объёму услуги, потенциальное использование которого не оказывает серьёзного негативного влияния на структуру и функционирование экосистем (например, объёму изъятия биоресурсов, не нарушающему структуру, воспроизводство и экосистемные функции промысловых популяций).

б) **Необходимый объём экосистемной услуги** – требуемый для удовлетворения потребностей людей и нормального развития хозяйства на конкретной территории в данное время.

в) **Используемый объём услуги** соответствует пользе, которую люди и экономические структуры получают от экосистемной услуги в данный период времени.

Соотношения между тремя индикаторами объёма экосистемных услуг показывают степень их использования, степень обеспеченности услугами и степень удовлетворения необходимости в них.

Примеры предоставленного, необходимого и используемого объёмов, а также соотношений между ними для разных категорий экосистемных услуг приведены в томе 1 Прототипа национального доклада (Экосистемные услуги..., 2016). Предложенный набор индикаторов экосистемных услуг соответствует руководству по СПЭУ-ЭЭУ, которое разделяет производство услуг экосистемами и их потребление людьми (System..., 2014 б, 1.9).

В проекте TEEB-Russia экосистемные услуги оценены тремя методами (Экосистемные услуги..., 2016):

1) прямая количественная оценка их предоставленного, необходимого и используемого объёмов производилась непосредственно по имеющимся количественным данным (например, по данным о количестве углерода в экосистемах или о запасах и использовании биоресурсов);

2) косвенная количественная оценка объёмов экосистемных услуг производилась на основе преобразования и комбинации имеющихся количественных данных (например, оценка услуги по производству кормов на природных пастбищах);

3) оценка в баллах производилась, если данных для количественной характеристики экосистемных услуг в рамках проекта получить не удалось; в этом случае оценивали в баллах факторы, влияющие на предоставленный и используемый объёмы услуг (в проекте TEEB-Russia 2 балльные оценки экосистемных услуг не использовались для выявления корреляций между индикаторами).

Текущее состояние государственной системы сбора статистических данных в России и имеющиеся научные знания о закономерностях предоставления различных категорий услуг экосистемами позволяют приступить к подготовке формирования СПЭУ-ЭЭУ в России. Как показал проект TEEB-Russia, сегодня как минимум 1/3 экосистемных услуг может быть оценена количественно в естественнонаучных показателях. Половина услуг из этого числа может быть прямо оценена/учтена на основе собираемых сегодня статистических данных (табл. 6.1.1.1). Ещё 1/3 может быть оценена с помощью балльных оценок, однако целесообразность использования балльных оценок в СПЭУ-ЭЭУ требует дальнейшего обсуждения. 2/3 (68 %) количественных индикаторов (17 из 25) в ходе оценки экосистемных услуг России в проектах TEEB-Russia 1 и 2 были получены из открытых баз данных Росстата (БД Регионы России) и других ведомств (табл. 6.1.1.1). Источники данных, использованных для косвенной количественной оценки экосистемных услуг показаны в таблице 6.1.1.2.

Таблица 6.1.1.1. Индикаторы для оценки экосистемных услуг, использованные в проекте TEEB-Russia. В колонке «Экосистемные услуги» числами обозначены методы их оценки: 1 (зелёный цвет) – прямая количественная оценка; 2 (светло-зелёный цвет) – косвенная количественная оценка; 3 (жёлтый) – оценка в баллах; 4 (серый) – услуга не оценивалась. Основные источники данных: **ФСГС** – Федеральная служба государственной статистики; **ФАЛХ** – Федеральное агентство лесного хозяйства; **ОХ** – Департамент государственной политики и регулирования в сфере охотничьего хозяйства; **РКИК** – доклады России по обязательствам Рамочной конвенции ООН об изменении климата; **КР** – карта растительности (Bartalev et al., 2003; Барталев и др., 2011); другие использованные источники данных не обозначены

Экосистемные услуги	Предоставленный объём экосистемных услуг (V_s)	Использованный объём экосистемных услуг (V_d)	Необходимый объём экосистемных услуг (V_d)	Степень использования экосистемных услуг, степень удовлетворения потребности в них
Продукционные экосистемные услуги				
Продукция древесины (1)	Расчётная лесосека ($\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$) ФАЛХ	Заготовки древесины ($\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$) ФАЛХ	Не оценивалась	Степень использования ($V_s - V_d$) – неиспользованный остаток лесосеки ($\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$)
Недревесная продукция наземных экосистем (1)	Биологический запас грибов и ягод ($\text{кг}/\text{га}$)	Заготовка грибов и ягод ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$)	Не оценивалась	Степень использования (V_d/V_s)100% – заготовленный объём грибов и ягод как доля от их биологических запасов (%)
Продукция корма для скота на природных пастбищах (2)	Продуктивность природных пастбищ ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$ кормовых единиц)	Количество природного корма, съеденного скотом ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$ кормовых единиц)	Не оценивалась	Степень использования (V_d/V_s)100% – доля природного корма, съеденного скотом (%)
Продукция пресноводных экосистем (4) – Не оценивалась				
Охотничья продукция (1)	Численность охотничьих животных (особей/га) ОХ	Добыча охотничьих животных (особей/га/год) ОХ	Не оценивалась	Степень использования (V_d/V_s)100% – число добытых животных как доля от их численности (%)
Продукция мёда природными экосистемами (4) – Не оценивалась				
Средообразующие (регулирующие) экосистемные услуги				
Хранение углерода (1)	Содержание углерода в почве и фитомассе ($\text{тC}/\text{га}$)	Содержание углерода в управляемых лесах ($\text{тC}/\text{га}$) РКИК	Не оценивалась	Степень использования (V_d/V_s)100% – доля запаса углерода, учтённая в управляемых лесах (%)
Регуляция потоков CO_2 (1)	Углеродный баланс ($\text{тC}/\text{га}/\text{год}$)	Углеродный баланс управляемых лесов ($\text{тC}/\text{га}/\text{год}$) РКИК	Не оценивалась	Степень использования (V_d/V_s)100% – percentage of the regional carbon balance attributed to managed forests
Биогеофизическая регуляция климата (4) – Не оценивалась				
Очистка воздуха пригородными лесами (2)	Максимальное количество загрязнений, которое может быть уловлено пригородными лесами ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$) КР + другие источники	Количество загрязнений, уловленное пригородными лесами ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$) КР + другие источники	Выбросы загрязнений ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$) ФСГС	Удовлетворение потребности а) (V_s/V_d)100% – доля загрязнений, поглощённая лесами (%); б) максимальная доля загрязнений, которая может быть уловлена лесами (%); в) остаток загрязнений, который не может быть уловлен лесами ($\text{кг}/\text{га}/\text{год}$)
Регуляция объёма стока (2)	Объём стока, обеспеченный наземными экосистемами ($\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$)	Использование свежей воды ($\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$) ФСГС	Не оценивалась	Степень использования ($V_s - V_d$) – неиспользованный остаток «экосистемного стока» или превышение использованного объёма воды над «экосистемным стоком» ($\text{м}^3/\text{га}/\text{год}$)

Экосистемные услуги	Предоставленный объём экосистемных услуг (V_s)	Использованный объём экосистемных услуг (V_c)	Необходимый объём экосистемных услуг (V_d)	Степень использования экосистемных услуг, степень удовлетворения потребности в них
Регуляция variability стока (стабилизация стока) (2)	Экосистемная регуляция variability стока (мм; баллы)	Валовой региональный продукт на единицу площади как косвенный показатель предотвращённого ущерба (руб./га/год; баллы) ФСГС		Баланс природных и социо-экономических факторов – разница между балльными оценками предоставленного и используемого объёмов (V_s-V_c)
Обеспечение качества стока наземными экосистемами (2)	Объём потенциально очищенного стока (м³/га/год) КР + <u>другие источники</u>	Объём очищенного стока (м³/га/год) КР + <u>другие источники</u>	Объём загрязнённого стока (м³/га/год)	<u>Удовлетворение потребности</u> (V_d-V_s) – неочищенный остаток стока (м³/га/год); <u>Степень использования</u> (V_c/V_s)100% – объём очищенного стока как доля от потенциального объёма очищенного стока (%)
Обеспечение качества воды пресноводными экосистемами (2)	Объём сточных вод, который потенциально может быть очищен и разбавлен до безопасных концентраций загрязнений (м³/га/год)	Объём очищенных и разбавленных сточных вод (м³/га/год)	Сброс сточных вод (м³/га/год) ФСГС	<u>Удовлетворение потребности</u> (V_s-V_d) – неочищенный остаток сточных вод или неиспользованные возможности водоёмов по их очистке (м³/га/год)
Предотвращение водной эрозии почв (3)	Количество почвы, эрозия которой предотвращена наземными экосистемами (т/га) КР + <u>другие источники</u>	– Доля площади сельхозкультур ФСГС – Доля площади с эродированными почвами		Баланс природных и социо-экономических факторов – разница между балльными оценками предоставленного и используемого объёмов (V_s-V_c)
Предотвращение ветровой эрозии почв (3)	Доля площади природных экосистем в 1-км буферных зонах вокруг сельскохозяйственных полей КР			
Предотвращение ущерба от смыва грунта в водоёмы (4) – Не оценивалась				
Предотвращение ущерба от оползней и селей (4) – Не оценивалась				
Формирование биопродуктивности почв (4) – Не оценивалась				
Самоочищение почвы от загрязнений (3)	Способность почв к самоочищению	– Плотность населения ФСГС – Доля площади сельхозкультур ФСГС – Доля загрязнённой площади		Баланс природных и социо-экономических факторов – разница между балльными оценками предоставленного и используемого объёмов (V_s-V_c)
Регуляция криогенных процессов (2)	Изменение характера прогрева/остывания поверхности мерзлоты за счёт растительности и снежного покрова (°C)	Антропогенное нагревание поверхности мерзлоты (°C)	Не оценивалась	<u>Степень использования</u> (V_s-V_c) – неиспользованные возможности экосистем по защите мерзлоты от антропогенного нагревания (°C)
Экосистемная регуляция экономически значимых видов-вредителей сельского и лесного хозяйства (4) – Не оценивалась				
Опыление сельскохозяйственных культур (3)	Потенциал опыления КР + <u>другие источники</u>	Доля площади энтомофильных культур ФСГС		Баланс природных и социо-экономических факторов – разница между балльными оценками предоставленного и используемого объёмов (V_s-V_c)
Экосистемная регуляция видов, имеющих медицинское и ветеринарное значение (4) – Не оценивалась				
Информационные экосистемные услуги				
Генетические ресурсы природных видов и популяций (3)	– Число видов растений – Доля площади природных экосистем КР	– Плотность населения ФСГС – Плотность дорог ФСГС – Стоимость исследований в регионе ФСГС		Баланс природных и социо-экономических факторов – разница между балльными оценками предоставленного и используемого объёмов (V_s-V_c)

Экосистемные услуги	Предоставленный объём экосистемных услуг (V_s)	Использованный объём экосистемных услуг (V_c)	Степень использования экосистемных услуг, степень удовлетворения потребности в них
Информация о структуре и функционировании экосистем, которая может быть полезна человеку (3)	– Разнообразие экосистем – Доля площади природных экосистем КР	– Плотность населения ФСГС – Плотность дорог ФСГС – Стоимость исследований в регионе ФСГС	То же
Эстетическое и образовательное значение экосистем (3)	– Разнообразие экосистем – Доля площади природных экосистем КР	– Плотность населения ФСГС – Плотность дорог ФСГС	То же
Этическое, духовное и религиозное значение экосистем (4) – Не оценивалась			
Рекреационные экосистемные услуги – формирование природных условий для рекреации			
Формирование условий для рекреации выходного дня (2)	Рекреационная ёмкость пригородных зон для отдыха в выходные дни (человек/га/год)	– Плотность населения ФСГС – Плотность дорог ФСГС	Баланс природных и социо-экономических факторов – разница между балльными оценками предоставленного и используемого объёмов ($V_s - V_c$)
Дачная рекреация (3)	– Комфортность природных условий для людей – Степень деградации окружающей среды		
Туризм на природе (3)	– Комфортность природных условий для людей – Степень деградации окружающей среды – Разнообразие ландшафтов	– Плотность населения ФСГС – Плотность дорог ФСГС – Плотность краеведческих музеев – Плотность туристской инфраструктуры	То же
Курортная рекреация (4) – Не оценивалась			

Таблица 6.1.1.2. Источники данных, использованных в проекте TEEB-Russia для косвенной количественной оценки экосистемных услуг: **ФСГС** – Федеральная служба государственной статистики; **ГМ** – Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды; **КР** – карта растительности (Bartalev et al., 2003; Барталев и др., 2011); **LRR** – Land Resources of Russia (Stolbovoi, McCallum, 2002); **Н** – нормативные документы РФ; **Л** – данные из литературы; ■ – картографические материалы; ▲ – статистические данные; ● – коэффициенты и уравнения

Индикаторы экосистемных услуг	Данные для оценки экосистемных услуг
Производство корма для скота на природных пастбищах	
Предоставленный объём: продуктивность природных пастбищ (кг/га/год кормовых единиц)	■ Карта сельскохозяйственных регионов, где используются природные пастбища LRR ■ Карта чистой первичной продукции LRR ● Коэффициент для перевода чистой первичной продукции в условные кормовые единицы Н
Использованный объём: количество природного корма, съеденного скотом (кг/га/год кормовых единиц)	■ Карта сельскохозяйственных регионов, где используются природные пастбища LRR ▲ Поголовье крупного рогатого скота, коз, овец, оленей и др. скота ФСГС ● Коэффициент для перевода численности крупного рогатого скота, коз, овец, оленей и т. п. в условные единицы скота ФСГС ● Потребление корма на 1 голову скота ФСГС
Очистка воздуха пригородными лесами	
Предоставленный объём: максимальное количество загрязнений, которое могут поглотить пригородные леса (кг/га/год)	■ Площадь пригородных лесов КР ● Максимальное количество загрязнителей, которое могут поглотить леса Л
Использованный объём: количество загрязнений, которое было поглощено пригородными лесами (кг/га/год)	■ Площадь пригородных лесов КР ● Среднее количество загрязнителей, которое поглощают леса Л
Необходимый объём: выбросы загрязнений в атмосферу (кг/га/год)	▲ Выбросы загрязнений в атмосферу ФСГС

Индикаторы экосистемных услуг	Данные для оценки экосистемных услуг
Регулирование объёма стока	
Предоставленный объём: объём стока, обеспеченный наземными экосистемами (м³/га/год)	■ Карта поверхностного стока LRR ■ Карта количества осадков LRR ■ Карта эвапотранспирации LRR ● Уравнение водного баланса Л
Использованный объём: использование свежей воды (м³/га/год)	▲ Использование свежей воды ФСГС
Обеспечение качества стока наземными экосистемами	
Предоставленный объём: потенциально очищенный объём стока (м³/га/год)	■ Площадь лесов, травянистых экосистем и пашни КР ● Способность лесов, травянистых экосистем и пашни задерживать загрязнения стока Л
Использованный объём: очищенный объём стока (м³/га/год)	■ Площадь лесов, травянистых экосистем и пашни КР ● Способность лесов, травянистых экосистем и пашни задерживать загрязнения стока Л ● Доля загрязнённой площади в регионах Л
Необходимый объём: объём загрязнённого стока (м³/га/год)	■ Карта поверхностного стока LRR ● Доля загрязнённой площади в регионах Л ● ПДК для рыбохозяйственных водоёмов Н ● Концентрации загрязнителей в поверхностном стоке с застроенных территорий Н
Обеспечение качества воды пресноводными экосистемами	
Предоставленный объём: объём сточных вод, потенциально очищенных и разбавленных до безопасных концентраций загрязнений (м³/га/год)	■ Карта поверхностного стока LRR ● Уравнение динамики концентрации загрязнителей в водоёмах Л ● Коэффициенты самоочищения воды Л ● Время прохождения воды от верховья до устья рек Л
Использованный объём: объём сточных вод, очищенных и разбавленных до безопасных концентраций загрязнений (м³/га/год)	Определяется как соотношение между предоставленным и необходимым объёмами
Необходимый объём: сброс сточных вод (м³/га/год)	▲ Сброс сточных вод ФСГС ● ПДК для рыбохозяйственных водоёмов Н
Регуляция криогенных процессов	
Предоставленный объём: Изменение характера прогревания/остывания поверхности мерзлоты за счёт растительности и снежного покрова (°C)	▲ Длительность холодного и тёплого периодов ГМ ▲ Температура поверхности растительности и снежного покрова ГМ ▲ Температура поверхности почвы ГМ ● Уравнение колебаний температуры на поверхности почвы, растительности и снежного покрова Л
Использованный объём: Антропогенное нагревание поверхности мерзлоты (°C)	■ Карта температуры поверхности мерзлоты LRR ■ Карта содержания льда в мерзлоте LRR ▲ Потребление электричества ФСГС ● Уравнение количества теплоты, необходимой для таяния льда Л

6.1.2. Предлагаемые индикаторы экосистемных активов

Индикаторы экосистемных активов, проанализированные в проектах ТЕЕВ-Russia1 и 2, на национальном и субнациональном (ЕТР) масштабах включают следующие основные группы показателей.

1) Протяжённость экосистемных активов: площадь экосистем (показатели фрагментированности важны на более детальных уровнях управления – локальном и, возможно, региональном). Учёт площади экосистем может быть основан на регулярно обновляемой карте растительного покрова России (ИКИ РАН). В настоящее время эта карта позволяет рассчитать площадь 22 классов земного покрова, что достаточно для начала учёта объёма экосистемных активов на национальном уровне в России.

2) Качество экосистемных активов:

– экосистемное функционирование – продуктивность и фитомасса экосистем (для точных оценок необходимо использовать актуальные показатели фитомассы и продуктивности экосистем);

– биоразнообразие – число видов птиц и растений (возможности использования других таксономических групп в качестве индикаторов биоразнообразия требуют отдельного анализа).

Индикаторы, которые могут быть использованы в настоящее время в России для учёта качества экосистемных активов, показаны в таблице 6.1.2.1.

Таблица 6.1.2.1. Индикаторы качества экосистемных активов на национальном уровне России и основные возможные источники данных для их оценки (морские экосистемы не рассматриваются)

Индикаторы	Источники данных для оценки
Площадь и степень нарушенности экосистем	
Площадь экосистем	– Карта растительности (необходимо регулярное обновление) – Данные дистанционного зондирования
Фрагментированность экосистем (индикатор для регионального и локального уровней)	
Биомасса и продуктивность	
Фитомасса экосистем	– Данные дистанционного зондирования
Запас древесины	– Федеральное агентство лесного хозяйства
Чистая первичная продукция	– Данные дистанционного зондирования
Биоразнообразие	
Разнообразие экосистем	– Карта растительности (необходимо регулярное обновление) – Данные дистанционного зондирования
Видовое разнообразие птиц	– Атлас гнездящихся птиц Европейской России – для ЕТР – Региональные и локальные обследования – для азиатской части России
Видовое разнообразие растений	– Проекты "Флора Окского бассейна" и "Флора Центрального Черноземья" – для Центрального федерального округа – Региональные и локальные обследования – для остальной части России
Видовое разнообразие на ООПТ	Министерство природных ресурсов и экологии РФ
Число видов, занесённых в Красные книги	Министерство природных ресурсов и экологии РФ
Число и обилие охотничьих видов животных	Министерство природных ресурсов и экологии РФ
Число и обилие видов рыб в пресноводных водоёмах	Федеральное агентство по рыболовству
Загрязнение	
Загрязнение воздуха	Росгидромет, Министерство природных ресурсов и экологии
Загрязнение воды	Росгидромет, Министерство природных ресурсов и экологии
Загрязнение почв	Росгидромет, Министерство природных ресурсов и экологии

6.1.3. Значение соотношений между индикаторами для экосистемного учёта

6.1.3.1. Краткий обзор современных представлений о взаимосвязи биоразнообразия, экосистемных функций и услуг

К сегодняшнему дню достигнут научный консенсус о том, что биоразнообразие является ключевым фактором экосистемного функционирования (ЭФ), который определяет как средние показатели функций экосистем (таких как продуктивность, поддержание биомассы, декомпозиция органики, поглощение углерода и т. п.), так и их стабильность. Утрата биоразнообразия неизбежно ведёт к ослаблению ЭФ и, в конечном счёте, экосистемных услуг. Влияние утраты биоразнообразия на экосистемные процессы сопоставимо по масштабу с эффектами других глобальных изменений, включая изменения климата (IPBES, 2018, section 3.2, pp. 196–205).

Также имеется постоянно увеличивающийся массив информации о зависимости экосистемных услуг от биоразнообразия, однако для многих услуг характер их зависимости от биоразнообразия остаётся неясным, включая примеры как положительных, так и отрицательных связей, либо данных недостаточно для какого-то определённого вывода. Различия между зависимостями «биоразнообразие – экосистемные функции» и «биоразнообразие – экосистемные услуги» определяются тем, как люди воспринимают блага, исходящие от природы. Например, эстетическое значение природного ландшафта зависит от возможности его обозреть, а наиболее привлекательные для большинства людей так называемые «культурные ландшафты» наряду с природными экосистемами должны включать поселения людей, архитектурные и сельскохозяйственные компоненты, присутствие которых, очевидно, снижает показатели функционирования природных экосистем этого ландшафта. Однако, несмотря на неясности с некоторыми отдельными услугами, очевидно, что долговременное поддержание всего их комплекса на той или иной территории требует сохранения там и биоразнообразия (IPBES, 2018, section 3.2, pp. 196–205).

Для поддержания экосистемных функций и услуг важно биоразнообразие всех иерархических уровней – генетическое и фенотипическое разнообразие внутри популяций и видов, разнообразие видов в экологических сообществах, разнообразие экосистем в ландшафте и регионе (IPBES, 2018, section 3.2.4, pp. 202–203; Shin, Y.-J. et al., 2019, section 4.2.1). В проектах TEEB-Russia 1 и 2 рассмотрены индикаторы только видового разнообразия на примере птиц и высших растений, поэтому дальнейший обзор касается именно этого уровня биоразнообразия.

Причинно-следственная зависимость экосистемных функций и услуг от видового разнообразия, то есть влияние числа видов на показатели экосистемных функций и услуг, проявляется на уровне отдельных биоценозов и экосистем (Букварёва, Алещенко, 2013; Bukvareva, 2018). Это значит, что функционирование того или иного биоценоза или экосистемы ослабляется и дестабилизируется в случае утраты ими части видов. При анализе на обширных территориях эти причинно-следственные связи могут оказаться скрыты корреляциями показателей биоразнообразия и экосистемных функций и услуг с характеристиками физико-географических условий (климат, рельеф), как это показано в разделах 5.1 и 5.2 настоящего доклада для всей России и ЕТР.

В пределах расположенного в сходных климатических условиях ландшафта с однородным рельефом (равнинным или горным), существует мозаика биоценозов (природных экосистем) – лесов разного типа, лугов, болот, водоёмов и т. п. Эти биоценозы в разной степени нарушены человеком (в результате вырубок, осушения болот, выпаса скота, рекреации и т. п.) и находятся на разных стадиях антропогенной или природной сукцессии. Влияние видового разнообразия на показатели экосистемных функций и услуг могут быть выявлены в пределах этого ландшафта при сравнении однотипных биоценозов, нарушенных в разной степени (либо в ходе специальных экспериментов, что и было проделано в сотнях работ, см. обзоры: Букварёва, Алещенко, 2013; IPBES, 2018, section 3.2, pp. 196–205).

В соответствии с принципом оптимального биоразнообразия (Букварёва, Алещенко, 2013), ненарушенные климаксные биоценозы имеют показатели биоразнообразия, близкие к оптимальным, которые обеспечивают максимальные показатели экосистемных функций. Антропогенные отклонения от оптимального биоразнообразия (в большинстве случаев это снижение показателей видового и внутривидового разнообразия) ведут к ослаблению и дестабилизации экосистемных функций. Таким образом, при сравнении однотипных экосистем в пределах одного ландшафта видовое разнообразие может служить прямым индикатором для принятия решений, так как его снижение указывает на ослабление функций и услуг этой экосистемы.

Очевидно, что при сравнении разнотипных экосистем (например, болот и лесов) даже в пределах одного ландшафта критерий видового разнообразия уже не работает, поскольку разнотипные биоценозы приспособлены к разным локальным условиям и имеют разные уровни биоразнообразия, оптимальные именно в этих условиях. Так, видовое разнообразие, характерное для верховых болот существенно ниже, чем в смешанном лесу, но это не значит, что болота менее ценны для поддержания экосистемных услуг. В целом биоценозы (экосистемы), адаптированные к скудным или нестабильным условиям, имеют относительно более низкое видовое разнообразие, однако именно оно оптимально в этих условиях и обеспечивает максимально эффективное функционирование подобных экосистем (Букварёва, Алещенко, 2013).

Важным показателем экосистемных активов является также разнообразие самих экосистем в пределах ландшафта или региона, которое также должно быть сохранено.

Внутрипопуляционное (генетическое и фенотипическое разнообразие в популяциях) и внутривидовое разнообразие (локальные популяции, экологические и морфологические формы внутри вида) также критически важны для способности популяций и видов к адаптации и их долговременного выживания в изменяющихся условиях (IPBES, 2018, chapter 3.2.4, p. 202). Учёт и мониторинг внутрипопуляционного и внутривидового разнообразия критически важен для следующих категорий видов:

- виды, которые являются непосредственными поставщиками экосистемных услуг – виды деревьев, имеющие лесопромышленное значение, промысловые виды животных (рыбы, охотничьих звери и птицы), опылители, и др.;
- виды-эдификаторы, а также ключевые виды, от состояния которых в наибольшей степени зависит функционирование и устойчивость экосистем в целом;
- редкие и исчезающие виды.

6.1.3.2. Значение корреляций, выявленных в проекте TEEB-Russia, для экосистемного учёта в России

На рис. 6.1.3.2.1 и 6.1.3.2.2 показаны взаимосвязи между индикаторами климатических условий, экосистемных активов и экосистемных услуг, выявленные при национальном и субнациональном (ЕТР) масштабах анализа. Показанный на рисунках набор индикаторов включает следующие категории:

а) индикаторы климатических условий – среднегодовая температура, среднегодовое количество осадков (по данным Land Resources of Russia);

б) индикаторы качества экосистемных активов – фитомасса и продуктивность природных экосистем (см. раздел 3.1.3), показатели видового богатства птиц и растений (см. разделы 3.2 и 3.3);

в) индикатор площади экосистемных активов, выраженный показателем, обратном площади природных экосистем, а именно – долей площади трансформированных человеком экосистем на той или иной территории (см. раздел 3.1.1);

г) индикаторы четырёх групп экосистемных услуг, количественно оценённых в проектах TEEB-Russia 1 и TEEB-Russia 2:

- производционные услуги, связанные с лесом (продукция древесины, недревесной и охотничьей продукции);

- регулирование качества и количества воды (обеспечение объёма стока наземными экосистемами, обеспечение качества стока наземными экосистемами, очистка воды в природных водоёмах);

- услуги, связанные, прежде всего, с нелесными экосистемами (производство корма для скота на природных пастбищах, хранение углерода);

- опыление сельскохозяйственных культур дикими опылителями (как пример услуги, привязанной к сельскохозяйственным полям).

Выявленные соотношения между индикаторами климатических условий и экосистемных активов (рис. 6.1.3.2.1) подробно рассмотрены в разделе 5.1, соотношения между индикаторами экосистемных активов и экосистемных услуг (рис. 6.1.3.2.2) – в разделе 5.2.

На данном этапе исследований как индикаторы качества экосистемных активов использованы показатели функционирования природных экосистем (продуктивность и фитомасса) и показатели видового богатства растений и птиц. В дальнейшем, для более точных оценок качества экосистемных активов необходимо использовать актуальные показатели фитомассы и продуктивности экосистем, которые отражают текущие изменения состояния экосистем. Показатели видового разнообразия необходимо дополнить показателями биоразнообразия на других иерархических уровнях – индикаторами внутривидового и внутривидового разнообразия для наиболее важных видов; также необходимо учесть индикаторы разнообразия экосистем на ландшафтном и региональном уровнях анализа (см. раздел 6.1.3.1).

Показатель степени трансформированности экосистем, отражает изменение площади экосистем в результате хозяйственной деятельности человека. Очевидно, что антропогенное влияние заключается не только в изменении площади экосистем, но и в изменении качества её экосистемных активов – показателей фитомассы, продуктивности и видового богатства. Однако эти эффекты в проектах TEEB-Russia 1 и 2 не рассматривались и должны быть проанализированы в будущем.

Предварительный анализ выявленных корреляций позволяет сделать следующие выводы, которые могут быть полезны для развития экосистемного учёта в России.

Вывод 1. Корреляции индикаторов не всегда отражают реальные причинно-следственные связи, которые могут быть использованы для принятия управленческих решений.

Интерпретация значений индикаторов экосистемных активов и экосистемных услуг и их изменений должна учитывать взаимосвязи между этими индикаторами. В частности, необходимо чётко понимать отражают ли выявляемые зависимости между индикаторами причинно-следственные связи, которые надо учитывать при принятии управленческих решений, или эти зависимости – лишь результат реакции анализируемых индикаторов на изменения иных факторов. На рис. 6.1.3.2.1 и 6.1.3.2.2 показаны взаимосвязи между индикаторами климатических условий, экосистемных активов и услуг, выявленные на национальном и субнациональном (ЕТР) масштабах анализа. Сплошные стрелки показывают зависимости, которые в рамках проектов TEEB-Russia 1 и 2 уровнях предлагается считать причинно-

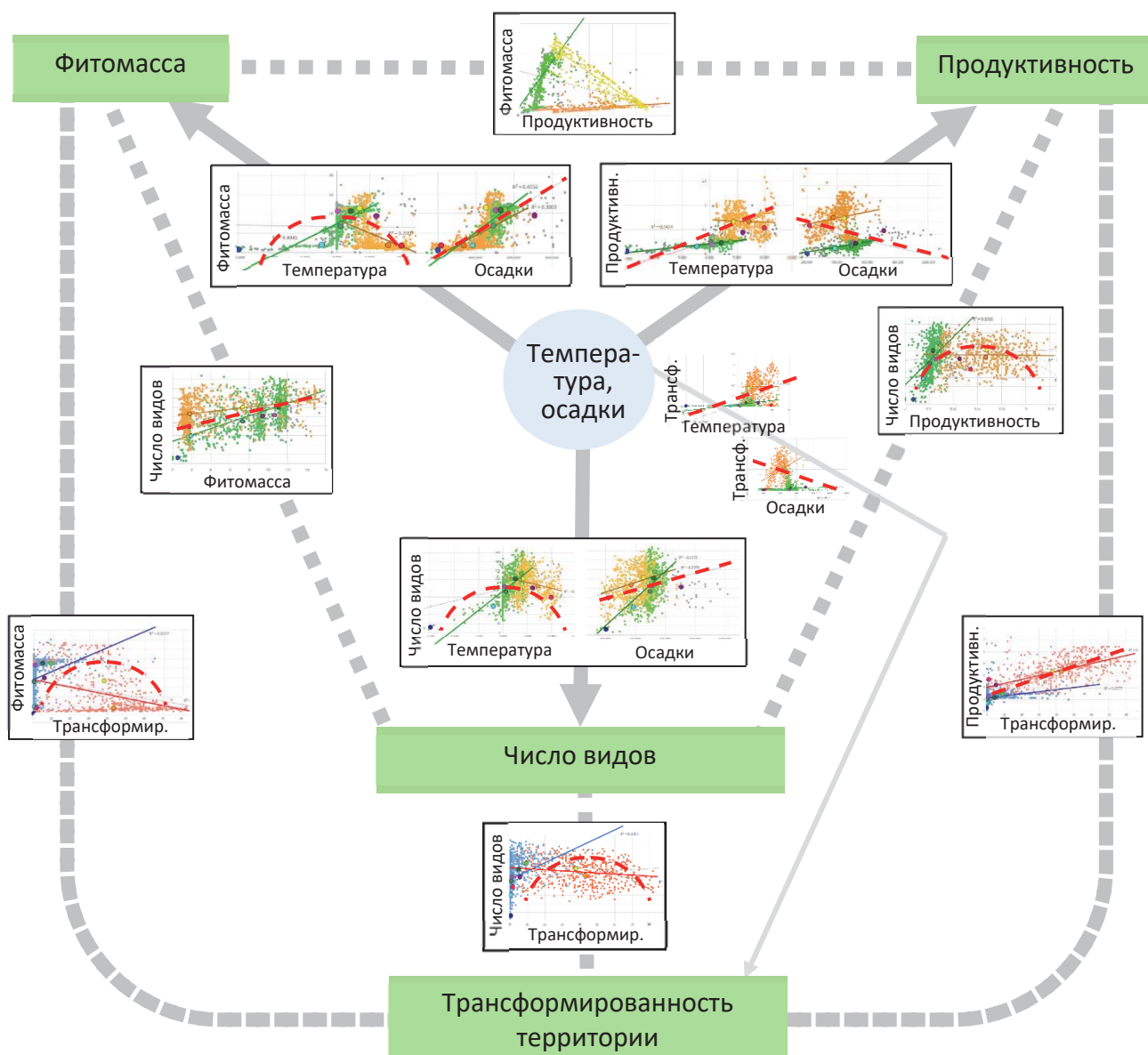


Рисунок 6.1.3.2.1. Зависимости между индикаторами экосистемных активов и климатических условий, выявленные на национальном и субнациональном (ЕТР) уровнях

следственными связями в масштабе всей России и ЕТР, пунктирные линии – корреляции между индикаторами, определяемые преимущественно изменением индикаторов в ответ на действие третьего фактора, хотя в ряде случаев включающие также причинно-следственные связи.

В нашем исследовании принято допущение, что климатические параметры являются внешними (то есть экосистемы не влияют на них), поскольку проанализированные нами климаторегулирующие экосистемные услуги, связанные с хранением углерода и регуляцией потоков парниковых газов, работают прежде всего в глобальном масштабе. Влияние экосистем на климатические показатели регионов России определяется биогеофизическими климаторегулирующими услугами, которые на данном этапе исследования нам не удалось оценить (Экосистемные услуги..., 2016). Оценка биогеофизических экосистемных услуг российских экосистем является важнейшей задачей будущих оценок как на национальном, так и на региональном и локальном уровнях.

Учёт влияния климатических условий на степень трансформированности территории, то есть – преимущественно на степень развития сельского хозяйства (тонкая стрелка на рис. 6.1.3.2.1), скорее всего, не следует считать задачей экосистемного учёта. Кроме того, как показано в разделе 5.1.3,

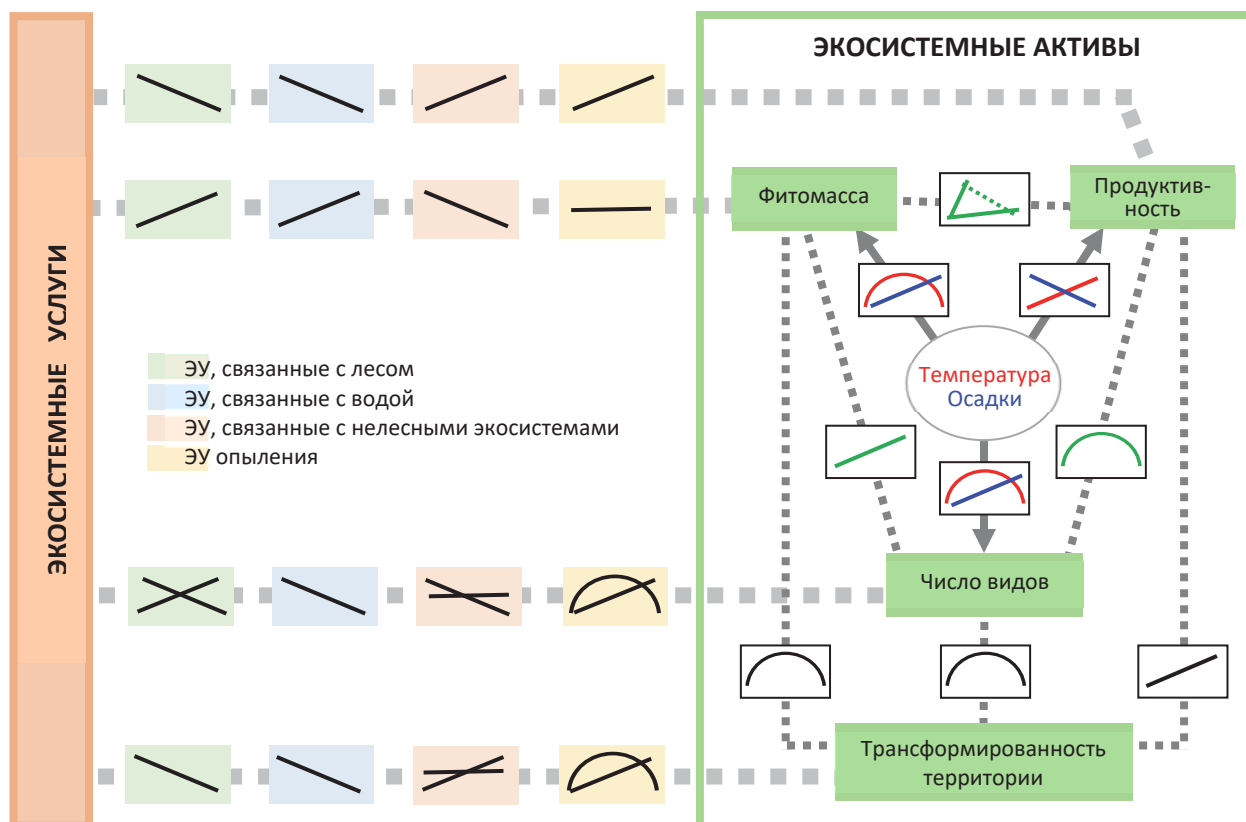


Рисунок 6.1.3.2.2. Схема взаимосвязей между индикаторами экосистемных активов и экосистемных услуг, выявленных на национальном и субнациональном (ЕТР) уровнях. Серые стрелки показывают влияние климатических параметров на показатели экосистемных активов. Пунктирные линии показывают корреляции между показателями экосистемных активов и экосистемных услуг, в прямоугольниках, расположенных на пунктирных линиях, в обобщённом виде показан характер выявленных корреляций. Характер корреляций для услуг, связанных с сельскохозяйственными полями и буферными зонами вокруг городов, на схеме не показан

влияние климатических показателей на степень трансформированности территории повторяет влияние климата на продуктивность природных экосистем. Тесная положительная зависимость между продуктивностью природных экосистем и степенью трансформированности территории включена в общий анализ соотношений между индикаторами, поэтому характер зависимости степени трансформированности территории от климатических показателей в этом разделе и в обсуждаемых масштабах мы не анализируем.

Следует подчеркнуть, что на локальном уровне эти взаимосвязи могут быть другими, в частности, на локальном уровне между индикаторами биоразнообразия и показателями экосистемных функций и услуг следует ожидать проявления причинно-следственных связей (см. раздел 6.1.3.1).

При анализе в пределах всей России и ЕТР корреляции индикаторов экосистемных услуг и экосистемных активов часто отражают не причинно-следственные связи, а одновременное изменение индикаторов в зависимости от климатических условий и степени антропогенной трансформации территории, которая сама зависит от климатических условий. Это относится к следующим корреляциям:

а) корреляции между индикаторами экосистемных активов и климатических условий (рис. 6.1.3.2.1):

- положительная зависимость между числом видов и фитомассой экосистем (раздел 5.1.8);
- положительная или унимодальная зависимость между числом видов и продуктивностью экосистем (раздел 5.1.8);

– отрицательная зависимость между продуктивностью и фитомассой экосистем для ЕТР в целом и для экорегиона лесостепи и положительные зависимости для остальных групп экорегионов (раздел 5.1.9);

– положительная или унимодальная зависимость между числом видов и степенью трансформированности территории (раздел 5.1.6);

– отрицательная или унимодальная зависимость между фитомассой экосистем и степенью трансформированности территории (раздел 5.1.7);

– положительная зависимость между продуктивностью экосистем и степенью трансформированности территории (раздел 5.1.7);

б) *корреляции между индикаторами экосистемных активов и экосистемных услуг* (рис. 6.1.3.2.2):

– корреляции экосистемных услуг с показателями экосистемного функционирования: для услуг, связанных с лесом и с водой, – отрицательные корреляции с продуктивностью экосистем и положительные – с фитомассой экосистем; для услуг, связанных с нелесными экосистемами и сельскохозяйственными полями, наоборот, – положительные корреляции с продуктивностью экосистем и отрицательные (либо отсутствие зависимости) – с фитомассой экосистем (раздел 5.2.5);

– корреляции экосистемных услуг с показателями видового богатства: отрицательные для услуг, связанных с водой, и положительные для услуг, связанных с сельскохозяйственными полями и городами (раздел 5.2.4);

– корреляции экосистемных услуг со степенью трансформированности территории: отрицательные для услуг, связанных с водой, и положительные для услуги хранения углерода (см. раздел 5.2.3).

Перечисленные выше корреляции не могут служить прямым основанием для принятия управленческих решений. Например, на основании положительной корреляции между степенью трансформированности территории и показателями биоразнообразия нельзя делать вывод, что распашка территории приведёт к возрастанию биоразнообразия. Другой пример – отрицательная корреляция между индикаторами биоразнообразия и «водными» экосистемными услугами вовсе не свидетельствует о том, что снижение биоразнообразия улучшит выполнение этих услуг.

Вместе с тем, для ряда экосистемных услуг корреляции со степенью трансформированности территории (т. е. также и с площадью природных экосистем) частично определяются и *причинно-следственными зависимостями* показателей этих услуг от площади природных экосистем, либо площади сельскохозяйственных полей (раздел 5.2.3, табл. 5.2.3.1). Это касается следующих экосистемных услуг:

– производственных услуг, связанных с площадью лесов (производство древесины, недревесной и охотничьей продукции);

– производства корма для скота на природных пастбищах;

– обеспечения качества стока наземными экосистемами;

– предотвращения эрозии почв;

– опыления сельскохозяйственных культур дикими насекомыми-опылителями;

– формирования условий для отдыха выходного дня;

– очистки воздуха пригородными лесами.

Однако и в этих случаях причинно-следственные связи лишь частично объясняют выявленные корреляции, поэтому принимать на их основе управленческие решения необходимо с учётом региональных различий природных и социально-экономических условий (см. ниже).

Вывод 2. Имеются комплексы связанных между собой индикаторов.

Анализ выявленных корреляций позволяет предварительно выявить в масштабе ЕТР комплексы индикаторов экосистемных активов и экосистемных услуг, которые изменяются аналогичным образом в ответ на изменения других показателей. В частности, такую группу образуют индикаторы видового богатства и фитомассы, положительно связанные друг с другом как на ЕТР в целом, в группе северных, лесных и горных экорегионов и в группе южных (лесостепь, степь, полупустыня) экорегионов (см. раздел 5.1.8). Эти индикаторы однотипно зависят как от климатических условий, так и от степени трансформированности территории, что видно на рис. 6.1.3.2.1:

– видовое богатство и фитомасса положительно зависят от температуры в группе северных, лесных и горных экорегионов и отрицательно – в группе южных экорегионов, за счёт чего формируется общая

для ЕТР унимодальная зависимость; видовое богатство и фитомасса положительно зависят от количества осадков в обеих группах экорегионов, общая для ЕТР зависимость также положительна (см. разделы 5.1.4 и 5.1.5);

– видовое богатство и фитомасса положительно связаны со степенью трансформированности территории в группе слаботрансформированных экорегионов и отрицательно, либо связь отсутствует – в группе сильнотрансформированных сельскохозяйственных экорегионов, за счёт чего формируется общая для ЕТР унимодальная зависимость (см. разделы 5.1.6 и 5.1.7).

Показатель продуктивности экосистем связан с климатом и трансформированностью территории по-иному, нежели показатели фитомассы экосистем и видового богатства:

– продуктивность почти не зависит от температуры внутри группы северных, лесных и горных экорегионов и внутри группы южных экорегионов, но в целом на ЕТР формируется положительная зависимость; продуктивность положительно зависит от количества осадков внутри обеих групп экорегионов, но на ЕТР в целом образуется отрицательная зависимость (см. раздел 5.1.5);

– продуктивность и степень трансформированности связаны положительно как на ЕТР в целом, так и внутри групп сильно- и слаботрансформированных экорегионов (см. раздел 5.1.7).

Однако на данном этапе исследований пока нельзя сделать вывод о том, что изменение одного индикатора может свидетельствовать об аналогичных изменениях других индикаторов, входящих в такой комплекс, поскольку, как сказано выше, выявленные корреляции определяются по большей части не причинно-следственными связями, а реакцией индикаторов на третьи факторы. Необходимы дальнейшие исследования.

Среди проанализированных в данном исследовании индикаторов экосистемных услуг предварительно можно выделить следующие три комплекса индикаторов.

1) Услуги, в той или иной мере связанные с лесом (производственные услуги, связанные с лесом, услуги, связанные с регуляцией качества и количества воды, услуга предотвращения эрозии почв). В общероссийском масштабе и в пределах ЕТР они однотипно связаны с индикаторами экосистемных активов (рис. 6.1.3.2.2):

– отрицательно – со степенью трансформированности территории (см. раздел 5.2.3);

– отрицательно – с продуктивностью природных экосистем (см. раздел 5.2.5);

– положительно – с фитомассой природных экосистем (см. раздел 5.2.5).

2) Услуги, связанные в большей степени с нелесными экосистемами (производство корма для скота, хранение углерода), которые в ряде случаев связаны с индикаторами экосистемных активов противоположно «лесным» экосистемным услугам (рис. 6.1.3.2.2):

– положительно (либо связь отсутствует) – со степенью трансформированности территории (см. раздел 5.2.3);

– положительно – с продуктивностью природных экосистем (см. раздел 5.2.5);

– отрицательно – с фитомассой природных экосистем (см. раздел 5.2.5).

3) Услуги, привязанные к сельскохозяйственным полям (опыление) или городам (очистка воздуха пригородными лесами, формирование природных условий для отдыха выходного дня, см. раздел 4.1.9). Поскольку выполнение этих услуг обеспечивается экосистемами не на всей территории, а лишь в буферных зонах вокруг полей и городов, их корреляции с другими индикаторами на ЕТР в многом зависят от пространственного размещения городов и сельскохозяйственных полей.

Очевидно, что связь тех или иных комплексов услуг с разными типами экосистем не абсолютна, а отражает относительное распределение их объёма, предоставленного разными экосистемами. Тем не менее, учёт этого фактора может быть полезным при формировании экосистемного учёта в России.

Выявление групп индикаторов экосистемных услуг, реагирующих на действия тех или иных факторов сходным, либо, наоборот, противоположным образом, может быть использовано в дальнейшем для выявления антагонизма (trade-off) либо взаимоусиления (synergy) между разными услугами, а также для выявления групп взаимоусиливающихся (поддерживающих друг друга) услуг.

Вывод 3. Интерпретация выявленных корреляций индикаторов экосистемных активов и услуг зависит от масштаба территории, выбранной для анализа.

Структура, наборы индикаторов и подходы к их интерпретации на национальном/субнациональном уровне должны учитывать вероятность существенного изменения соотношения между

индикаторами на других уровнях управления. Зависимости между индикаторами экосистемных активов и услуг могут различаться при различных масштабах рассмотрения и на разных уровнях управления вплоть до смены знака.

При переходе с уровня территории всей страны или ЕТР к уровню группы экорегионов или отдельным экорегионам положительные зависимости могут меняться на отрицательные, и наоборот. Отсутствие корреляций для территории всей страны или ЕТР не означает отсутствия связи между теми же параметрами внутри групп экорегионов, и наоборот (табл. 6.1.3.2.1).

Несмотря на то, что на национальном и субнациональном (ЕТР) уровнях корреляции индикаторов экосистемных активов и услуг друг с другом не могут быть прямым основанием для принятия управленческих решений, на локальном уровне следует ожидать проявления причинно-следственных связей, отражающих влияние биоразнообразия на функционирование экосистем и экосистемные услуги (см. раздел 6.1.3.1).

Таким образом, выявленные при одном масштабе анализа зависимости и их дальнейшую интерпретацию нельзя прямо (без предварительного дополнительного анализа) применять при иных масштабах рассмотрения.

Таблица 6.1.3.2.1. Примеры несоответствия характера зависимостей, выявленных в масштабе всей России или ЕТР и внутри групп экорегионов

<i>Анализируемые индикаторы</i>	<i>Характер зависимости в масштабе всей России или ЕТР</i>	<i>Характер зависимости внутри группы северных, лесных и горных экорегионов* или группы слаботрансформированных экорегионов**</i>	<i>Характер зависимости внутри группы южных экорегионов*** или группы сильнотрансформированных (сельскохозяйственных) экорегионов****</i>	<i>Раздел</i>
Видовое богатство растений и птиц – степень трансформированности территории	положительная или унимодальная	положительная	отсутствует	5.1.6
Фитомасса природных экосистем – степень трансформированности территории	отрицательная или унимодальная	положительная	отрицательная	5.1.7
Видовое богатство птиц и растений – продуктивность природных экосистем	положительная или унимодальная	положительная	отсутствует	5.1.8
Фитомасса – продуктивность природных экосистем	отрицательная	положительная	положительная (для лесостепи – отрицательная)	5.1.9
«Водные» услуги – видовое богатство растений и птиц	отрицательная или унимодальная (без горных регионов)	отрицательная	положительная	5.2.4
Услуга опыления – видовое богатство птиц	положительная или унимодальная	положительная	отсутствует	5.2.4
Услуга обеспечения объёма стока – продуктивность природных экосистем	отрицательная	отрицательная	отсутствует	5.2.5
Услуга обеспечения объёма стока – фитомасса природных экосистем	положительная или унимодальная	отрицательная	положительная	5.2.5
Услуга опыления – продуктивность природных экосистем	положительная или унимодальная	положительная	отсутствует	5.2.5

* К группе северных, лесных и горных экорегионов отнесены арктические пустыни, тундра, северная тайга, южная тайга, смешанные леса, Урал, Кавказ

** К группе слаботрансформированных экорегионов отнесены арктические пустыни, тундра, северная тайга, южная тайга, смешанные леса, Урал, Кавказ, полупустыня

*** К группе южных экорегионов отнесены лесостепь, степь, полупустыня

**** К группе сильнотрансформированных (сельскохозяйственных) экорегионов отнесены лесостепь и степь

Вывод 4. Необходимо применять регионально-дифференцированный подход к выбору и интерпретации индикаторов.

Структура, наборы индикаторов и подходы к их интерпретации должны быть регионально-дифференцированными, то есть должны учитывать различия структуры и функционирования экосистем в регионах с разными природными условиями и разной степенью антропогенной трансформированности. Во всех проанализированных случаях выявлены существенные различия между средними значениями индикаторов экосистемных активов и услуг для разных экорегионов, а также в ряде случаев – различия в характере корреляций между индикаторами в разных группах экорегионов.

В целом для регионов с более суровыми условиями (северных и засушливых) характерны более низкие уровни видового разнообразия, фитомассы и продуктивности экосистем. Однако это не значит, что по этим критериям экосистемные активы (экосистемы) этих регионов менее ценны для сохранения биоразнообразия и выполнения экосистемных услуг, так как относительно низкие уровни биоразнообразия и фитомассы в ненарушенных экосистемах являются адаптацией к суровым климатическим условиям и именно при таких относительно низких показателях видового разнообразия эти экосистемы оптимально функционируют (см. раздел 6.1.3.1).

По характеру соотношений индикаторов природных условий, экосистемных активов и услуг на ЕТР выделяются две основные группы экорегионов: а) северные, лесные и горные (арктические пустыни, тундра, северная тайга, южная тайга, смешанные леса, Урал, Кавказ); б) южные экорегионы (лесостепь, степь, полупустыня). Различия в характере корреляций между различными индикаторами внутри этих групп выявлены для корреляций между следующими показателями (см. также табл. 6.1.3.2.1):

- степень трансформированности территории – климатические показатели (рис. 5.1.3.4);
- число видов птиц – среднегодовая температура (рис. 5.1.4.3 а);
- фитомасса природных экосистем – среднегодовая температура (рис. 5.1.5.4 а);
- продуктивность природных экосистем – климатические показатели (рис. 5.1.5.5);
- число видов птиц – продуктивность природных экосистем (рис. 5.1.8.4 б);
- фитомасса природных экосистем – продуктивность природных экосистем (рис. 5.1.9.2);
- услуга обеспечения объёма стока наземными экосистемами – число видов птиц (рис. 5.2.4.3);
- услуга хранения углерода – число видов птиц (рис. 5.2.4.4);
- услуга опыления – число видов птиц (рис. 5.2.4.5);
- услуга обеспечения объёма стока наземными экосистемами – продуктивность природных экосистем (рис. 5.2.5.3 б);
- услуга обеспечения объёма стока наземными экосистемами – фитомасса природных экосистем (рис. 5.2.5.4 б; 5.2.5.5 б);
- услуга хранения углерода – фитомасса экосистем (рис. 5.2.5.8 б);
- услуга опыления – продуктивность природных экосистем (рис. 5.2.5.9 б);
- услуга опыления – фитомасса природных экосистем (рис. 5.2.5.10 б).

Перечисленные выше многочисленные различия в характере корреляций отражают фундаментальные различия в структуре и функционировании лесных и травянистых экосистем, которые необходимо учитывать при оценке экосистемных активов и услуг. Подходы к управлению экосистемами в лесных экорегионах и экорегионах с преобладанием травянистых сообществ должны быть различными. Как сказано выше, на данном этапе исследований лесостепь отнесена к группе южных экорегионов, однако в дальнейшем для лесостепи необходим специальный анализ. Управленческие подходы в таких экорегионах, как лесостепь, где существует мозаика лесных и травянистых (теперь в большинстве распаханых) участков, к тому же не одинаково распределённая в пределах самого этого экорегиона, должны разрабатываться на более локальном (чем весь экорегион) уровне – с учётом пространственной структуры лесных и незалесенных участков. Возможно, это же касается и части экорегиона смешанных лесов.

В ряде случаев специфические соотношения между индикаторами выявлены для горных экорегионов. Горные регионы характеризуются повышенными показателями видового богатства растений, хотя для видового богатства птиц ни в одном из проанализированных масштабов такая картина не выявлена (см. разделы 5.1.6, 5.1.8, 5.2.4). Повышенное видовое богатство высших растений, вероятно, можно объяснить влиянием рельефа на разнообразие местообитаний и биоценозов. Горные

регионы существенно отличаются от равнинных также более высокими показателям ряда экосистемных услуг, предоставленный объём которых существенно зависит от характеристик рельефа, например, услуги предотвращения эрозии (рис. 5.2.3.5) и эстетического значения экосистем и ландшафтов (рис. 5.2.3.9).

Кроме того, выявлены существенные различия между экорегионами, слабо трансформированными человеком (северные, лесные, горные экорегионы и полупустыня), и сильно трансформированными сельскохозяйственными регионами (лесостепь, степь). Антропогенная трансформация регионов изменяет структуру и характер функционирования экосистем. Поэтому необходимо учитывать различия между относительно слабо преобразованными экорегионами и сильно трансформированными сельскохозяйственными экорегионами, для которых закономерно выявляются разные зависимости между степенью трансформированности экосистем и другими индикаторами состояния экосистемных активов (показатели биоразнообразия и функционирования экосистем, разделы 5.1.6, 5.1.7), а также между степенью трансформированности экосистем и показателями экосистемных услуг (раздел 5.2.3; табл. 6.1.3.2.1).

6.1.4. Пространственные единицы учёта экосистемных услуг и активов

В прилагаемых к Центральной основе Системы природно-экономического учёта (СПЭУ) в версии от 2012 г. (Центральная основа..., 2017) рекомендациях «Экспериментальный экосистемный учёт (ЭЭУ)» в версии 2014 г. (System of Environmental Economic..., 2014) предлагается выделять три связанных между собой группы пространственных единиц учёта. К ним относятся в порядке иерархического возрастания:

- 1) исходные (базовые) территориально-пространственные единицы (basics spatial units, BSU);
- 2) единицы земельного (почвенно-растительного) покрова/экосистемные функциональные единицы (landcover/ecosystem functional units, LCEU);
- 3) единицы экосистемного учёта (ecosystem accounting units, EAU).

Результаты проектов TEEB-Russia 1и 2 позволяют предложить предварительный список возможных пространственных единиц для их дальнейшего обсуждения и корректировки в процессе подготовки к ведению экосистемного учёта в России (табл. 6.1.4.1).

Таблица 6.1.4.1. Пространственные единицы учёта экосистемных услуг и активов России

Группа единиц	Примеры единиц
Базовые пространственные единицы оценки (Basic spatial units, BSU)	– Пиксели карты растительности России (1 км в проекте TEEB-Russia 1 и 250 м в проекте TEEB-Russia 2)* – Минимальные полигоны ландшафтного покрова в слоях Open Street Maps – Минимальные участки земельного Кадастра
Единицы учёта ландшафтного покрова и экосистем (land-cover/ecosystem functional units, LCEU)	– Участки однородных экосистем, выделенные по карте растительности России* – Полигоны однородного ландшафтного покрова в слоях Open Street Maps*
Единицы экосистемного учёта (Ecosystem accounting units, EAU)	– Российская Федерация* – Субъекты РФ* – Административные районы – Муниципальные образования – ООПТ

* Использованы в проектах TEEB-Russia 1 и 2

6.2. Пилотная экономическая оценка экосистемных услуг и активов России

В данном разделе представлены результаты предварительной экономической оценки экосистемных услуг, количественно оценённых в естественнонаучных показателях в проектах TEEB-Russia 1 и 2 (раздел 6.2.2). Далее, на основе экономических оценок услуг предпринята попытка проанализировать различные подходы к оценке экосистемных активов, которые обеспечивают выполнение этих услуг (раздел 6.2.3). Разработка понятийного аппарата для оценки экосистемных услуг и активов в настоящее время ещё далека от завершения (см. раздел 6.3), и осуществлённые в проектах TEEB-Russia 1 и 2 экономические оценки существенно отличаются от принципов системы национальных счетов (Система национальных..., 2012) и Центральной основы Системы природно-экономического учёта (Центральная основа..., 2017). Несмотря на это, представленные в данном разделе анализ возможных подходов к оценке экосистемных услуг и-активов может быть полезным для поиска путей решения двух основных проблем:

- для понимания возможных масштабов экономического значения экосистемных услуг и экосистемных активов России для обеспечения надлежащего качества жизни населения и устойчивого развития экономики;

- для начала поиска подходов к экономической оценке экосистемных услуг и экосистемных активов в соответствии с идеологией системы национальных счетов и СПЭУ для развития экосистемного учёта в России.

6.2.1. Основные методы экономической оценки экосистемных услуг

Наиболее перспективна для оценки экосистемных услуг концепция общей экономической ценности (стоимости). Концепция получила признание в мире в теоретическом и практическом плане, адаптирована для российских условий (Экономика сохранения биоразнообразия, 2002; Pearce et al., 2002). Концепция представляет собой комплексный подход к оценке экосистемных услуг, включая продукционные, регулирующие, и культурологические услуги, и является наиболее перспективной среди имеющихся экономических подходов.

Общая экономическая ценность экосистем объединяет агрегированные составляющие: стоимость использования и стоимость неиспользования. Стоимость использования включает три компонента:

- прямая стоимость использования – древесина, продукция рыболовства, охоты, рекреация и туризм;

- косвенная стоимость использования – связывание углекислого газа, очистка воды, предотвращение эрозии, наводнений и т. п.;

- стоимость отложенной альтернативы – потенциальные выгоды от использования экосистем в будущем, возможность получения товаров и услуг в будущем, будущая ценность информации.

Наиболее хорошо поддаётся экономической оценке стоимость (ценность) прямого использования. Она включает блага и услуги экосистем, которые непосредственно используются людьми. Прямая стоимость включает в себя ценность потребления. Примерами могут служить заготовка древесины и недревесной продукции леса, охота. Примером непотребительской ценности может служить наслаждение от отдыха на природе без сбора биологической продукции. Показатели прямой стоимости являются рыночными и вполне «осязаемыми», они имеют свои цены, суммирование которых и даст оценку всей прямой стоимости экосистемы.

Более сложным является определение косвенной стоимости использования. Это стоимость экосистемных услуг, которые обеспечивают получение выгод зачастую за пределами самой экосистемы. Этот показатель часто применяется в глобальном масштабе или в довольно широком региональном аспекте. Например, косвенная стоимость использования леса включает климато- и водорегулирующие услуги.

Ещё более сложным для расчётов является показатель стоимости отложенной альтернативы. Эта стоимость обеспечивается в том случае, если использование блага или услуги экосистемы, которых нельзя потребить сегодня, откладывается на более поздний срок. То есть это будущая или возможная стоимость. Часто стоимость отложенной альтернативы связана с консервацией природного ресурса или услуги для возможного использования в будущем. В этом случае стоимость отложенной

альтернативы является скорректированной суммой прямой и косвенной стоимости использования. Очевидно, что с позиций будущей ценности лесов для регулирования климата данная будущая стоимость может быть весьма высокой.

Стоимость неиспользования базируется на так называемой стоимости существования. Она является попыткой экономически оценить довольно тонкие культурные и этические аспекты: ценность природы самой по себе, духовную ценность природы для человека, долг по сохранению природы перед будущими поколениями, ценность наследия и т. д. Под ценностью существования понимают знание или удовольствие, которое люди получают от простого осознания существования того или иного ресурса, даже если они никогда не предполагают лично воспользоваться им. Такой вид стоимости иногда называют ценностью пассивного использования.

Имеется ряд экономических подходов, которые можно использовать для стоимостной оценки экосистем. Можно выделить следующие основные группы для определения общей экономической ценности экосистем:

- базирующиеся на рыночной оценке;
- базирующиеся на затратном подходе;
- базирующиеся на альтернативной стоимости;
- базирующиеся на субъективной оценке стоимости.

Минимальной оценкой экосистем может быть сумма рыночных цен обеспечиваемых ими природных ресурсов – цены питьевой воды, рыбы, ягод и др. Традиционные рыночные цены могут быть использованы для оценки продукционных услуг и, в ряде случаев, воды. Важнейшие регулирующие и информационные экосистемные услуги не имеют отражения в рыночных ценах.

Рыночные оценки часто дополняются рентным подходом, который базируется на редкости и уникальности ресурсов. Экономическая рента – цена или арендная плата, которая уплачивается за пользование природными благами, количество которых ограничено. Рента возникает при долгосрочной неэластичности предложения ресурса и монополии на него. Основой ренты является качество ресурса, не зависящее от труда и технологий. Дифференциальная рента возникает благодаря разному качеству ресурсов и их местоположению, поскольку ресурс лучшего качества или более удачно расположенный позволяет при прочих равных условиях получать большую экономическую выгоду. Тем не менее, при использовании рентного подхода возникает проблема отделения ренты от прибыли.

Затратные методы оценивают затраты на поддержание экосистемных услуг. Основное преимущество этой группы методов состоит в том, что затраты легче представить в денежной форме, чем выгоды, часто не имеющие рыночного выражения. Основным недостатком этой группы методов является неэквивалентность затрат получаемому эффекту. Затратный подход широко используется для оценки стоимости воссоздания природного блага при его утрате или деградации. В этом случае рассчитываются компенсирующие потенциальные затраты, необходимые для замещения потерянного или повреждённого ресурса идентичным в данном или альтернативном месте. Однако восстановление исчезнувших экосистем часто бывает чрезмерно сложным или даже невозможным. Метод превентивных затрат определяет затраты на предупреждение ущерба. Перемещающие затраты определяются затратами на перемещение объектов и используются при массовом перемещении, например, при строительстве водохранилищ, дамб, создании охраняемых территорий. Замещающие затраты – это затраты на искусственное замещение экосистемных услуг.

Концепция альтернативной стоимости (упущенная выгода) является одной из основополагающих в экономической теории. В экономике природопользования альтернативные стоимости позволяют оценить природный объект или ресурс, имеющий заниженную рыночную цену или вообще её не имеющий, через упущенные доходы и выгоды, которые можно было бы получить при использовании данного объекта или ресурса в других целях. Например, альтернативные стоимости охраняемых природных территорий есть выгоды, которые теряют индивидуумы или общество из-за консервации территорий. Эти издержки включают неполучение продукции от охраняемых территорий (животные, виды растений, древесина). Альтернативные стоимости также включают выгоды, которые могли бы быть получены от альтернативного использования (развитие сельского хозяйства, интенсивное лесное хозяйство и пр.).

Для оценки стоимости неиспользования используются методы теории «готовности платить», построение «суррогатных» рынков, социологические опросы.

Для оценки стоимости экосистемных услуг, не имеющих рынка, существует ряд конкретных методов оценки.

Метод теневых цен использует рыночные цены, скорректированные на трансферты, провалы рынка и политики.

Метод гедонистического ценообразования предназначен для получения оценки экологического блага по ценам рынка недвижимости или рынка труда. Метод гедонистического ценообразования исходит из предпосылки, что различие цен на недвижимость (уровня заработной платы) при наличии ряда одинаковых параметров объекта обусловлено различием в качестве окружающей среды и отражает в том числе и ценность экосистемных услуг. Однако данный метод требует наличия развитого рынка недвижимости (развитого рынка труда). Подобный подход может быть использован при оценке регулирующих и культурных экосистемных услуг.

Метод производственных функций – определяет ценность ресурсов и функций экосистем, не имеющих рынка, моделируя изменение экономических результатов в зависимости от вклада ресурсов и функций. Данный подход может использоваться при анализе экономической ценности регулирующих экосистемных услуг.

Метод замещающих товаров и услуг – использует информацию о взаимосвязи между товаром и услугами, не имеющими рынка, и товарами, и услугами, имеющими рынок. Таким образом, экосистемная услуга получает свою оценку исходя из цен на сходные по функциям рыночные товары (услуги).

Одним из распространённых подходов к выявлению стоимости широкого спектра экосистемных услуг являются оценки на основе выявления предпочтений, к числу которых относятся методы транспортно-путевых затрат, метод готовности платить и готовности получить компенсацию. Метод транспортно-путевых затрат как правило используется для оценки конкретных территорий, либо культурных и рекреационных функций экосистемы и предполагает, что затраты индивида на посещение природного объекта отражают ценность этого объекта. Для выявления этих затрат используются анкеты с вопросами о месте, откуда прибыл человек, его затратах на посещение объекта, в первую очередь транспортных, количестве визитов за период времени. Соотношение затрат и количества визитов даёт убывающую зависимость, на основе которой можно построить кривую спроса. Методы готовности платить и готовности получить компенсацию основаны на декларированных предпочтениях людей. В этом случае людей опрашивают о готовности заплатить за экологические блага и услуги или получить компенсацию при потере этих благ.

6.2.2. Оценка экосистемных услуг России (используемый объём)

В рамках проекта TEEB-Russia 2 произведена предварительная экономическая оценка ряда продукционных и регулирующих экосистемных услуг на основании естественнонаучных оценок их используемых объёмов, полученных в результате проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016), а также оценок экосистемных услуг по предотвращению водной эрозии почв и формированию природных условий для рекреации выходного дня полученных в проекте TEEB-Russia 2 (см. разделы 4.1.5 и 4.1.7). Наиболее трудно количественной оценке поддаются информационные услуги (научное, познавательное, эстетическое и этическое значение экосистем). Эта категория услуг в проекте TEEB-Russia была частично оценена лишь в баллах, количественная оценка не производилась. Результаты экономической оценки экосистемных услуг в целом для России представлены в таблице 6.2.2.1.

Таблица 6.2.2.1. Предварительная экономическая оценка используемого объёма экосистемных услуг России

Категория экосистемных услуг	Вид экосистемных услуг	Доля стоимости экосистемных услуг от их суммарной стоимости, %	Доля стоимости экосистемных услуг по категориям от их суммарной стоимости, %	Стоимость экосистемных услуг по отношению к ВВП* %
Продукционные	Продукция древесины	2,83	5,7	0,2–0,23
	Продукция природных пастбищ	2,43		
	Другие продукционные услуги	0,44		
Регулирующие	Регулирование потоков CO ₂	43,6	94	1,2–3,2
	Обеспечение качества стока наземными экосистемами	33,4		
	Обеспечение объёма стока наземными экосистемами	4,1		
	Очистка воды водными экосистемами	3,6		
	Предотвращение водной эрозии	9		
	Другие регулирующие услуги	0,3		
Рекреационные	Природные условия для рекреации выходного дня	0,3	0,3	0,01

* ВВП за 2018 г по данным Росстата.

6.2.2.1. Методы оценки продукционных услуг

Продукция древесины

Для оценки древесной продукции целесообразно использовать рыночные цены в совокупности с рентным подходом. Для укрупнённых оценок применяется взвешенная средняя цена круглого леса, которая определяется исходя из действующей цены топливной древесины и цены круглого леса с учётом доли топливной древесины в общем производстве. Также для этой услуги был выделен компонент её стоимости, соответствующий стоимости труда, технологий и других ресурсов, затраченных людьми на добычу и транспортировку древесины.

Для оценки стоимости древесины по субъектам РФ использованы данные проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016) о запасах древесины (показатель запаса для оценки экосистемных активов), расчётной лесосеке (показатель предоставленной услуги) и заготовках древесины (показатель использованной услуги).

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод рыночных цен на древесину за вычетом стоимости ресурсов, затраченных на её добычу и транспортировку, с учётом региональных различий в ценах.

Недревесная продукция наземных экосистем

Для этой категории услуг на основе метода рыночных цен была оценена стоимость грибов и ягод, произведённых экосистемами.

Для оценки продукции грибов была использована средняя оптовая цена на грибы. Для оценки стоимости услуги и запасов по регионам России были использованы данные Т.Л. Егошиной (2005) о биологических и эксплуатационных запасах грибов, а также объёмах их заготовки. Биологические запасы считались показателем запасов данных экосистемных активов, эксплуатационные запасы – показателем объёма предоставленной услуги, заготовка – показателем объёма использованной услуги.

Для оценки продукции ягод была использована средняя цена на ягоды. В проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России... 2016) данная услуга была оценена на примере брусники. На настоящем этапе исследования сделана предварительная оценка для всех основных съедобных ягод. Для оценки стоимости экосистемных активов в России в целом использованы данные о суммарных запасах брусники, голубики, клюквы, черники и малины (Егошина, 2005). Для оценки распределения стоимости

услуги и активов по регионам использованы поправочные коэффициенты для перевода оценок для брусники, полученных в проекте TEEB-Russia 1, в оценки для всех ягод. По данным Егошиной (2005) суммарные биологические запасы брусники, голубики, клюквы, черники и малины составляют 4 260 000 тонн, запасы брусники – 481 000 тонн, суммарные эксплуатационные запасы всех ягод составляют 1 388 000 тонн, брусники – 157 000 тонн. Таким образом, коэффициент для пересчёта стоимости услуги для всех ягод составляет 8,8. На данном этапе для уточнения порядка величины стоимости экосистемных активов разных категорий такое приближение допустимо, однако в дальнейшем, очевидно, уточнение стоимости должно быть сделано отдельно для каждого вида растений.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод рыночных цен на грибы и ягоды. При этом уточнённая оценка услуги может быть произведена отдельно для объёмов её использования для собственного потребления (по региональным рыночным ценам) и для объёмов сбора грибов и ягод для продажи (по региональным закупочным ценам). Выяснение соотношения объёмов сбора грибов и ягод для собственного потребления и для продажи является самостоятельным исследовательским вопросом.

Производство корма для скота на природных пастбищах

Оценка услуги сделана методом рыночных цен на основе данных Интернет-сайтов оптовых продаж. Экономическая оценка объёма ежегодно используемой услуги сопоставима с показателями, полученными по древесной продукции. Данные о предоставленном и использованном объёмах услуги взяты из результатов проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016).

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод рыночных цен на корма за вычетом стоимости ресурсов, затраченных на их заготовку и транспортировку, с учётом региональных различий в ценах.

Охотничья продукция

Для этой услуги произведена предварительная оценка стоимости продукции методом рыночных цен только для копытных видов животных. Использована средняя цена мяса диких копытных и доля мяса в туше 0,85⁶⁵. В проекте TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016) данная услуга была оценена на примере лося. На настоящем этапе исследования сделана предварительная оценка для всех основных видов промысловых копытных (лось, благородный олень, косуля, кабан, кабарга, дикий северный олень, пятнистый олень, горные копытные). Для оценки стоимости экосистемных активов в России в целом использованы данные о суммарной численности (показатель запаса для оценки экосистемного актива), установленном лимите добычи (показатель предоставленного объёма услуги) и добыче (показатель использованного объёма услуги) по данным информационно-аналитических материалов «Состояние охотничьих ресурсов в Российской Федерации в 2008–2010 гг.». Для оценки распределения стоимости услуги и активов по регионам использованы поправочные коэффициенты для перевода оценок для лося, полученных в проекте TEEB-Russia 1, в оценки для всех копытных. На основании данных о суммарной численности всех указанных видов копытных и среднего веса животных стоимость суммарных биологических запасов всех копытных оценена нами как 159 777 млн рублей, стоимость предоставленной услуги (по объёмам установленных промысловых лимитов) – 10 024 млн рублей, стоимость использованной услуги (добыча) – 6040 млн рублей. Для лося данные показатели составляют, соответственно, 106 216 млн рублей, 4767 млн рублей и 3216 млн рублей, соответственно. Коэффициенты для пересчёта данных по лосю в оценки для всех копытных, соответственно, равны 1.5, 2.1, 1.9. На данном этапе для уточнения порядка величины стоимости экосистемных активов разных категорий такое приближение допустимо, однако в дальнейшем, очевидно, уточнение стоимости должно быть сделано отдельно для каждого вида животных.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод рыночных цен на мясо и пушнину за вычетом стоимости ресурсов, затраченных на их заготовку и транспортировку, с учётом региональных различий в ценах.

⁶⁵ <http://www.gks.ru/dbscripts/cbsd/DBInet.cgi>

6.2.2.2. Методы оценки регулирующих услуг

Регулирование цикла углерода

Оценка стоимости услуги сделана, исходя из данных проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016) о запасах углерода и балансе CO₂ в наземных экосистемах России и цене за тонну CO₂, равной 10 долларам США⁶⁶. В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать различные подходы к оценке услуги по регулированию потоков парниковых газов (поглощение/выделение CO₂ и других газов) и экосистемных активов, обеспечивающих хранение запасов углерода в торфе, почве, мерзлоте.

Очистка воздуха пригородными лесами

Для стоимостной оценки очистки воздуха лесами целесообразно применять подходы, использующие оценку предотвращённого ущерба здоровью населения. Такие подходы комбинируют методы рыночных цен и затратные методы. Для оценки услуги в РФ мы использовали данные о предотвращённом ущербе для здоровья, полученные в США, Канаде и Великобритании. Для применения полученных оценок ущерба от выброса загрязнителей в атмосферу необходима корректировка в российском контексте на основе индексов среднедушевого дохода, в том числе ВВП на душу населения, располагаемого дохода на душу населения, а также номинального курса рубля к евро и доллару или курса, который можно было бы обосновать исходя из расчётов по паритету покупательской способности.

Количество газов (NO₂, CO, SO₂) и пыли, поглощённых пригородными лесами, вычислено на основании данных об их площади в 5-километровых зонах вокруг городов из проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016) и коэффициентов поглощения, определённых для Канады (Nowak et al., 2018): NO₂ – 5.5 кг/га, CO – 0.3 кг/га, SO₂ – 2.1 кг/га, пыль – 1,5 кг/га. На основании этих данных и оценок ущерба от газов и пыли в Великобритании с учётом корректирующего коэффициента для России, получены оценки экосистемных услуг по поглощению газов в 1177 млн рублей в год и по поглощению пыли в 3943 млн рублей в год. Суммарная стоимость услуги составляет более 5 млрд рублей в год.

В Канаде средняя стоимость предотвращённого ущерба для здоровья людей оценивается 511 \$ CAD на 1 га лесонасаждений (Nowak et al., 2018), в США – 480 \$ USD на 1 га лесонасаждений (Nowak et al., 2014), что с учётом корректирующего коэффициента для России составляет около 3 тыс. рублей на 1 га лесонасаждений. Суммарная оценка услуги для России, в соответствии с данными TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России... 2016) о площади лесонасаждений в 5-километровых зонах вокруг городов составляет более 8 млрд рублей в год.

Таким образом, оценки, сделанные на основании данных о предотвращённом лесами ущербе для здоровья людей в Великобритании, США и Канаде, дали сходные результаты в несколько миллиардов рублей в год.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод оценки предотвращённого ущерба для здоровья для полного спектра загрязнителей с учётом региональных различий.

Обеспечение объёма стока воды наземными экосистемами

Для стоимостной оценки этой услуги целесообразно применять затратный подход (затраты на воспроизводство водных ресурсов), а также метод замещающих затрат (затраты на замещение услуг экосистемы искусственными услугами). Расчёты затрат на водопользование по совокупности составляющих, этапов водоподготовки по всем отраслям и водным бассейнам в целом по стране дали результат – 3,8 руб./м³ (Артеменков и др., 2016; Артеменков, Медведева, 2017).

Оценки данной экосистемной услуги и активов РФ сделаны на основании данных об объёме экосистемной регуляции стока (предоставленная услуга) и объёме экосистемного стока, использованного людьми (использованная услуга), полученных в результате проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016), и цены на воду 3,8 руб/м³.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод замещающих затрат и оценку по ущербу в случае деградации данной экосистемной услуги.

⁶⁶ <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/31755>; <https://icapcarbonaction.com/ru/>

Обеспечение качества воды наземными и водными экосистемами

Для оценки экосистемных услуг обеспечения качества воды наземными и водными экосистемами мы использовали метод замещающих затрат, то есть затраты на замещение экосистемной услуги техническими средствами. Обеспечение населения питьевой водой в ЖКХ включает этапы её очистки, которые в определённой мере можно рассматривать в качестве аналога данных экосистемных услуг. По данным Росстата потребительская цена на воду в ЖКХ составляет 20 руб/м³. Использование такой цены для предварительных оценок экосистемных услуг по очистке воды представляется допустимым, так как в отличие от стоимости самой воды в случае услуги регулирования объёма стока, сюда также должна входить стоимость технических систем по её очистке (трубы, фильтры, насосы и т. п.) и их обслуживания. Исходя из порядка цен на простейшие станции очистки воды (960 000–11 200 000) и их производительности (24–729 м³/сут)⁶⁷, получается, что при непрерывной работе станции в течение 10 лет даже без учёта её обслуживания и потребляемой энергии, цена очистки воды составляет от 4 до 10 руб/м³, а с учётом обслуживания и потреблённой энергии она составит десятки рублей за 1 м³.

Оценки двух экосистемных услуг по очистке воды наземными и водными экосистемами и соответствующих активов сделаны на основании данных о потенциальных (предоставленные услуги) и реальных объёмах очищенной воды (использованные услуги), полученных в результате проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги России..., 2016) и цены 20 руб/м³.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод замещающих затрат и оценку по ущербу в случае деградации данных экосистемных услуг.

Регулирование variability стока – снижение ущерба от наводнений

Для стоимостной оценки данной экосистемной услуги целесообразно применить метод компенсирующих затрат, необходимых для восстановления или замещения потерянного или повреждённого ресурса. Ежегодно в России происходят крупные наводнения, которые по площади охватываемых территорий и наносимому материальному ущербу превосходят остальные стихийные бедствия. Потенциальному затоплению подвержена территория страны общей площадью 400 тыс. км², ежегодно затопливается около 50 тыс. км². В условиях подтопления могут оказаться в разное время более 300 городов, десятки тысяч мелких населённых пунктов с суммарным населением более 4.6 млн человек, более 7 млн га сельскохозяйственных угодий. По данным Росгидромета, среднесреднеголетний ущерб от наводнений в России составляет около 43 млрд руб. (Второй оценочный..., 2014). Наиболее масштабные наводнения произошли в 2013 г. По окончательной оценке Правительства Российской Федерации, наводнение 2013 года, охватившее территорию Дальнего Востока, причинило прямой ущерб экономике страны на сумму 85–90 млрд руб., а также косвенный ущерб на 439 млрд руб. Общая сумма ущерба от наводнения 2013 года составляет 527 млрд руб. (Второй оценочный..., 2014). Предварительный ущерб от паводка в Иркутской области в июле 2019 составил 29 млрд рублей. Сведения МЧС России показывают значительные колебания ущерба от опасных гидрологических явлений по годам. Таким образом, оценка материального ущерба от опасных гидрологических явлений в диапазоне 2–50 млрд руб. в год представляется обоснованной.

На основании данных проекта TEEB-Russia 1 (Экосистемные услуги..., 2016) о величине экосистемной регуляции variability стока на территории субъектов РФ можно рассчитать среднюю для территории страны величину экосистемной регуляции variability стока, которая составляет 12 % от величины его суммарной variability. Следовательно, стоимость данной услуги можно оценить как 12 % от суммарного ущерба от наводнений. Если ориентироваться на данные Росгидромета о среднесреднеголетнем ущербе, то получаем около 5 млрд рублей в год.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать метод компенсирующих затрат. Однако, учитывая очень сильные межрегиональные различия, как в природных условиях, так и в экономическом развитии, оценки данной услуги целесообразно проводить отдельно для каждого региона.

⁶⁷ См., например: http://www.nano-plast.com/modulnye_stantsii_ochistki_vody

Предотвращение водной эрозии почв

Оценка услуги сделана по стоимости предотвращённого ущерба для сельского хозяйства для субъектов Европейской части РФ по данным об объёмах предотвращённой эрозии, полученным в ходе проекта ТЕЕВ-Russia 2 (см. раздел 4.1.5). Исходя из средних потерь урожая при разной степени эрозии (табл. 6.2.2.2.1) и стоимости продукции сельского хозяйства в субъектах РФ (база данных Росстата «Регионы России»), вычислен предотвращённый ущерб для субъектов РФ в пределах ЕТР, равный 328 млрд рублей в год.

Таблица 6.2.2.2.1. Средние потери урожая при разной степени эрозии (Балакай, 2013)

Степень эрозии	Величина среднегодового смыва почв	Потери урожая
незначительная	до 0,5 т/га	нет
слабая	0,5–1 т/га	15 %
средняя	1–5 т/га	50 %
сильная	5–10 т/га	80 %

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать именно этот метод, с уточнениями потерь урожая при разной степени эрозии для разных культур и посевных площадей разных культур в регионах.

6.2.2.3. Методы оценки рекреационных услуг

Для оценки стоимости рекреационных экосистемных услуг делались попытки применить различные подходы. В частности, рекреационные услуги ООПТ оценивались по затратам на содержание ООПТ и численности их посетителей. Расходы на отдых в санаториях, пригородных отелях, рассчитанные по средним потребительским ценам на отдельные виды услуг культуры и отдыха и численности отдыхающих, предлагались в качестве косвенной оценки ценности рекреации.

Один из возможных подходов – метод оценки транспортно-путевых затрат и готовности платить. Глобальное исследование Siikamäki et al. (2015) на основе мета-анализа данных из разных стран прогнозирует стоимостные оценки рекреации в расчёте на гектар лесного покрова в разбивке по странам. Ценность в денежном выражении рассчитана на 2013 год и корректируется с учётом инфляции для конкретных стран. В рекреационные функции помимо собственно рекреации включены охота и любительская рыбалка.

По данным настоящего проекта, в ходе оценки экосистемной услуги формирования природных условий для рекреации выходного дня на ЕТР было показано, что в пригородных зонах городов, доступных для этого вида рекреации, находится более 10 млн га лесонасаждений (4.1.7), которые с использованием данных Siikamäki et al. (2015) оказывают рекреационные услуги на 900 млн рублей в год. Следует учесть, что данная оценка сделана только для пригородных зон в пределах ЕТР. Учёт возможной рекреации на других типах природных и полуприродных экосистем может существенно изменить эти оценки. Так, кроме лесов, в пригородных зонах оказывается также около 14 млн га лугов, рекреационная ёмкость которых в два раза выше, чем у лесов (4.1.7).

Одним из наиболее адекватных подходов к оценке рекреационных услуг может быть оценка ущерба для здоровья людей, предотвращённого за счёт их рекреации на природе. Вышеупомянутая оценка показала, что в пригородных зонах на ЕТР в выходные дни могут отдохнуть 148 млн человек (4.1.7) и суммарная ценность благотворного влияния отдыха на природе на их здоровье может быть очень высока.

В дальнейшем для экономической оценки данной услуги целесообразно использовать методы оценки транспортно-путевых затрат, готовности платить и оценки предотвращённого ущерба для здоровья.

6.2.2.4. Стоимость экосистемных услуг разных категорий и в разных регионах

В данном разделе рассматриваются соотношения между экономическими оценками используемого объёма разных экосистемных услуг. Полученные результаты показывают, что суммарная стоимость всех оценённых продукционных и регулирующих экосистемных услуг в России составляет всего лишь 3,6 % по сравнению с ВВП РФ в 2018 г. (рис. 6.2.2.4.1).

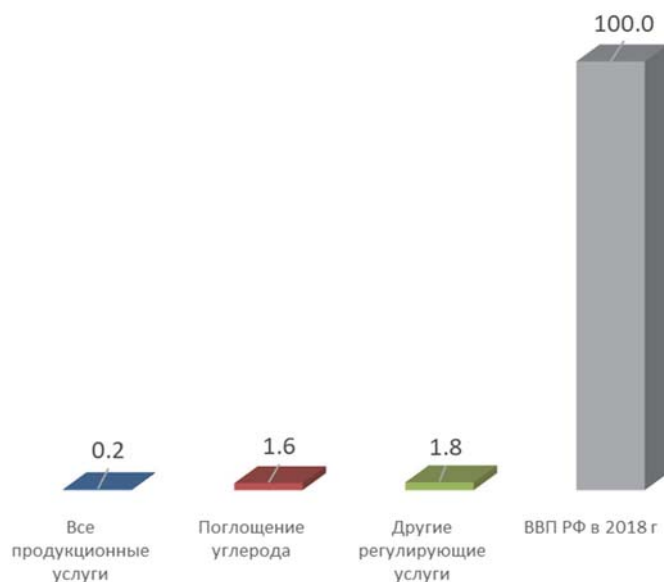


Рисунок 6.2.2.4.1. Стоимость используемых экосистемных услуг, выраженная в процентах к ВВП России, %

Однако по регионам России это соотношение очень сильно различается, и во многих регионах стоимость используемых в настоящее время экосистемных услуг превышает 10 % ВРП, достигая в Тыве 56 % ВРП (рис. 6.2.2.4.2). Следовательно, в этих регионах экосистемные услуги сегодня очень существенно влияют на общее благополучие населения и экономику. К таким регионам относятся прежде всего «лесные» регионы, а также республики Тыва, Алтай и Калмыкия, где относительно высока стоимость природных кормов для скота при небольшом ВРП. К регионам, где экосистемные услуги составляют незначительную долю ВРП, относятся прежде всего Еврейская АО, Магаданская область, Чукотка и Камчатка – из-за эмиссий углерода, которые дают отрицательные значения услуги регулирования углеродного цикла. Также к этой группе относятся нефтедобывающие регионы Западной Сибири и сельскохозяйственные регионы центра и юга ЕТР, поскольку их ВРП сегодня определяется либо добычей нефти и газа, либо трудом и ресурсами, вложенными в сельское хозяйство. Однако ситуация с сельскохозяйственными регионами может существенно измениться при другом подходе к оценке водорегулирующих экосистемных услуг, если учитывать ущерб от засухи.

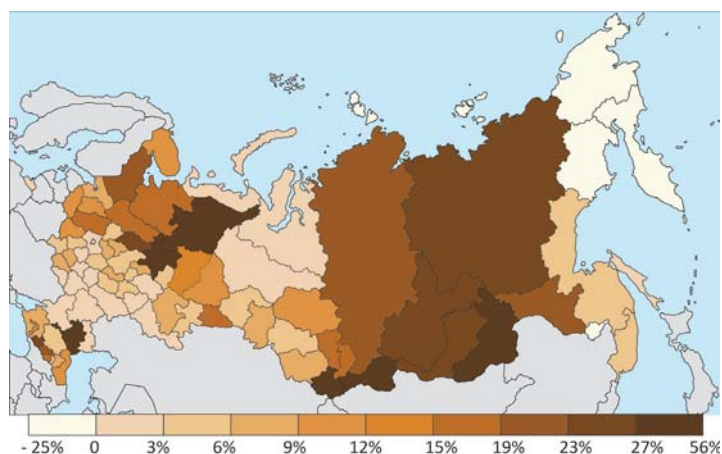


Рисунок 6.2.2.4.2. Стоимость используемых экосистемных услуг, выраженная в процентах к ВРП, %

Несмотря на то, что с формальных позиций СНС-СПЭУ сравнение стоимости экосистемных услуг с ВВП не вполне корректно (см. раздел 6.3), на данном этапе мы его использовали для демонстрации возможного масштаба экономической ценности экосистемных услуг по сравнению с показателями национальной и региональной экономики.

Выявленные сильные различия регионов по доле стоимости экосистемных услуг относительно ВРП показывают необходимость дифференциальных подходов к оценке услуг в регионах России с разными природными условиями, уровнем экономического развития и преобладанием в экономике тех или иных секторов.

В общей стоимости используемого объема оценённых продукционных и регулирующих услуг продукционные услуги составляют лишь 5,7 %. В стоимости регулирующих услуг почти половину составляет услуга регулирования потоков CO₂ (рис. 6.2.2.4.3).

В стоимости продукционных услуг половину составляет древесина и ещё 43 % – корм для скота на природных пастбищах, остальные биоресурсы составляют менее 8 % (рис. 6.2.2.4.4).

В стоимости регулирующих услуг, как сказано выше, почти половину (44 %) составляет услуга по регулированию потоков CO₂. Среди остальных «неуглеродных» регулирующих услуг наиболее велика доля очистки стока наземными экосистемами (65,5 %) и предотвращения водной эрозии почв (18,8 %) (рис. 6.2.2.4.5).

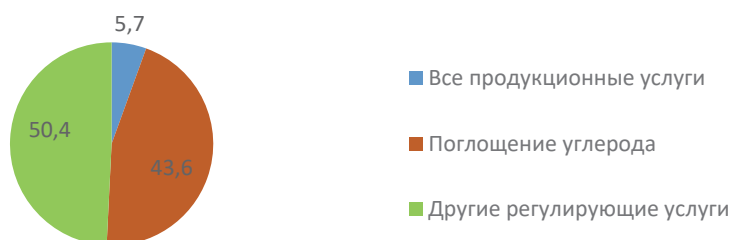


Рисунок 6.2.2.4.3. Соотношение стоимости продукционных услуг, услуги по регулированию потоков CO₂ и других регулирующих услуг, % от суммарной стоимости всех оценённых экосистемных услуг



Рисунок 6.2.2.4.4. Соотношение стоимости различных продукционных услуг, % от суммарной стоимости всех оценённых продукционных услуг

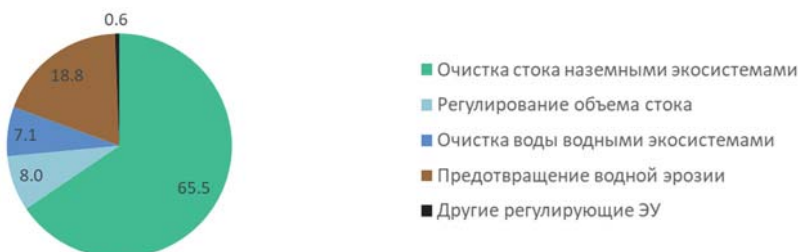


Рисунок 6.2.2.4.5. Соотношение стоимости различных регулирующих услуг, % от суммарной стоимости всех оценённых регулирующих услуг за исключением услуги регулирования потоков CO₂

Очевидно, что отмеченные выше соотношения сильно различаются по регионам. Выявление этих различий и их управленческая интерпретация могут быть предметом самостоятельного исследования. Уточнение методов оценки может изменить выявленные в данном исследовании соотношения.

6.2.3. Оценка экосистемных активов

6.2.3.1. Подходы к оценке экосистемных активов

В соответствии с идеологией системы национальных счетов (Система национальных..., 2012) и Центральной основы Системы природно-экономического учёта (Центральная основа..., 2017), одним из основных признаков «активов» является то, что они приносят выгоду собственникам (см. раздел 6.3). Если рассматривать экосистемные активы как экосистемы, которые предоставляют те или иные экосистемные услуги, то показателем, наиболее близко соответствующим этому условию, является используемый объём экосистемных услуг, оценки которого для ряда продукционных и регулирующих услуг представлены в разделе 6.2.2. Предварительные попытки оценки экосистемных активов можно было бы базировать только на этом показателе экосистемных услуг, однако на подготовительном этапе перед началом формирования экосистемного учёта в России представляется целесообразным для полноты картины проанализировать более широкий спектр подходов. Очевидно, что представленные в настоящем разделе подходы к оценке экосистемных активов во многом формально не соответствуют принципам СНС-СПЭУ. Тем не менее, их анализ на данном этапе может быть полезен для формирования методологии оценки экосистемных активов, которая в настоящее время только разрабатывается.

Если не ограничиваться формальными критериями СНС-СПЭУ, возможны два основных подхода к оценке экосистемных активов: а) по стоимости запасов биологических компонентов экосистем; б) по стоимости экосистемных услуг, предоставляемых данными активами в течение определённого периода времени. В последнем случае оценка может быть произведена как по используемому объёму услуг, так и по предоставленному (потенциальному) объёму услуг, который производится всеми экосистемами независимо от наличия пользователей этих услуг.

Оценка экосистемных активов по запасам биоресурсов и углерода

По показателю запасов целесообразно оценивать только продукционные услуги, но не регулирующие. В случае продукционных услуг используется часть самих биологических компонентов биосистем (их биомасса и мортмасса), поэтому вся имеющаяся на данный момент суммарная биомасса или численность биологических компонентов экосистем может рассматриваться как показатель данного экосистемного актива. Двойной учёт активов в этом случае обычно не возникает, так как каждый компонент (вид промысловых животных или растений, лесопромышленный вид деревьев) производит только один определённый вид продукции. Однако если один вид животных или растений производит одновременно два и более видов продукции (например, кедр – кедровые орехи и древесину, зайцы – шкурки и мясо, брусника – ягоды и листья), может возникать двойной учёт этих активов при подсчёте стоимости их услуг. Запасы характеризуют состояние биологических компонентов экосистем и не имеют временной размерности, однако они могут увеличиваться или уменьшаться с течением времени.

В случае регулирующих услуг человек получает пользу от функционирования экосистем, а не от потребления биомассы. То есть характеристикой для оценки регулирующих активов должны быть именно экосистемные функции и услуги, привязанные к показателям количества (площадь, численность) и качества активов (зависимость функционирования от показателей биологического разнообразия). Показатели экосистемных функций и услуг соответствуют их объёму (количеству) в единицу времени.

Исключением являются климаторегулирующие услуги по регулированию цикла углерода, которые включают два взаимосвязанных, но самостоятельно важных компонента: регулирование потоков CO₂ и хранение углерода, накопленного в экосистемах. Первый компонент может быть сопоставлен с другими экосистемными услугами и выражается в количестве поглощённого/выпущенного углерода в единицу времени. Второй компонент является запасом органического углерода, который экосистемы накопили за предыдущие столетия и даже тысячелетия, и выражается в количестве углерода, которое находится в экосистеме. Этот запас, так же, как и другие, может увеличиваться или уменьшаться со временем. Запас углерода – не менее важный, чем баланс углерода, показатель климаторегулирующих услуг экосистем. Он показывает потенциал экосистемы как к эмиссии, так и к поглощению углерода. Наиболее важны запасы углерода в торфяных экосистемах и в почвах, так как там они могут храниться и накапливаться веками и даже тысячелетиями.

Оценка экосистемных активов по объёму услуг за определённый период времени

В проекте TEEB-Russia большинство экосистемных услуг оценены по двум показателям – предоставленному и используемому объёмам (Экосистемные услуги России..., 2016; раздел 4 настоящего доклада).

Предоставленный экосистемами объём услуг соответствует потенциальной способности экосистем выполнять полезные для человека функции и удовлетворять его потребности не зависимо от наличия потребителей услуг. Он определяется природными факторами, площадью и состоянием экосистем. Для большинства экосистемных услуг (все производственные и ряд регулирующих, кроме услуг, пространственно связанных с сельским хозяйством и городами) предоставленный объём выполняется экосистемами на всей территории страны. Услуги, пространственно связанные с сельским хозяйством и городами, такие как предотвращение эрозии почв, очистка воздуха пригородными лесами и создание природных условий для рекреации горожан, работают не на всей территории страны, а лишь в зонах, прилегающих к сельхозугодьям и городам (см раздел 4.1.9), поэтому их предоставленный объём заведомо меньше, чем у других услуг.

Используемый объём соответствует пользе, которую люди получают от экосистемной услуги в данный период времени. Это либо часть экосистемной продукции, изъятая человеком (для производственных услуг), либо результат частичного использования потенциального объёма регулирующих услуг. Этот показатель определяется имеющимся на данной территории предоставленным объёмом услуг (сколько можно потребить) и социально-экономическими параметрами территории (наличием потребителей услуг и запросом на услуги).

Предоставленный (потенциальный) объём услуг в некоторых случаях мы считали равным использованному объёму услуг. Для четырёх экосистемных услуг (поглощение углерода, очистка воздуха пригородными лесами, предотвращение водной эрозии и снижение ущерба от наводнений) принято, что предоставленные (потенциальные) и использованные объёмы равны. Выделение использованного объёма для услуги поглощения углерода экосистемами методологически проблематично. В проекте TEEB-Russia 1 этот показатель оценивался как поглощение углерода только управляемыми лесами, в то время как предоставленный объём услуги соответствует поглощению углерода всеми наземными экосистемами. Было показано, что учёт этой услуги только в управляемых лесах ведёт к её существенной недооценке и даёт искажённое представление о её пространственном распределении по территории страны. В связи с этим на данном этапе было решено использовать только показатели поглощения углерода всеми наземными экосистемами, то есть не выделять отдельно использованный объём услуги и считать, что он равен предоставленному объёму. Для очистки воздуха пригородными лесами предоставленный объём равен использованному, так как во всех регионах эта услуга используется полностью (и даже недостаточна). Для экосистемной услуги предотвращения водной эрозии также принято допущение, что предоставленный объём равен использованному, учитывая локальный (точечный) масштаб действия этой услуги и её тесную привязку к сельскохозяйственным угодьям (см. раздел 4.1.9). Предварительная оценка стоимости услуги регулирования variability стока по предотвращённому ущербу от наводнений также использовалась и для предоставленного и использованного объёма услуги, поскольку более детальные оценки этой услуги пока не сделаны.

Таким образом, возможны две основные группы подходов к оценке экосистемных активов: а) подход, комбинирующий оценки запасов производственных экосистемных активов и углерода с оценками регулирующих экосистемных услуг за определённый период времени; б) подход, комбинирующий различные оценки экосистемных услуг за определённый период времени.

Далее проанализированы 4 подхода к экономической оценке экосистемных активов:

1) по запасам и предоставленному (потенциальному) объёму услуг за 10 и 30 лет:

– экосистемные активы, предоставляющие производственные услуги (биоресурсы) оценены по их биологическим запасам в природе: запасу древесины на корню, биологическим запасам грибов и ягод, фитомассе растений на природных пастбищах (на данном этапе оценки этот показатель принят равным ежегодной продуктивности природных пастбищ, что верно для однолетних растений, но должен быть скорректирован для многолетних), численности популяций охотничьих видов копытных;

– экосистемные активы, предоставляющие услуги по регулированию цикла углерода, оценены по запасам углерода в экосистемах;

– экосистемные активы, предоставляющие другие регулирующие услуги, оценены по предоставленному (потенциальному) объёму услуг за 10 и 30 лет.

2) по предоставленному (потенциальному) объёму услуг за 10 лет: все активы оценены по стоимости предоставляемого (потенциального) объёма их услуг;

3) по предоставленному (потенциальному) и использованному объёмам услуг за 10 лет:

– экосистемные активы, предоставляющие продукционные услуги (биоресурсы) и услуги по регулированию цикла углерода, оценены по стоимости предоставленного (потенциального) объёма их услуг за 10 лет;

– экосистемные активы, предоставляющие другие регулирующие услуги, оценены по объёму использованных услуг за 10 лет;

4) по использованному объёму всех услуг за 10 и 30 лет.

Отдельным вопросом является оценка биологического разнообразия. Некоторые классификации экосистемных услуг включают такие услуги, как сохранение биологического разнообразия, сохранение местообитаний, поддержание путей миграции и т. п. Однако, по сути, биологическое разнообразие является не экосистемной услугой, а структурной биологической основой, которая обеспечивает выполнение услуг (раздел 6.1.3.1). Классификация экосистемных услуг, принятая в Прототипе национального доклада об экосистемных услугах России, не включает биологические структуры и их поддержание в число экосистемных услуг (Экосистемные услуги..., 2016). Таким образом, мы рассматриваем биологическое разнообразие как показатель качества экосистемных активов, что соответствует концепции экспериментального экосистемного учёта (System..., 2014). Подходы к определению ценности биологического разнообразия как характеристики качества экосистемных активов, в первую очередь, должны учитывать его значение как структурной основы функционирования экосистем и выполнения продукционных и регулирующих экосистемных услуг. Что касается информационных и рекреационных экосистемных услуг (научное, познавательное, эстетическое и этическое значение экосистем), то в этом случае биологическое разнообразие непосредственно влияет на объём услуг и в этих случаях этот компонент его ценности включается в оценку услуг.

Для оценки редких и исчезающих видов нужны специальные подходы. Они не могут быть оценены теми же способами, что биологические ресурсы, так как их эксплуатация запрещена. Оценка редких видов только как функциональных компонентов экосистем, обеспечивающих выполнение экосистемных услуг, также недостаточна, учитывая необходимость приоритетного внимания к задаче их сохранения. Часто предлагаемый в их отношении подход оценки стоимости восстановления их популяций также страдает рядом принципиальных недостатков, так как восстановление всех редких или исчезающих видов не может быть полностью гарантировано. Восстановление исчезнувшей популяции может быть трудно выполнимым, а зачастую просто невозможным не только по экономическим, но и биологическим причинам.

Кроме перечисленных выше аспектов ценности биоразнообразия, обсуждаются также категории его ценности (стоимость существования, стоимость наследия, сущностная (имманентная) ценность и т. п.), связанные с желанием людей сохранить биоразнообразие как неотъемлемую черту живой природы для будущих поколений.

В проектах TEEB-Russia 1 и 2 вопросы экономической оценки биологического разнообразия не рассматривались. Эта задача должна быть включена в следующие этапы подготовки к развитию экосистемного учёта в России.

6.2.3.2. Суммарная стоимость экосистемных активов при разных подходах к их оценке

Полученные результаты показывают, что выбор подхода к оценке экосистемных активов сильно влияет как на их суммарные оценки, так и на соотношение оценок активов, предоставляющих разные услуги. На рис. 6.2.3.2.1 представлено сопоставление оценок экосистемных активов, сделанных разными методами, со стоимостью основного капитала в российской экономике (350 038 577 млн руб. по текущей рыночной стоимости на конец 2017 г., по данным Росстата⁶⁸).

⁶⁸ http://old.gks.ru/wps/wcm/connect/rosstat_main/rosstat/ru/statistics/accounts/#



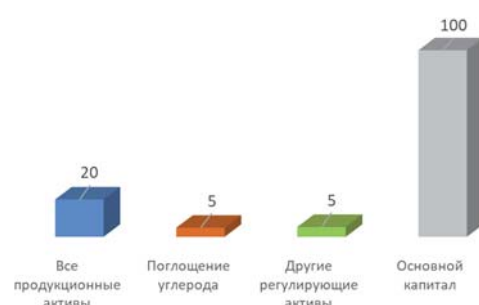
1 а) Оценка по запасам и предоставленному объёму услуг за 10 лет



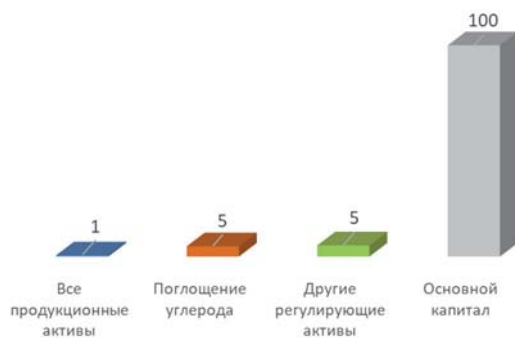
1 б) Оценка по запасам и предоставленному объёму услуг за 30 лет



2) Оценка по предоставленному объёму услуг за 10 лет



3) Оценка по предоставленному и использованному объёмам услуг за 10 лет



4 а) Оценка по использованному объёму всех услуг за 10 лет



4 б) Оценка по использованному объёму всех услуг за 30 лет

Рисунок 6.2.3.2.1. Стоимость экосистемных активов, обеспечивающих основные группы экосистемных услуг, выраженная в процентах к стоимости основного капитала в экономике, при разных подходах к оценке

Несмотря на то, что с формальных позиций СНС-СПЭУ сравнение стоимости экосистемных активов со стоимостью основного капитала РФ и основных региональных фондов (см. далее раздел 6.2.3.3) может быть не вполне корректным (см. раздел 6.3), на данном этапе мы его использовали для демонстрации различий в оценках при разных подходах, а также для демонстрации региональных различий (раздел 6.2.3.3).

Оценки стоимости экосистемных активов в одних случаях превышают основные фонды, а в других – нет (рис. 6.2.3.2.1). Оценки суммарной стоимости экосистемных активов, сделанные на основе запасов и предоставленных объёмов услуг для 10 и 30 лет (варианты 1а и 1б), соответственно, в 7 и 12,5 раз превышает основные фонды из-за больших объёмов углерода, хранящегося в экосистемах. Оценки регулирующих активов, сделанные по предоставленному объёму соответствующих услуг, также превышают основные фонды в экономике. Причём при расчёте на 30 лет, стоимость регулирующих активов более чем в два раза превышает также и стоимость запасов углерода (вариант 1б). Увеличение временного периода для оценки регулирующих активов ещё сильнее увеличит их стоимость.

Оценка стоимости экосистемных активов, сделанная по предоставленному объёму их услуг за 10 лет (вариант 2), превышает основные фонды в 3,2 раза – за счёт большого предоставленного объёма регулирующих услуг. Оценки производственных активов по предоставленному объёму их услуг за 10 лет немного превышают их оценки по запасам (ср. варианты 1 и 2), однако, как будет показано ниже, соотношение ценности разных производственных услуг при этом сильно меняется. Оценка углеродных активов по объёму услуги регулирования потоков CO₂ за 10 лет почти в 50 раз меньше оценки углеродных запасов, во много раз меньше стоимости других регулирующих активов и даже меньше стоимости производственных услуг.

При комбинировании оценок производственных и углеродных активов по предоставленному объёму услуг и оценок других регулирующих активов по объёму использованных услуг (вариант 3), наиболее ценными оказываются производственные активы. При 10-летнем периоде оценки суммарная ценность экосистемных активов меньше основных фондов, но при 30-летнем периоде она будет превышать их.

При оценке всех активов по объёму использованных услуг их суммарная ценность не превышает основных фондов в экономике как для 10-летнего, так и для 30-летнего периода (варианты 4а и 4б), составляя 19 и 58 % по сравнению со стоимостью основных фондов. При этом соотношение стоимости разных активов такое же, как при оценке использованных услуг (рис. 6.2.2.4.3): половину всех активов стоимости дают регулирующие активы, ещё почти половину – углерод, и менее 6 % составляет стоимость производственных активов.

6.2.3.3. Соотношение стоимости экосистемных активов и основных фондов в экономике в регионах России

Соотношения суммарной стоимости экосистемных активов и региональных основных фондов в экономике существенно различаются в разных регионах РФ. Характер изменения этих соотношений по регионам страны в целом сходен при оценке активов по запасам и предоставленному объёму услуг за 10 лет (вариант 1а) и при оценке по предоставленному объёму всех услуг (вариант 2) (рис. 6.2.3.3.1а, б). В обоих случаях отношение суммарной стоимости экосистемных активов к основным фондам закономерно увеличивается от центральных и южных регионов Европейской части страны к Сибири и северной части Дальнего Востока. При этом из-за существенных различий в суммарной стоимости экосистемных активов в первом случае лишь у двух регионов экосистемные активы оказались меньше основных фондов (Московская и Астраханская области), а во втором случае – почти во всех регионах в центре и на юге Европейской части (за исключением Калмыкии и северо-кавказских республик) основные фонды в экономике превышают стоимость экосистемных активов.

Однако картина распределения соотношений между экосистемными активами и основными фондами радикально отличается при оценке экосистемных активов по использованному объёму услуг (рис. 6.2.3.3.2). Во-первых, в подавляющем большинстве регионов экосистемные активы меньше основных фондов. Наименьшие экосистемные активы (по сравнению с основными фондами) характерны не только для сельскохозяйственных регионов юга Европейской части страны, но и для западносибирских нефтегазовых регионов и юга Дальнего Востока. Более того, регионы на севере Дальнего Востока и Еврейская АО имеют отрицательные величины оценки экосистемных активов из-за экосистемных эмиссий углерода и больших отрицательных величин экосистемной услуги по регулированию баланса CO₂. Стоимость экосистемных активов составляет более 50 % стоимости основных фондов в лесных европейских и сибирских регионах. Только в трёх регионах (Иркутская область, республики Алтай и Тыва) стоимость экосистемных активов превышает стоимость основных фондов.

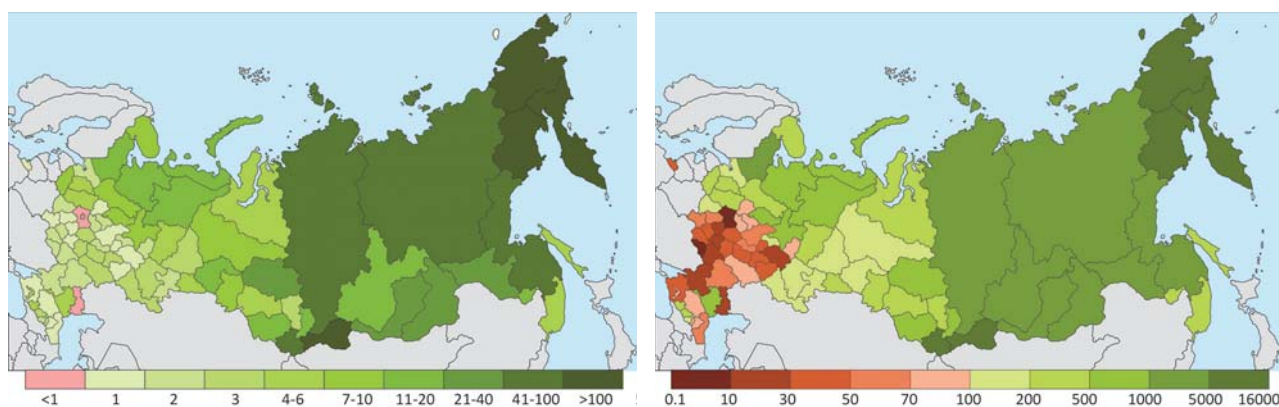


Рисунок 6.2.3.3.1. Соотношение стоимости экосистемных активов и региональных основных фондов в экономике: а) при оценке по запасам продукционных и углеродных активов и предоставленному объёму регулирующих услуг за 10 лет: во сколько раз суммарная стоимость экосистемных активов превышает региональные основные фонды; б) при оценке по предоставленному объёму всех услуг за 10 лет: суммарная стоимость экосистемных активов, выраженная в процентах от стоимости региональных основных фондов

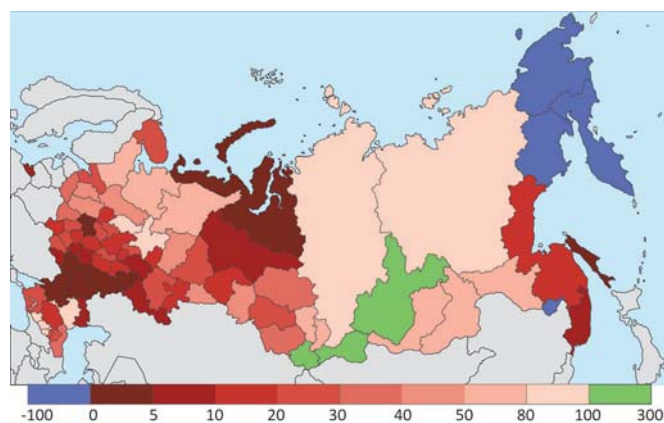
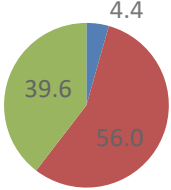
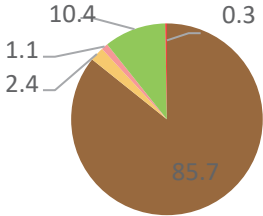
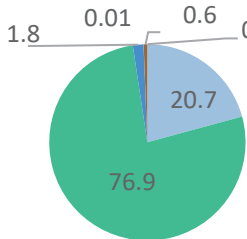
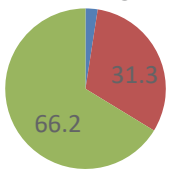
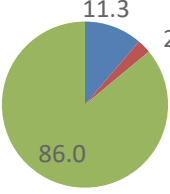
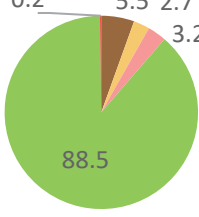
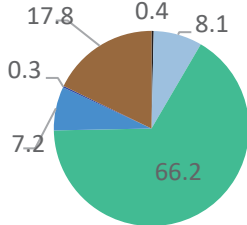
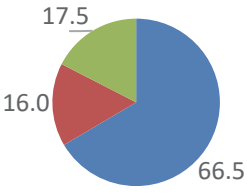
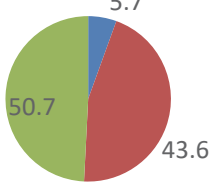
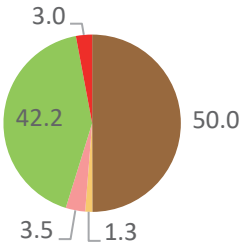
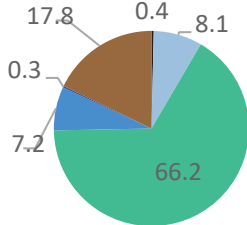


Рисунок 6.2.3.3.2. Стоимость экосистемных активов, выраженная в % к стоимости региональных основных фондов при оценке по используемому объёму всех услуг за 10 лет

6.2.3.4. Соотношение стоимости разных групп экосистемных активов при их оценке разными способами

В таблице 6.2.3.4.1 показано соотношение стоимости разных экосистемных активов при проанализированных нами способах их оценки. Соотношения основных групп экосистемных активов – продукционных, углеродных и других регулирующих – были частично проанализированы выше, однако вторая колонка таблицы показывает их более чётко.

Таблица 6.2.3.4.1. Соотношение стоимости различных экосистемных активов при разных подходах к их оценке (на круговых диаграммах указана доля (%) стоимости экосистемных активов или их групп от суммарной ценности активов в каждом случае)

Метод оценки	Все активы	Производственные активы	Регулирующие активы
	Все продукц. услуги Регулир. цикла углерода Другие регулир. услуги	Производство древесины Недревесная прод. (грибы) Недревесная прод. (ягоды) Прод. природных пастбищ Охотничья прод. (копытные)	Очистка воздуха Обеспечение объема стока Очистка стока наземными экос-ми Очистка воды водными экос-ми Снижение ущерба от наводнений Предотвращение водной эрозии
1а. Запасы и потенциальный объем за 10 лет			
1б. Запасы и потенциальный объем за 30 лет			
2. Потенциальный объем за 10 лет			
3. Потенциальный и использованный объемы за 10 лет			
4. Использованный объем за 10 лет			

Углеродные активы имеют наибольшую или существенную долю в суммарной ценности активов при оценке по запасам биоресурсов и углерода и предоставленному объёму регулирующих услуг (варианты 1а и 1б), а также при оценке по использованному объёму услуг (вариант 4). Их доля максимальна (56 %) при оценке по запасам углерода, что объясняется большим объёмом его запасов в экосистемах. Однако при увеличении срока учёта предоставленного объёма других регулирующих услуг до 30 лет (вариант 1б) углеродные активы уступают ценности других регулирующих активов. При оценке по использованному объёму услуг большая доля ценности углерода объясняется относительно малыми используемыми объёмами других услуг, по сравнению с услугой регулирования углеродного цикла, для которой используемый и предоставленный объёмы приняты равными и включают услуги экосистем на всей территории страны. Наименьшую долю (2,7 и 16 %) в суммарной ценности активов углерод составляет, когда другие услуги оцениваются по предоставленному объёму, учитывая все экосистемы страны (варианты 2 и 3). В этих случаях ценность углеродных активов уступает даже продукционным активам.

Ценность регулирующих активов (кроме углеродных) в большинстве случаев составляет существенную долю от суммарной ценности всех активов, которая доходит до 86 % при оценке по предоставленным объёмам услуг (вариант 2). Меньше половины суммарной ценности они составляют в двух случаях: 40 % – при комбинации стоимости 10-летнего предоставленного объёма услуг со стоимостью запасов углерода (вариант 1а) и 17 % – когда регулирующие активы оцениваются по используемому объёму, а все другие активы (продукционные и углеродные) – по предоставленному объёму (вариант 3).

Внутри группы регулирующих активов имеется два варианта соотношения стоимостей активов: при оценке по предоставленному объёму услуг (варианты 1 и 2) и при оценке по использованному объёму (варианты 3 и 4). В первом случае практически вся ценность регулирующих активов определяется ценностью обеспечения качества и объёма стока (77 и 21 %) наземными экосистемами. Во втором случае также преобладает ценность услуги очистки стока, но на второе место выходит предотвращение эрозии почв (18 %). Такие различия между оценками активов по предоставленному и используемому объёмам объясняются очень большими потенциальными объёмами услуг по регуляции и очистке стока, когда учитываются услуги экосистем на всей территории страны. Доля стоимости предотвращения эрозии существенна при оценке по используемым объёмам, но становится мала при оценке по предоставленным объёмам, так как эта услуга выполняется только экосистемами, прилежащими к сельскохозяйственным угодьям. Услуга по очистке воздуха в общей стоимости регулирующих активов составляет ничтожную долю, так как она выполняется только пригородными лесами. Но, несмотря на это, локальная ценность этих услуг очень высока. Ценность экосистемных активов, предоставляющих услуги, действующие локально и пространственно привязанные к сельхозугодьям и городам, необходимо оценивать на локальном и региональном уровнях.

Продукционные активы составили большую часть суммарной ценности активов (67 %) только в случае их оценки по предоставленному объёму (то есть для территории всей страны), в то время как регулирующие активы оценивались по используемому объёму (вариант 3). Заметную долю (11 %) продукционные активы составляют при оценке всех активов по предоставленным объёмам (вариант 2). При других вариантах оценки их доля незначительна.

Внутри группы продукционных активов возникают три варианта соотношения их стоимости: при оценках по запасам, по предоставленному объёму услуг и по используемому объёму. При оценке по запасам (вариант 1) основную часть суммарной стоимости (86 %) составляет древесина, поскольку в наземных экосистемах её масса многократно превышает биомассу других биологических компонентов. При этом стоимость природных кормов составляет 10 % суммарной стоимости активов. Однако при оценке по предоставленному объёму (варианты 2 и 3) соотношение стоимостей зеркально изменяется – стоимость природных кормов составляет 88 %, а стоимость древесины – всего 5,6 %. Это объясняется семикратным различием в степени использования запасов древесины (0,2 % ежегодно) и природных кормов (1,4 % ежегодно) (Экосистемные услуги..., 2016). Причины этого имеют не только экономический, но и биологический характер, так как продуктивность травянистых растений на единицу их биомассы существенно выше, чем аналогичный показатель у древесных растений. При оценке по используемым объёмам (вариант 4) суммарная стоимость продукционных активов делится примерно пополам между древесиной (50 %) и природными кормами (42 %).

6.3. Экосистемный учёт и система национальных счетов

6.3.1. Экосистемный учёт как часть СНС-СПЭУ

Одним из узловых вопросов экосистемного учёта является макростатистические оценки экосистемных активов и экосистемных услуг, как в естественнонаучных (натуральных, физических), так и в стоимостных (т. е. денежных) показателях. При этом расчёты стоимостного характера должны осуществляться на основе: а) вышеназванных естественнонаучных параметров и индикаторов; б) упорядоченных, методологически непротиворечивых и, самое главное, унифицированных построений, связанных с общей системой макростатистических показателей, отражающей главные хозяйственные пропорции, запасы и потоки различных активов, а также производство, потоки, потребление и накопление товаров и услуг в экономике страны и т. п.

В качестве макростатистической модели, отражающей главные макроэкономические характеристики, в настоящее время практически повсеместно признаётся *система национальных счетов* (СНС). Именно на её постулатах международное сообщество согласовало базисные основы отражения различных видов природных ресурсов и природопользования, включая макроучёт негативного воздействия на окружающую природную среду, а также охраны и восстановления этой среды. СНС представляет собой современную, строго упорядоченную систему статистических сведений, используемую практически всеми странами мира для описания, анализа, развития и регулирования рыночной экономики на макроуровне. Иначе говоря, показатели, группировки, классификации и иные инструменты этой системы отражают в целом структуру указанной экономики, её институты и механизмы функционирования применительно к каждой стране. В СНС используются некоторые основополагающие положения и приёмы бухгалтерского учёта, в частности, принцип двойной записи операций. Цели СНС в определённой степени также адекватны целям бухгалтерского учёта, прежде всего в части обеспечения информацией процесса выработки и принятия управленческих решений. Основные различия состоят прежде всего в том, что в классическом бухгалтерском учёте информация используется для принятия решений на уровне отдельных предприятий (компаний), а в СНС – в качестве основы принятия государственных и корпоративных решений по экономике в целом, то есть на макроуровне, по совокупности экономических единиц в виде различных предприятий, организаций, учреждений и домашних хозяйств. В известном смысле СНС – это своего рода бухгалтерский учёт для отражения всех элементов хозяйственной деятельности какой-либо страны. Характерно, что соответствующие статистические характеристики в СНС даются с использованием целевых таблиц, использующих принципы балансовых построений и называемых *счётами*.

Рассматриваемая система оперирует ограниченным набором взаимосвязанных макроиндикаторов-агрегатов, в частности, валовым выпуском, показателями промежуточного потребления, валовой добавленной стоимостью, валовым внутренним продуктом, валовой прибылью и валовым смешанным доходом, валовым национальным доходом, валовым располагаемым национальным доходом, конечным потреблением, валовыми сбережениями/валовыми накоплениями, инвестициями и некоторыми другими аналогичными макропоказателями. При этом одними из ключевых категорий СНС являются также такие макроагрегаты как экономические активы и национальное богатство.

Общей теоретической основой построения СНС являются положения экономической теории, касающиеся отражения предпосылок, хода и результатов экономической деятельности. Экономическая теория даёт определение таких ключевых понятий, как экономическая потребность, экономическое благо, экономическая деятельность, спрос и предложение, стоимость и цена, факторы производства и соответствующие затраты, результаты экономической деятельности и т. п. От общей идеологии данной теории во многом зависит методология расчёта и анализа обобщающих экономических показателей-агрегатов и, следовательно, система решений, принимаемых государством в этой области.

Под экономической деятельностью в СНС понимается целесообразная деятельность *человека*, направленная на удовлетворение его естественных, материальных и духовных потребностей. Результатом этой деятельности являются материальные блага и услуги, которые обладают определённой экономической полезностью, т. е. способностью материальных благ и услуг удовлетворять потребности общества.

Взаимосвязи СНС с конкретными элементами функционирования природно-ресурсного и природоохранного/природосберегающего комплекса в настоящее время представлены в первую очередь

в составе методологических положений системы национальных счетов в версии 2008 г., которые имеют статус международного стандарта (Система национальных..., 2012, далее – СНС-2008). Более подробно соответствующие аспекты изложены в прилагаемом к СНС-2008 документе «Система природно-экономического учёта (СПЭУ)» в версии её Центральной основы от 2012 г., которая также получила ранг международного стандарта (Центральная основа..., 2017, далее – ЦО СПЭУ-2012), и, кроме того, во вспомогательных к ЦО СПЭУ-2012 международных рекомендациях «Экспериментальный экосистемный учёт» в версии 2014 г. (System of Environmental Economic..., 2014, далее – ЭЭУ-2014). Теоретико-методологические разработки в области экосистемного учёта в ведущих международных организациях продолжают и в настоящее время (см., например, Technical Recommendations..., 2019).

ЭЭУ-2014 представляет собой модификацию и развитие Центральной основы СПЭУ-2012 применительно к экосистемам, аналогично тому как ЦО СПЭУ-2012 является модифицированным вариантом СНС-2008 применительно к природным ресурсам, природопользованию и охране окружающей природной среды. Сущность, структура и используемые инструменты (конкретные счета и т. п.) ЭЭУ базируются на общих элементах СПЭУ, которая, в свою очередь, основана на общих принципах и постулатах СНС. Поэтому отражение экосистемных активов, экосистемных услуг и всего комплекса операций в рамках ЭЭУ требует обязательного соблюдения главных принципов СНС-СПЭУ. Нарушение этого требования и/или эклектическое смешивание основ СНС с другими принципами и инструментами анализа скорее всего приведёт к разному пониманию структуры и содержания используемых макропоказателей, к путанице в применяемых категориях и терминах, а самое главное – к сущностной и методологической неопределённости итоговых данных, получаемых путём прямых расчётов и/или косвенных оценок. В результате, скорее всего, станет практически нереализуемой стыковка природно-ресурсного блока и его экосистемных характеристик с макростатистическими показателями-агрегатами, отражающими ход и результаты общеэкономической деятельности в стране.

Следует отметить, что возможно формирование некоей системы экосистемного учёта и вне рамок и постулатов национального счетоводства и Системы природно-экономического учёта. Но в этом случае необходимо чётко определить содержание соответствующих терминов и категорий, которыми предполагается оперировать, и признать невозможной увязку полученных экосистемных показателей с агрегатами СНС-СПЭУ.

В ЦО СПЭУ-2012 подчёркивается, что положения этого документа, как и другие международные статистические стандарты, будут вводиться постепенно, с учётом требований и возможностей национальных природно-ресурсных/природоохранных органов, статистических служб и иных заинтересованных ведомств. Для обеспечения такого подхода рассматриваемая Центральная основа предусматривает гибкий и модульный подход к её внедрению, который в принципе может обеспечить соответствие между, с одной стороны, конкретными управленческими требованиями, а с другой стороны, наличием уже в настоящее время и/или реальными возможностями получения в близкой перспективе необходимых данных (Центральная основа..., 2012, с. viii и др.). Но в целом это внедрение носит практически безальтернативный характер. Отказ от него равнозначен отказу от согласованного на международном уровне развития СНС-СПЭУ-ЭЭУ со всеми вытекающими отсюда международными, межгосударственными и национальными негативными последствиями.

Следует иметь в виду, что по мере последовательного рассмотрения конкретных аспектов СНС-СПЭУ-ЭЭУ у отечественных специалистов могут возникнуть принципиальные замечания, связанные с невозможностью и/или нецелесообразностью внедрения тех или иных предлагаемых международными организациями элементов природно-экономического и экосистемного учёта в конкретную практику работы. Однако подобные возражения потребуют доказательных и убедительных доводов на базе всё тех же СНС-2008, ЦО СПЭУ-2012 и ЭЭУ-2014. Это является дополнительным аргументом необходимости ускоренного и тщательного изучения всей совокупности указанных документов.

Из всего вышеизложенного следует, что использованные ранее принципы расчётов, конкретные алгоритмы и методики оценок, так же как полученные числовые данные, должны быть обязательно проверены на их соответствие, с одной стороны, общим принципам национального счетоводства в целом, а с другой стороны, положениям СНС-СПЭУ-ЭЭУ. Только после такой проверки и корректировки данных целесообразно оперировать полученными результатами расчётов и оценок, проводить анализ и различные сопоставления, в том числе международного характера. Поскольку методология расчётов и оценок

пока не получила всеобщий унифицированно-стандартный характер и перманентно уточняется, корректируется и дополняется, то используемые на национальном уровне России приёмы и способы расчётов в перспективе могут измениться после принятия соответствующих международных стандартов.

Необходимость проверки и корректировки касается также понятийно-терминологического аппарата экосистемного учёта, который пока не только не приобрёл унитарного характера на межгосударственном уровне, но и порой расходится в используемых понятиях и их определениях (дефинициях) даже среди отечественных специалистов, т. е. подлежит в дальнейшем сверке и стандартизации.

6.3.2. Основные особенности отражения экосистемных услуг и сопряжённых макростатистических характеристик ЭЭУ с общих позиций СНС-СПЭУ

Оценка величины экосистемных услуг (бенефиций, выгод, доходов, преимуществ и др.), а также сопряжённых с ними макропоказателей представляет собой сложную и комплексную задачу. Многие экосистемные услуги, в частности, такие ключевые регулирующие услуги, как регуляция количества и качества стока, стабилизация стока наземными экосистемами, очистка воды в природных водоёмах, предотвращение эрозии, не являются предметами рыночного оборота. В этой связи, должны быть оценены не только физические параметры соответствующих макроагрегатов, но и реализованы рыночные и нерыночные методы определения их ценовых (стоимостных) параметров.

Круг экосистемных услуг, получаемые от них блага (бенефиции и т. д.), а также вопросы деградации тех или иных экосистемных активов и связанного с этим сокращения экосистемных услуг в СНС-2008 и Центральной основе СПЭУ-2012 подробно не рассматриваются. Указанный анализ в достаточно общем виде имеется в документе «Экспериментальный экосистемный учёт» (System..., 2014).

Использование понятия экосистемных услуг, т. е. услуг, «производимых» экосистемами, является достаточно необычным для макроэкономической статистики в России. В соответствии с основополагающими принципами национального счетоводства, услугами считаются результаты *человеческой деятельности*, удовлетворяющие личные и общественные потребности, но не воплощённые в конкретных продуктах. Иначе говоря, услуги – суть результаты взаимодействия двух или более равноправных экономических субъектов, осуществляемого на рыночной или нерыночной основе. Понимание экосистемных услуг в рамках ЭЭУ иное: предоставление/оказание определённого набора «услуг» человеку, человеческому сообществу со стороны окружающей природной среды как таковой и/или её отдельных элементов и субэлементов. Данные «услуги» могут выражаться в конкретных продуктах естественного происхождения, обеспечении приемлемого качества окружающей среды и нематериальных эстетических, духовных и познавательных аспектах. Поскольку экосистемные услуги это результат природных экологических процессов, а не итог производственной деятельности человека, для многих специалистов в области СНС данный подход представляется недостаточно обоснованным и требующим пересмотра ряда базовых постулатов не только макростатистической, но и общеэкономической теории. В этой связи одной из важнейших задач по подготовке к внедрению экосистемного учёта является определённая модификация приведённых общеэкономических воззрений, в том числе существенная корректировка категории «экономическая деятельность» и уточнение сущности сопряжённых понятий и терминов.

В настоящее время понятийно-терминологический аппарат экосистемного учёта находится в стадии перманентного развития, доработки и уточнения. Существует множество разночтений, несовпадающих трактовок и словесных модификаций. Более того, в целом ряде документов, подготовленных в последние годы различными международными органами, применяются неунифицированные дефиниции, с различной степенью привязки к терминологии СНС-2008 и Центральной основы СПЭУ-2012. Положение усугубляется неоднозначностью перевода многих терминов и категорий, присутствующих в зарубежных публикациях, на русский язык, а также не всегда адекватными переводами, сделанными в системе ООН и иных международных структурах. Все эти недостатки должны быть постепенно устранены, в том числе в материалах, подготавливаемых в нашей стране.

Если исходить из того, что корректные стоимостные оценки экосистемных услуг на основе главных постулатов и общих агрегатов СНС в принципе возможны, то общая логика формирования счетов экосистемных услуг будет достаточно близкой типовым счетам, отражающим объёмы выпуска, распределения, потребления и сбережения обычной продукции в виде широкого спектра товаров и услуг, а также экономических активов с их изменениями.

В этой связи в рамках СНС-2008 – ЦО СПЭУ-2012 и особенно в ЭЭУ-2014 предлагается разделить все учитываемые экосистемные услуги и связанные с ними макроагрегаты на две группы. В первой группе соответствующее отражение происходит на основе типовых требований и в стандартных рамках национальных счетов, прежде всего, на основе рыночных характеристик рассматриваемых услуг. Во второй группе отражение происходит также в рамках типовых требований и состава стандартных счетов СНС, однако учёту подлежат в основном операции-транзакты, не отражаемые в типовом национальном счетоводстве (выходящие за его рамки).

Самым главным и сложным в этом плане является то, что применительно к экосистемным услугам стоит задача оценить отнюдь не только их некую гипотетическую «стоимость». Необходимо совершенно по-новому рассчитывать такие основополагающие показатели в типовой терминологии национальных счетов как валовый выпуск (общая стоимость полученных/произведённых экосистемных услуг за какой-либо период времени), валовую добавленную стоимость (валовый выпуск минус промежуточное потребление, т. е. материальные затраты, в качестве устранения повторного счёта), валовой внутренний продукт (валовая добавленная стоимость плюс чистые налоги на продукты), валовое накопление (как часть конечного использования ВВП) и целый ряд иных основополагающих макропоказателей-агрегатов СНС. Конкретные методы такого рода оценок пока остаются во многом неразработанными.

В ЭЭУ-2014 г. признается также необходимость учёта и статистического отражения экосистемных антиуслуг, которые зачастую тесно переплетаются с услугами позитивного характера. Примерами антиуслуг могут быть ущерб от насекомых, которые также могут выполнять функции опылителей растений; ущерб, наносимый садово-ягодным плодам птицами, которые одновременно уничтожают насекомых-вредителей и т. д. Однако сколько-нибудь чёткого алгоритма отражения такого рода антиуслуг в ЭЭУ-2014 не приводится.

6.3.3. Основные особенности отражения природных и экосистемных активов в СНС-СПЭУ-ЭЭУ

6.3.3.1. Основные характеристики категории «активы» в СНС-СПЭУ-ЭЭУ

В СНС *активы* определяют как объекты, отвечающие следующим критериям.

1) Объекты должны находиться в собственности какой-либо экономической единицы или совокупности экономических единиц (в том числе в собственности органов государственного управления).

2) Объекты должны иметь определённые ограничительные критерии по своей величине и масштабам распространения. В частности, как в СНС-2008, так и в Центральной основе СПЭУ-2012 отмечается, что из состава природных активов исключаются, например, морская/океаническая вода и атмосферный воздух не только из-за невозможности сколько-нибудь точно определить их собственника, но и из-а того, что их ресурсы (запасы, stocks) являются слишком большими, чтобы быть сколько-нибудь значимыми для конкретных аналитико-статистических целей (Центральная основа..., 2017, с. 29; Система национальных счетов, 2008, с. 8 и др.). В СНС-2008 и в Центральной основе СПЭУ-2012 не даётся чётких указаний по допустимости или недопустимости рассмотрения ряда природных факторов – в частности, солнечного света или ветра (энергии ветра) – в качестве природных активов. Судя по вышеприведённым критериям, такое рассмотрение считается некорректным.

3) Объекты должны приносить экономические выгоды собственнику или собственникам благодаря владению ими, или благодаря их использованию в течение определённого периода времени.

Применительно к *природным ресурсам*, отражаемым в СНС в качестве активов, необходимо в первую очередь использовать критерий права собственности. Такие природные ресурсы, как земля, месторождения полезных ископаемых, некультивируемые леса и другая растительность, дикие животные и др., включаются в состав активов *только* при условии, что соответствующие экономические единицы реально реализуют права собственности на данные ресурсы, то есть они способны фактически извлекать выгоды-бенефиции от этих ресурсов. Одновременно отмечается, что определённая часть рассматриваемых активов в виде, например, земельных ресурсов, и имеющих собственника в лице, в частности, органов госуправления, будут иметь или нулевую стоимость (стоимостную оценку), или эта стоимость может иметь лишь потенциальный характер в отдалённой перспективе.

При разработке СНС-2008 г. и Центральной основы СПЭУ-2012, было принято решение не включать в состав природных активов экономически непригодные (нерентабельные) для разработки месторождения полезных ископаемых, поскольку они не могут приносить своим владельцам никаких выгод с учётом существующих на данный момент технологий и/или уровня цен.

Точно также в рамках постулатов СНС значительная часть ресурсов лесной древесины – прежде всего, в составе защитной группы лесов – не может считаться активом, поскольку не приносит непосредственных доходов своему собственнику, т. е. государству (при осуществлении значительных затрат по защите и восстановлению таких лесов). Что касается резервной группы лесов, то, судя по всему, она может получить лишь нулевую стоимостную оценку. Вместе с тем, в рамках Экспериментального экосистемного учёта защитные леса следует включать в состав экосистемных активов, так как они производят важнейшие регулирующие экосистемные услуги. В отношении резервных лесов требуются дополнительные теоретические изыскания и целевые расчёты для определения их потенциальной принадлежности к экосистемным активам. Вполне возможно, что значительная часть этой группы лесов России будет признана экосистемными активами по итогам указанных концептуальных изысканий и пробных целевых расчётов.

Таким образом, любой природный актив является природным ресурсом, но далеко не всякий природный ресурс может и должен относиться к природным активам. Точно также, любой экосистемный актив представляет собой некую экосистему, но не каждая экосистема может считаться экосистемным активом.

6.3.3.2. Основы построение счетов (баланса) природных активов

Оценки наличия и изменения величины природных активов в рамках СНС-СПЭУ проводятся в натуральном и стоимостном выражении путём использования достаточно ограниченного числа расчётных методов. Кроме того, соответствующие построения производятся в рамках типовой схемы баланса активов СНС-СПЭУ (обязательства, т. е. пассивы в данном случае не отражаются). Общая схема рассматриваемого баланса представлена в таблице 6.3.3.2.1.

Таблица 6.3.3.2.1. Концептуальная форма счёта (баланса) природных активов в стоимостном выражении

Наличие (запасы) ресурсов на начало учётно-отчётного периода
Увеличение (прирост) запасов/ресурсов
Обычный (естественный) прирост запасов/ресурсов
Открытие (разведка) новых запасов/ресурсов
Физическая инвентаризация с итоговыми переоценками в большую сторону (т. е. в сторону увеличения)
Переклассификация в сторону увеличения запасов/ресурсов
<i>Итого увеличение (прирост) запасов/ресурсов</i>
Уменьшение (убыль) запасов/ресурсов
Добыча (извлечение, изъятие и т. д.)
Обычная (типовая, естественная) убыль запасов/ресурсов
Убытки и потери от чрезвычайных ситуаций, катастроф и т. п.
Физическая инвентаризация с итоговыми переоценками в меньшую сторону (т. е. в сторону уменьшения)
Переклассификация в сторону уменьшения запасов/ресурсов
<i>Итого уменьшение (убыль) запасов/ресурсов</i>
Стоимостная переоценка запасов/ресурсов (в большую или меньшую стороны)
Наличие (запасы) ресурсов на конец учётно-отчётного периода

По сравнению со счётами (балансами) активов в натуральном выражении, счёта (балансы) активов в стоимостном измерении содержат лишь один дополнительный показатель, характеризующий величину стоимостной переоценки соответствующего актива в течение учётно-отчётного периода (см. предпоследнюю строку в табл. 6.3.3.2.1). Переоценки в данном случае отражают только изменения стоимости активов, обусловленные исключительно изменениями цен; они отражают так называемую номинальную холдинговую прибыль и/или холдинговые убытки по соответствующим природным активам. В частности, номинальная холдинговая прибыль рассчитывается как увеличение стоимости у владельцев тех или иных активов в результате повышения их цены в течение учётно-отчётного

периода. Применительно к расчётам номинальной холдинговой прибыли, желательно уточнить, как изменение соответствующей стоимости соотносится с общими процессами инфляции. Если темп повышения стоимости актива в течение отчётного периода был аналогичен темпу роста инфляции, эта прибыль считается нейтральной (т. е. нулевой) холдинговой прибылью. Разница между номинальной холдинговой прибылью и нейтральной холдинговой прибылью называется реальной холдинговой прибылью.

СНС подчёркивает, что изменения цен активов следует отличать от изменений их количества и качества. Для природных активов качество таких их составляющих, как земельные и водные ресурсы, может изменяться в результате загрязнения или, наоборот, улучшения их качества после проведения мероприятий по их очистке. В идеале вариант, связанный с изменением цены какого-либо актива в соответствии с изменением его качества, следует рассматривать как результат изменения объёма (величины) актива, а не как последствия его переоценки. В конечном счёте можно считать, что имеет место переклассификация между разными качествами одного и того же актива.

Работы по стоимостной оценке природных активов на основе требований СНС-СПЭУ в Российской Федерации в последние годы получили определённое развитие. В 2019 г. Росстат официально опубликовал данные соответствующих расчётов и оценок за 2017 год по минерально-сырьевым ресурсам/активам, ресурсам/активам естественной лесной древесины и естественным ресурсам/активам животного мира, преимущественно, охотничьим животным и птицам (Россия в цифрах, 2020).

6.3.3.3. Основы построение счетов (баланса) экосистемных активов

Общие принципы построение счетов (баланса) экосистемных активов в целом близки схеме счетов/баланса природных активов в целом (см. эту схему выше). Специфика ЭЭУ состоит в том, что отражению подлежат только те естественные активы, которые оказывают (предоставляют) экосистемные услуги, обеспечивающие получение различных бенефиций (выгод, благ, доходов, преимуществ и др.). При этом в составе балансовых счетов должны отражаться соответствующие потоки, характеризующие как увеличение данных активов (в том числе за счёт природовосстановительных мероприятий), так и их выбытие (из-за деградации и т. п.). Указанные потоки оцениваются прежде всего через способность экосистемных активов оказывать (генерировать) соответствующие услуги.

ЭЭУ предусматривает разделение понятий *истощения* природных/экосистемных активов/ресурсов и *деградации* этих активов/ресурсов.

Истощение природных ресурсов/активов связано с их количественной переэксплуатацией, т. е. физическим использованием/потреблением в таких масштабах и форме, которые могут ограничить возможности соответствующего природопользования в требуемых объёмах в будущем. В отличие от основных средств в промышленности, к экосистемным активам неприменимо понятие «физического износа» (Центральная основа СПЭУ-2012). В соответствии с принципами СНС-2008 и Центральной основы СПЭУ-2012 уменьшение объёма какого-либо природного ресурса/актива в результате форсмажорных негативных событий – т. е. чрезвычайных ситуаций и катастроф – не идентифицируется как их истощение. То есть истощение должно рассматриваться только как следствие систематического избыточного изъятия природных ресурсов хозяйственными единицами.

Если в качестве примера взять лесные ресурсы, то истощение активов естественной лесной древесины в натуральном выражении равно разнице между величинами вырубки леса и устойчивой продуктивности (устойчивого воспроизводства) древесины при положительной итоговой величине. Используя отечественную лесохозяйственную терминологию показатель истощения применительно к лесным ресурсам близок по своей сути к положительной разности между фактическими ежегодными объёмами рубок главного пользования и расчётной лесосекой. Если быть ещё более точным, то истощение имеет место лишь в тех случаях, когда объём вырубки превышает нормальную (среднегодовую) величину естественного сальдированного прироста (за минусом естественных потерь) плюс фактического, т. е. сальдированного, прироста за счёт посева и посадки леса за минусом не прижившихся деревьев.

Истощение или прирост биологических ресурсов/активов определяется соотношением (т. е. балансом и итоговым сальдо) объёмов их добычи (заготовки древесины, вылова рыбы, добычи охотничьих животных и т. п.) и объёмов их восстановления в результате естественных процессов или специальных мероприятий (лесовосстановления, рыборазведения для поддержания популяций рыб в естественных/диких условиях, биотехнических мер, способствующих восстановлению популяций охотничьих животных, и т. п.). В отличие от биоресурсов, истощение или прирост минеральных

ресурсов/активов определяется соотношением объёмов их добычи и открытия новых месторождений в результате геологоразведки или перевода ранее нерентабельных месторождений в рентабельные благодаря внедрению новых технологий добычи.

Деградация природных (и в том числе экосистемных) ресурсов/активов, в соответствии с принципами СНС-СПЭУ-ЭЭУ, проявляется в первую очередь в виде негативных изменений *качества* природных активов/ресурсов. Указанная деградация, в том числе в результате человеческой деятельности, ведёт к сокращению широкого спектра *экосистемных услуг*. Если воспользоваться примером лесных активов/ресурсов, то к ним относятся регулирующие услуги по обеспечению качества и количества стока воды, очистка воздуха пригородными лесами, предотвращение эрозии почв, хранение углерода, регулирование потоков парниковых газов, создание условий для отдыха людей и др. Таким образом, деградация выступает здесь в качестве специфической, т. е. качественной формы истощения активов и выражается в уменьшении потоков тех или иных экосистемных услуг.

Деградация или восстановление ресурсов/активов определяется соотношением (балансом и итоговым сальдо) объёмов деградации экосистем и популяций (из-за загрязнения, фрагментации местообитаний, рекреационной деградации, нарушений видового состава биоценозов, внутривидовой структуры и разнообразия из-за выборочной эксплуатации, инвазий чужеродных видов и т. п.) и их восстановления в результате естественных процессов и природоохранных/природосберегающих мероприятий.

В целом, если в рамках Центральной основы СПЭУ-2012 основное значение имеет определение физической и стоимостной величины *истощения и прироста* природных активов, то в рамках Экспериментального экосистемного учёта соответствующее значение имеет выявление физической и стоимостной величины *деградации и восстановления* качества экосистемных активов в рассматриваемом периоде. Между указанными процессами и соответствующими учётно-статистическими оценками существуют определённые связи и взаимозависимости, которые должны обязательно учитываться в целях устранения повторного счёта. Чёткое определение этих взаимосвязей и взаимозависимостей должно явиться обязательным предметом дальнейших исследований.

Польза, которую люди могут получать от регулирующих экосистемных услуг, принципиально отличается от пользы, которую они получают от использования природных ресурсов. Так, в отличие от продукционных услуг, производящих древесину, рыбу, меха животных и т. п., жизненно важные для человечества регулирующие услуги не производят товаров, которые могли бы продаваться на рынках. Поэтому подходы к учёту экосистемных активов в ЭЭУ отличаются от учёта природно-ресурсных активов как таковых и учётно-статистической характеристики целого ряда иных макростатистических аспектов, отражаемых в СНС-СПЭУ. Следует отметить, что уже при первоначальном формировании СНС-СПЭУ в версии 1993 г. обозначились проблемы корректного отражения стоимости естественных экосистемных активов, которые не могут быть полностью решены только в рамках СНС-СПЭУ. Сюда в первую очередь относятся вопросы составления счетов/баланса экосистемных активов, отражающих их запасы (ресурсы) и потоки, связанные с изменениями данных активов из-за деградации и/или восстановления экосистем, и т. п. Российские специалисты столкнулись с подобными вопросами уже на этапе освоения и реализации отдельных международных положений СНС-СПЭУ. В частности, оказалось, что такие уникальные природные образования, как озеро Байкал или огромная часть лесов России (группы резервных и защитных лесов), будут иметь нулевую или минимальную стоимостную оценку в качестве экономических активов, поскольку величина ренты (дохода) от них в традиционном экономическом понимании или незначительна, или отсутствует, или даже имеет отрицательную форму.

Существенной проблемой является то, что единая (унитарная), согласованная и общепризнанная классификация экосистемных активов и оказываемых ими экосистемных услуг в настоящее время отсутствует, в том числе не только в виде соответствующего международного стандарта, но даже хотя бы в форме рекомендаций международных организаций. Различия в классификациях экосистемных услуг, используемых Европейским союзом (CICES, Common..., 2013), в международном проекте ТЕЕВ, в докладе Оценка экосистем на пороге тысячелетия (2005) и в проекте ТЕЕВ-Russia, частично рассмотрены в первом томе Прототипа национального доклада об экосистемных услугах России (Экосистемные услуги..., 2016). В целях подготовки к развитию экосистемного учёта в Российской Федерации необходимо осуществить комплекс мероприятий по согласованию классификационных построений, хотя бы ограниченного характера на первоначальном этапе.

Упрощённая схема счетов/баланса экосистемных активов представлена в таблице 6.3.2.3.1. При этом в случае проведения расчётов и оценок в стоимостном выражении должна быть добавлена строка, отражающая изменения холдинговой прибыли в результате изменения ценовых параметров предоставляемых/получаемых экосистемных услуг и, соответственно, объёмов соответствующих экосистемных активов (см. аналог в табл. 6.3.2.2.1 выше).

Таблица 6.3.2.3.1. Общая схема, характеризующая изменения в протяжённости и состоянии экосистемных активов (применительно к единицам земельного покрова/экосистемным функциональным единицам, упрощённый вариант)*

Показатель	Характеристики распространения и состояния экосистемы				
	Растительность (индекс листовой площади, биомасса, продуктивность и др.)	Биоразнообразие (видовое богатство, обилие видов и др.)	Почвы (содержание органического вещества и углерода, уровень грунтовых вод и др.)	Водные ресурсы (речной сток, качество воды и др.)	Углерод (углеродный баланс и др.)
Протяжённость и состояние на начало отчётного периода					
<i>Расширение и/или улучшение протяжённости и/или состояния</i>					
– в результате природного (само)восстановления (с учётом чистых нормальных потерь)					
– в результате антропогенной деятельности					
<i>Уменьшение и/или ухудшение протяжённости и/или состояния</i>					
– в результате добычи (изъятия) ресурсов					
– в результате другой текущей антропогенной деятельности					
– катастрофические потери в результате антропогенного воздействия					
– катастрофические потери в результате природных явлений					
Протяжённость и состояние на конец отчётного периода					

*см. раздел 6.1.4

6.3.3.4. Общие принципы стоимостной оценки природных и экосистемных активов

Стоимостные оценки могут осуществляться различными методами, основывающимися на разных исходных принципах, что вполне допускается соответствующими международными документами. Однако основным способом расчётов система национальных счетов рекомендует так называемый **доходный метод**, который базируется на величине конкретного дохода, который собственник актива получает преимущественно при его использовании.

В рамках методологии СНС-СПЭУ соответствующая группа (элемент) доходов определяются на основе категории *экономической ренты (economic rent)* или, точнее, *природно-ресурсной ренты*. Она рассматривается как часть прибавочной стоимости (surplus value), получаемой хозяйственными единицами-собственниками (включая госорганы) и/или конкретными природопользователями в первую очередь на основе соответствующих активов. Величина этой ренты рассчитывается исходя из всех осуществлённых издержек, нормативного (среднего) объёма предпринимательского дохода и ряда иных составляющих. Иначе говоря, при использовании данного подхода, то есть выявления остаточной стоимости общего дохода, природно-ресурсная рента (RR_t) будет равняться:

$$RR_t = B - E - S + N - A - pC, \quad (1),$$

где:

B – выручка или суммарный доход от непосредственного использования или от изъятия (добычи, вырубки, улова, отстрела и т. д.) соответствующего природного/экосистемного актива из окружающей природной среды;

E – затраты некапитального характера (текущие издержки), связанные с соответствующим видом природопользования, включая расходы на топливо и горюче-смазочные материалы, сырьё, полуфабрикаты и вспомогательные материалы, текущий ремонт соответствующей техники, оплату труда работников и др. (кроме амортизации основных средств и налогов);

S – целевые (специальные) субсидии на конкретный вид природопользования или изъятия природного/экосистемного актива из окружающей природной среды со стороны государства на различных уровнях управления в целях полного или частичного покрытия имеющихся издержек и поддержания (стимулирования проведения) данных работ;

N – целевые (специальные) налоги на конкретный вид природопользования, в том числе на изъятие природного/экосистемного актива из окружающей природной среды со стороны государства на различных уровнях управления в форме фискального и/или регулирующего инструмента;⁶⁹

A – амортизация основного (произведённого) капитала;

pC – доходы от основного (произведённого) капитала (C), исчисленные как произведение стоимости этого капитала в ценах замещения на среднюю ставку доходности для данного капитала (p). Последняя может быть взята на уровне средней ставки доходности долгосрочных государственных облигаций.

При этом в приведённом алгоритме не исключается применение принципа замыкающих затрат, то есть получения оценок природно-ресурсной ренты на основе сравнений данных расходов с фактическими издержками. Это в целом соответствует классическому пониманию генезиса рассматриваемой ренты на основе стоимости производства на худших по продуктивности и/или местоположению участках каких-либо природных ресурсов в виде их активов, вкл. экосистемные активы.

В качестве справки можно напомнить, в частности, что в соответствии с марксистской концепцией в состав рассматриваемой ренты входят дифрента I (связана с различной продуктивностью, местоположением и т. д. соответствующих природных ресурсов), дифрента II (связана с интенсификацией природопользования и получением дополнительного дохода на вложенный капитал), а также абсолютная рента (определяется собственностью на те или иные природные ресурсы, а также более низким органическим строением капитала в хозяйственной деятельности, связанной с непосредственным природопользованием). Кроме того, существует монополярная рента (связана с редкостью или уникальностью какого-либо элемента природных ресурсов.)⁷⁰ Все виды ренты в данном случае представляют собой часть прибавочной стоимости. При этом арендная плата за использование каких-либо природных ресурсов в значительной части должна состоять из совокупности данных рент; однако она не равна данной совокупности, поскольку включает также другие элементы (например, доход арендатора на вложенный основной капитал и т. д.).

Величина, полученная в итоге приведённых в формуле (1) последовательных вычитаний по методу остаточной стоимости, естественно, не может считаться стоимостью рассматриваемого природного/экосистемного актива. Необходима поправка этой величины на весь гипотетический срок эксплуатации/использования данного актива, в том числе с возможным дисконтированием проводимых расчётов. Для этого применяется **метод расчёта чистой приведённой стоимости, ЧПС** (net present value, NPV), известный в нашей стране также под наименованием **рентного или доходного способа стоимостной оценки** природных ресурсов.

Логика показателя ЧПС, используемого в качестве конкретного инструмента соответствующих расчётов и рекомендуемого в рамках СНС-СПЭУ-ЭЭУ, требует определения *совокупной величины* природной ренты, которую предполагается получить в перспективе с учётом её дисконтирования применительно к текущему моменту. Существует целый ряд различных теорий, определяющих конкретику и доминирование факторов образования ресурсной ренты, получаемой добывающими/изымающими хозяйственными единицами или пользователями какого-либо природного актива. В частности,

⁶⁹ Проблема выделения круга данных налогов (так же, как и целевых субсидий), включая их частичное или полное вычитание, не вычитание или прибавление в рамках приведённой формулы, требует в данном случае отдельного и весьма детального рассмотрения.

⁷⁰ Образование монополярной ренты в современных условиях применительно к рассматриваемой теме во многих случаях будет блокироваться, например, из-за внесения соответствующих биологических видов в Красные книги региона, страны и/или в Международную Красную книгу, а также в результате принятия юридических и иных мер по пресечению их незаконной добычи (изъятия из окружающей природной среды), торговли и т. д.

в состав возможных источников возникновения ресурсной ренты включают дифференциальную ренту (differential rent), предельную ренту (scarcity rent) ренту и предпринимательскую ренту (предпринимательский доход/доход собственника, entrepreneurial rent). Различные источники ресурсной ренты не являются взаимоисключающими. Следовательно, оценки этой ренты, которые лежат в основе расчётов с использованием методологии ЧПС в рамках СПЭУ, не следует рассматривать в качестве итогового результата только какого-либо одного источника данной ренты (Центральная основа..., 2017).

Экономической основой ЧПС-метода является условное приравнение стоимости природных/эко-системных активов к гипотетическому объёму совокупных доходов, который можно получить за весь период жизненного цикла рассматриваемых активов, то есть за всё время их существования и эксплуатации (использования) в качестве актива. Общий алгоритм расчёта, в соответствии с рекомендациями Центральной основы СПЭУ-2012, имеет следующий вид: средняя годовая величина ренты умножается на существующие и прогнозные объёмы рассматриваемого природного/экосистемного актива. При этом актив может перманентно уменьшаться по антропогенным и неантропогенным причинам в количественном и качественном виде, т. е. в форме истощения и/или деградации. В этой связи будущие совокупные доходы необходимо дисконтировать на адекватную величину и привести к текущему периоду для сводной стоимостной оценки.

В Центральной основе СПЭУ-2012 (в частности, в Приложениях 1 и 2 к Главе 5) приводится развёрнутый анализ системы формализованных и достаточно сложных расчётов, обеспечивающих получение искомых стоимостных величин. Однако можно ограничиться применением упрощённой формулы дисконтированных оценок:

$$V_t = \frac{\sum_{t=1}^{N_t} RR_t}{(1+r)^t} \quad (2)$$

где RR_t – ресурсная рента, r_t – номинальная ставка дисконтирования, действующая в период t .

В типовом выражении формулы дисконтирования числитель дроби характеризует общий доход от какого-либо невозобновляемого (исчерпаемого) ресурса, вовлечённого в хозяйственный процесс в течение определённого периода времени. Другими словами, рассматриваемая величина в унифицированном общеэкономическом выражении состоит из двух компонентов: 1) количества (объёма) ресурса, S_t ; 2) цены за единицу ресурса, P_{st} . Следовательно, $RR_t = P_{st}S_t$. Применительно к методологии СНС-СПЭУ-ЭЭУ показатель P_{st} в целом должен быть эквивалентен величине рентных платежей за единицу рассматриваемого ресурса/актива, используемого или изымаемого до его полного истощения (исчерпания) или деградации, а показатель S_t эквивалентен имеющемуся объёму данного ресурса/актива, который может принести доход до момента его полного выбытия из окружающей природной среды, причём с определённой корректировкой.

Оценки запасов природных ресурсов исходят из того, что стоимость активов, V_t – например, в виде запасов лесной древесины – в конце периода t должна быть равна совокупному дисконтированному потоку ожидаемой (прогнозируемой) ресурсной ренты, RR_t , исходя из того что ежегодный объём этой ренты равен N_t . Естественно, что оценки изымаемых из окружающей природной среды ресурсов/активов или величины их фактического использования в предстоящие периоды могут меняться с течением времени; поэтому N_t будет зависеть от t . В простейшем случае, т. е. в течение какого-либо чётко определённого периода начала и окончания эксплуатации, величина годовой ренты N_t должна пропорционально снижаться за каждый период по мере роста t . Если эксплуатация природных ресурсов оценивается как устойчивая, то N_t теоретически может иметь бесконечное значение, хотя на практике этот объём в большинстве случаев будет иметь ограниченный характер.

С помощью применения ЧПС-алгоритма можно получить оценки стоимости активов в виде природных ресурсов в первую очередь путём реализации **метода остаточной стоимости** (см. о нём ранее). При этом, как следует из формулы (1), оценка ресурсной ренты за какой-либо исходный год в общем виде осуществляется путём вычитания из валового дохода специальных (целевых) субсидий и прибавления специальных (целевых) налогов, а также вычитания затрат пользователя активов.

Характерно, что в Центральной основе СПЭУ-2012 подчёркивается, что если после поправок на специальные (целевые) налоги и специальные (целевые) субсидии итоговая величина ресурсной ренты оказывается отрицательной, то объём чистой приведённой стоимости активов принимается равным

нулю. Другими словами, это свидетельствует, что потребление данного природного/экосистемного ресурса/актива осуществляется не на чисто рыночных основаниях. Тем не менее, по мнению разработчиков СНС-СПЭУ, данный вывод не должен основываться только на основе нулевого или отрицательного показателя ренты, существующего на сегодняшний момент или ожидаемого на ближайший к нему период. Необходимо также исследовать перспективы и вероятность получения коммерческого дохода в будущем. Одновременно целесообразно проанализировать такие же перспективы специальных (целевых) налогов и субсидий.

В ряде случаев изъятие рассматриваемого природного ресурса (актива) может продолжаться без получения ощутимых доходов достаточно длительное время, поскольку уровень специальных (целевых) субсидий может оказаться достаточным для покрытия издержек и проведения работ какими-либо хозяйственными единицами при нулевой ЧПС. Однако в подобной ситуации полученные трансфертные средства не должны относиться к доходам от соответствующих природно-ресурсных активов. Такие поступления следует рассматривать лишь как результат общего перераспределения в экономике всей совокупности доходов.

По мнению разработчиков Центральной основы СПЭУ-2012, как и Экспериментального экосистемного учёта-2014, главная трудность реализации ЧПС-метода применительно к различным природным/экосистемным активам заключается в отсутствии во многих странах объективной и достаточно полной для расчётов информации. Это не позволяет строить надёжные модели прогнозов с использованием рассматриваемого метода на перспективу. В этой связи может применяться упрощённый подход, который заключается в использовании для оценок предположения о том, что ныне существующий состав, структура и содержание какого-либо актива останутся неизменными на протяжении всего его жизненного цикла. Кроме того, также могут присутствовать иные допущения и упрощённые подходы.

При выборе конкретной *ставки дисконтирования* целесообразно учитывать следующие моменты, на которые обращено внимание в Центральной основе СПЭУ и особенно – в Экспериментальном экосистемном учёте. Повышенные ставки, если таковые выбираются для использования в расчётах, так или иначе будут отражать стремление владельцев активов получить доход в как можно более короткий период, а не оттягивать его поступление на отдалённую перспективу. Такой подход также отражает желание собственника/пользователя избежать возможных рисков, вероятность которых повышается по мере увеличения периода эксплуатации ресурса (актива). Характерно, что в упомянутых международных документах неоднократно подчёркивается, что предприниматели и корпорации, несомненно, будут предпочитать именно такие, завышенные уровни ставок. Однако кроме их интересов, имеются интересы и задачи всего общества в целом. Последние, как правило, требуют применения социально ориентированных и более низких уровней дисконтирования, поскольку рассматриваемые активы имеют в целом для всего общества весьма масштабную и долгосрочную значимость. «Пониженная величина ставки в данном случае отражает возможность получения высоких доходов будущими поколениями. Исходя из данного тезиса, можно считать, что оценки на основе ЧПС-метода, которые используют рыночные ставки дисконтирования, не принимают в расчёт ценностные интересы будущих поколений» (Центральная основа Системы природно-экономического учёта – 2012, стр. 157 англоязычной версии).

Алгоритм оценки агрегированной стоимости какого-либо природного/экосистемного актива на основе ЧПС так или иначе используется в подавляющей части всех имеющихся методов расчётов вышеуказанной стоимости.

Центральная основа СПЭУ-2012 допускает применение иных подходов к расчётам. К таковым относится, например, **метод присваивания** (appropriation method), который базируется на использовании фактических выплат, получаемых владельцами конкретных природных/экосистемных активов. Иначе говоря, во многих странах их юридическим владельцем является государство в лице уполномоченных органов-распорядителей, как это имеет место, например, в России применительно к подавляющей части данных активов. В качестве законного собственника государство теоретически может получать целиком всю ресурсную ренту, образующуюся при добыче природных ресурсов/активов, которыми оно владеет. Иначе говоря, сумма профильных налогов, платежей и сборов, полученных государством за какой-либо период, составляет базовую основу дальнейших расчётов общего агрегированного дохода,

который может быть получен в течение всего срока эксплуатации данного актива (с возможным дисконтированием рассматриваемого объёма). Данная агрегированная величина приравнивается к стоимости конкретного актива.

Метод доступной цены (access price method) основывается на существовании лицензирования и квотирования доступа к рассматриваемым ресурсам-активам, а также на рыночном обороте соответствующих прав доступа к ним и на соответствующем сводном учёте и адекватных статистических наблюдениях за результатами указанного оборота. Другими словами, если права доступа, например, к лесным древесным и иным биологическим ресурсам-активам, находятся в свободном рыночном обращении, можно оценить стоимость соответствующих природно-ресурсных активов, исходя из рыночных цен на указанные права (т. е. на лицензии, квоты, разрешения и т. д.).

Могут существовать также иные приёмы и методы оценок рассматриваемой величины, вплоть до **затратного метода**, у которого в основе соответствующих оценок стоимости природного/экосистемного актива лежит объём затрат, осуществлённых на поддержание его количественных и качественных характеристик в течение всего периода эксплуатации. Однако указанный метод согласно общим постулатам и требованиям СНС-СПЭУ должен использоваться только в том случае, когда все иные приёмы и способы расчётов, основанные на рыночных принципах, не могут быть применены.

В Центральной основе СПЭУ-2012 и ЭЭУ-2014 также предлагаются ещё два метода расчётов, которые достаточно близки алгоритмам оценок стоимостных величин природных активов, изложенным выше. Первый из них называется **принципом экономической оценки благосостояния** (welfare economic values). Он ставит целью определение общих – рыночных и нерыночных – затрат и выгод-бенефиций, связанных с экосистемными услугами и экосистемными активами. Второй метод обозначается как **принцип меновой стоимости** (exchange values). Он связан с оценками денежных сумм, которые могли бы быть получены, если бы существовал реальный рынок рассматриваемых услуг и/или активов (Центральная основа Системы природно-экономического учёта – 2012, стр. 112 англоязычной версии).

Первый подход заключается главным образом в использовании скорректированной восстановительной стоимости. Считается, что стоимостная величина какого-либо функционирующего актива на любой момент его «жизненного цикла» равна стоимости приобретения (по текущей цене приобретения), т. е. эквивалентной стоимостной величине нового актива, за вычетом накопленного потребления капитала по функционирующему активу на протяжении всего срока его службы.

Второй методический подход состоит в основном в использовании дисконтированной стоимости будущих доходов. Применительно к некоторым активам, в том числе многим природно-ресурсным активам, зачастую отсутствует их конкретное стоимостное выражение в месте непосредственного расположения (*in situ*). В данном случае применяют метод приведённой (дисконтированной) стоимости будущих доходов, то есть всё тот же алгоритм чистой приведённой стоимости (ЧПС). Другими словами, этот подход заключается в оценке будущих совокупных доходов-бенефиций, которые должны образоваться в результате использования соответствующего актива.

В том случае, когда экосистемные услуги связаны со стоимостным объёмом выпуска продукции, рассчитываемой по методологии типовой СНС, т. е. по меновой стоимости, соответствующие оценки должны сосредоточиться на определении «вклада» экосистемных услуг в рыночную цену продукта – например, вклада выращенных сельскохозяйственных культур-медоносов в производство мёда; вклада биологических средств защиты растений в виде выращивания и распространения насекомых-энтомофагов в увеличение конечного производства соответствующей продукции растениеводства и т. п.

Если эквивалентный рыночный обмен и соответствующие цены полностью отсутствуют, предлагается использовать стандартную процедуру расчётов национального счетоводства, при которой за основу берётся (себе)стоимость производства. Иначе говоря, при таком подходе величина какой-либо услуги приравнивается к сумме расходов на её получение/оказание, то есть к сумме соответствующих издержек производства.

6.4. Основы районирования (зонирования) экосистемного учёта в России

Россия обширна и чрезвычайно разнородна по природным и по социально-экономическим условиям. Разработка схемы районирования территории России является необходимой задачей, которая должна быть решена на подготовительном этапе к внедрению экосистемного учёта в стране. Принципиальное требование к оценке и управлению экосистемными услугами и активами заключается в комбинировании параметров природных систем (экосистем, видов и популяций организмов), являющихся поставщиками экосистемных услуг, и социально-экономических систем, являющихся их потребителями. Поэтому принципы районирования должны учитывать как природные, так и социально-экономические показатели и, соответственно, границы природных и социально-экономических систем.

Управление наземными биоресурсами и экосистемами в России производится в административных образованиях разного уровня, поэтому очевидно, что они должны быть представлены в структуре экосистемного учёта. Однако оценка экосистемных услуг и активов исключительно в административных границах может содержать существенные искажения в связи с природной неоднородностью регионов и неравномерным распределением экосистемных услуг и активов в их пределах. Уже первая пилотная оценка, произведённая в проекте TEEB-Russia 1 для субъектов РФ, выявила принципиальные трудности, связанные с тем, что территория многих субъектов чрезвычайно разнородна и требует разделения на более однородные части для адекватной оценки экосистемных услуг на национальном уровне (Экосистемные услуги..., 2016). В проекте TEEB-Russia 2 выявлены принципиальные различия в соотношении индикаторов экосистемных услуг и активов для разных экорегионов в пределах ЕТР, что демонстрирует необходимость регионально-дифференцированной структуры экосистемного учёта в России (см. разделы 5 и 6.1.3.2 настоящего доклада).

Учёт экосистемных услуг и активов в рамках административных единиц нужно строить на расчёте вкладов типов ландшафтов в общую территорию. В частности, оценки, полученные для субъекта Федерации в целом, должны распределяться по его территории в соответствии с неравномерным распространением зональных типов ландшафтов.

Принципиальная возможность интеграции природных и социально-экономических показателей в рамках экосистемного учёта заложена в трёхуровневой системе пространственных единиц учёта (System of Environmental Economic..., 2014), наиболее мелкие из которых (BSU, LCEU), привязаны к природным системам, в то время как на верхних уровнях (EAU) присутствуют административные единицы (см. раздел 6.1.4, табл. 6.1.4.1).

Задача данного раздела – проанализировать возможные подходы к решению задачи зонирования на примере Костромской области ЦФО.

6.4.1. Единицы физико-географического районирования как возможная основа для экосистемного учёта

Единицы физико-географического районирования (провинции, районы, округа)⁷¹ выделяются на основе однотипного сочетания видов ландшафтов. Знание о пропорциях видов ландшафтов с характерными для каждого из них свойствами компонентов (горные породы и рельеф, воды, воздушные массы и климат, почвы, растительность, животный мир) позволяет оценить суммарную площадь ландшафтных единиц, обеспечивающих тот или иной вид экосистемных услуг. Ландшафтные карты, как правило, лежащие в основе физико-географического районирования, допускают интерпретацию, адаптированную к целям оценки экосистемных услуг.

Кроме единиц физико-географического районирования для оценки услуг, связанных с водой (продукция пресноводных экосистем, регулирование объёма стока, обеспечение качества стока наземными экосистемами, очистка воды в водоёмах) важны бассейновые единицы с чётко выраженными и направленными потоками воды и сопряжённых с ней веществ.

⁷¹ Физико-географическая провинция (равнинная) – часть зональной области, отличающаяся от соседних частей основными чертами геологического строения и геоморфологическими особенностями, характером неотектонических движений, степенью выраженности климатического режима, свойственного зональной области (Рациональное...1989). Физико-географический район или округ выделяется по сочетанию повторяющихся видов ландшафтов.

Использование единиц физико-географического районирования в качестве основы для оценки экосистемных услуг оправдано тем, что в их пределах допустимо использовать одни и те же параметры для расчётов-объёма услуг. Условием является наличие растровых данных, когда каждому пикселю присваивается соответствие ряду природных или социально-экономических характеристик. Источником такой информации являются многочисленные индексы, рассчитываемые по многоканальным космическим снимкам и характеризующие функционирование экосистем (режим влажности, продуктивности, отражательную способность и др.), и классифицированные изображения. Современные цифровые модели рельефа (DEM, SRTM) позволяют попиксельно рассчитывать геоморфологические (уклон, экспозиция, кривизна, расчленённость, индекс баланса массы и др.) и гидролого-геоморфологические (площадь водосбора, эрозионный индекс рельефа, мера аккумуляции стока, топографический индекс влажности и др.) характеристики. Характеристики точечных объектов (населённые пункты, убежища животных и др.) могут быть переведены в растровую форму через плотность распространения по территории, характеристики неравномерности («горячие» и «холодные» точки) распространения. Наконец, характеристики, которые имеют преимущественно дискретный площадной характер распространения (ареалы выхода горных пород и четвертичных отложений на поверхность, земельные угодья, лесные формации и др.) поддаются растеризации с оцифрованных карт. Таким образом, во многих отношениях снимается зависимость расчётов от статистических данных, которые имеются в привязке к административным единицам, лесничествам, сельскохозяйственным предприятиям.

Как будет показано ниже, принципы физико-географического районирования позволяют учесть не только природные условия, которые влияют на предоставленный объём экосистемных услуг, но и характер распределения по территории населения и экономических структур, что определяет спрос на экосистемные услуги и их потребление.

Кроме очевидно необходимых для оценки экосистемных услуг показателей природных и социально-экономических условий (климат, гидрология, рельеф, площадь экосистем разных типов, площадь сельскохозяйственных угодий, распределение населения и экономических структур и т. п.), для оценки экосистемных услуг и активов важны геометрические параметры комбинаций природных комплексов и антропогенно-освоенных участков. Далее приведены примеры различной роли природных ландшафтов как поставщиков экосистемных услуг в зависимости от пространственного контекста для 4-х типов пространственных структур.

Массивная или массивно-дырчатая структура (рис. 6.4.1.1 а) с ясно выраженным доминирующим видом ландшафтного покрова, на фоне которого могут существовать редкие (до 10 % площади) пятнистые или полосчатые вкрапления иного характера, например, преобладание лесных ландшафтов с пятнами луговых, болотных или полевых. Объём экосистемной услуги определяется площадью предоставляющего её ландшафта и её удельной концентрацией на единице площади. Примеры: а) продукционная услуга производства древесины в лесопромышленных регионах; б) информационная услуга обеспечения генетических и биохимических ресурсов в заповедниках с полным репрезентативным набором характерных местообитаний; в) средообразующие услуги биогеофизической регуляции климата в лесных регионах.

Регулярно-мозаичная структура (рис. 6.4.1.1 б) с содоминированием и регулярным чередованием нескольких типов ландшафтов, например, лесного и полевого, лесного и степного. Объём экосистемных услуг зависит от пропорции разных типов ландшафтов и равномерного их распределения в пространстве. Типы ландшафтов выступают как взаимодополняющие, создающие в результате взаимодействия новое качество. Объём и качество экосистемных услуг определяется площадным соотношением типов ландшафтов. Примеры: а) средообразующая услуга регуляции стока за счёт сочетания лесных, луговых и полевых ландшафтов, обеспечивающих в пределах бассейна относительно выровненный годовой режим благодаря одновременному таянию снега и различиям инфильтрации; б) средообразующая услуга формирования биопродуктивности почв за счёт климаторегулирующей и водорегулирующей роли лесных колков по отношению к полям в лесостепных ландшафтах; в) информационная услуга, обеспечивающая благоприятное эстетическое восприятие разнообразного озёрно-лесополевого ландшафта.

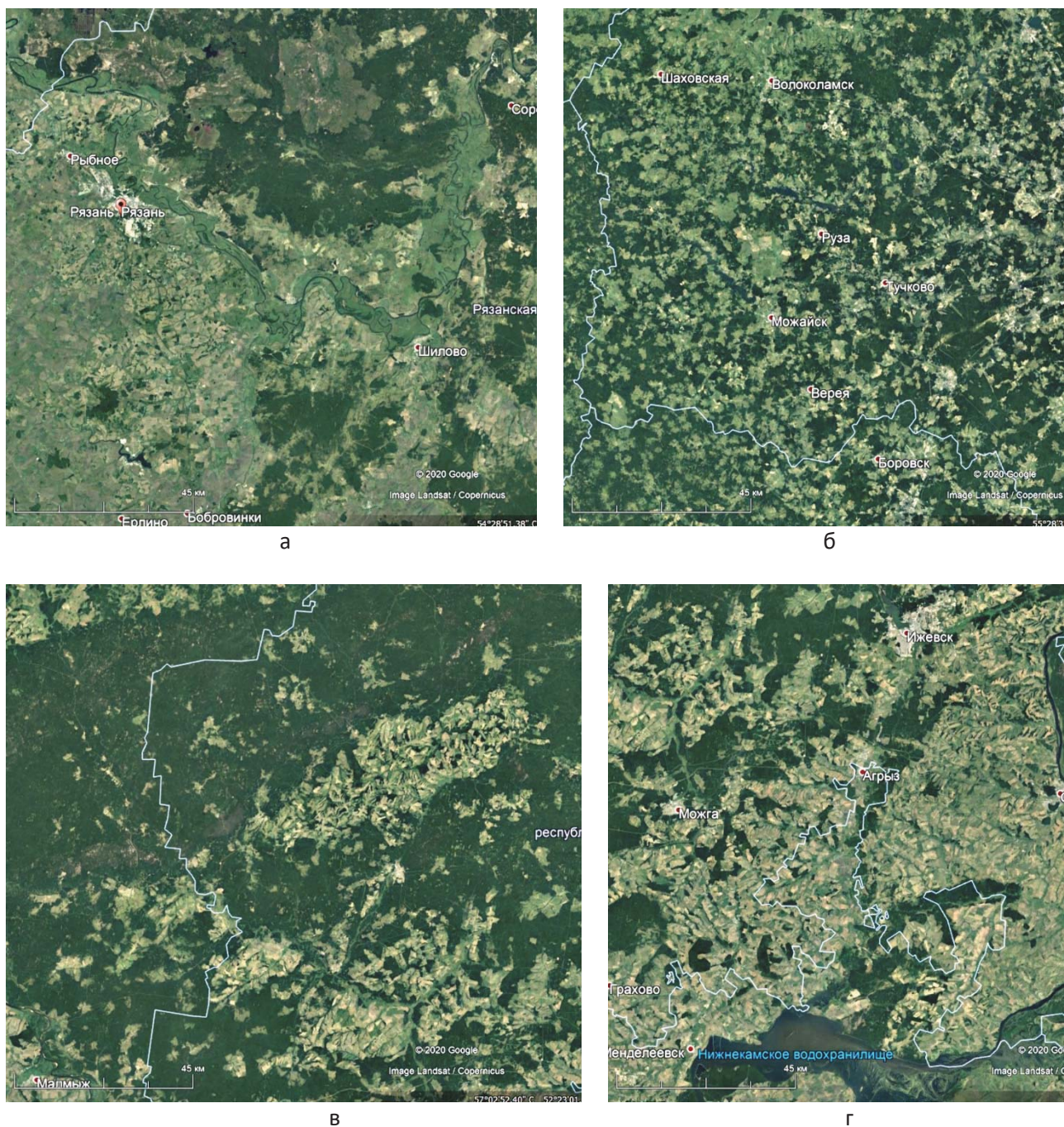


Рисунок 6.4.1.1. Примеры разных типов пространственной структуры ландшафтов: а) массивный рисунок ландшафтного покрова в северной части Рязанской области в лесных ландшафтах водно-ледниковых равнин; б) мозаичный ландшафтный покров холмисто-моренных ландшафтов в западной части Московской области; в) пятна распаханых пластовых равнин на фоне залесенных водноледниковых и аллювиальных равнин в центральной части Удмуртии; г) пятна залесенных водноледниковых и аллювиальных равнин на фоне распаханых пластовых равнин в южной части Удмуртии

Кластерная структура (рис. 6.4.1.1 в, г) с относительно редкими фрагментами редкого ландшафта на фоне доминирующего ландшафта другого типа. Экосистемные услуги создаются пятнами, полосами (или их кластерами) редкого для региона ландшафта на фоне либо природного, либо сильно трансформированного антропогенного ландшафта, которые предоставляют принципиально другие типы услуг. В структурах такого типа взаиморасположение, ориентация и конфигурация контрастных типов ландшафта имеет первостепенное значение, а их площадь – второстепенное. Примеры экосистемных

услуг: а) регулирующие услуги по нейтрализации негативных эффектов распашки полей, выполняемые лесными участками; б) рекреационные и информационные (экологическое просвещение, религиозные потребности) услуги, выполняемые редкими ландшафтами на фоне территории, утратившей черты зональной природы.

Градиентная структура с наличием серии постепенных закономерных переходов между типами ландшафта по мере роста или снижения значения некоторого ведущего фактора. Объём экосистемных услуг является результатом необходимой комбинации в пространстве или времени обязательных условий для удовлетворения той или иной потребности. Ни один из элементов градиентной структуры по отдельности не достаточен для обеспечения экосистемной услуги. Примеры: а) производство корма для скота при отгонно-пастбищном животноводстве, использующем кормовые ресурсы разных высотных поясов в разные сезоны года; б) производство корма для кочевого оленеводства в тундре/лесотундре/северной тайге.

Значение физико-географических провинций для оценки экосистемных услуг и экосистемных активов на примере Костромской области

Костромская область расположена в пределах трёх физико-географических провинций (Хорошев и др., 2013, рис. 6.4.1.2 а), которые различаются по следующим характеристикам, важным для оценки экосистемных услуг: а) по рисунку пространственной организации ландшафтов, включая рельеф, растительный покров и хозяйственное использование, б) по соотношению ключевых видов природных ресурсов; в) по набору актуальных и потенциальных опасных природных явлений; г) по климатическим и связанным с ними гидрологическим характеристикам; д) по рисунку систем расселения (рис. 6.4.1.2 б).

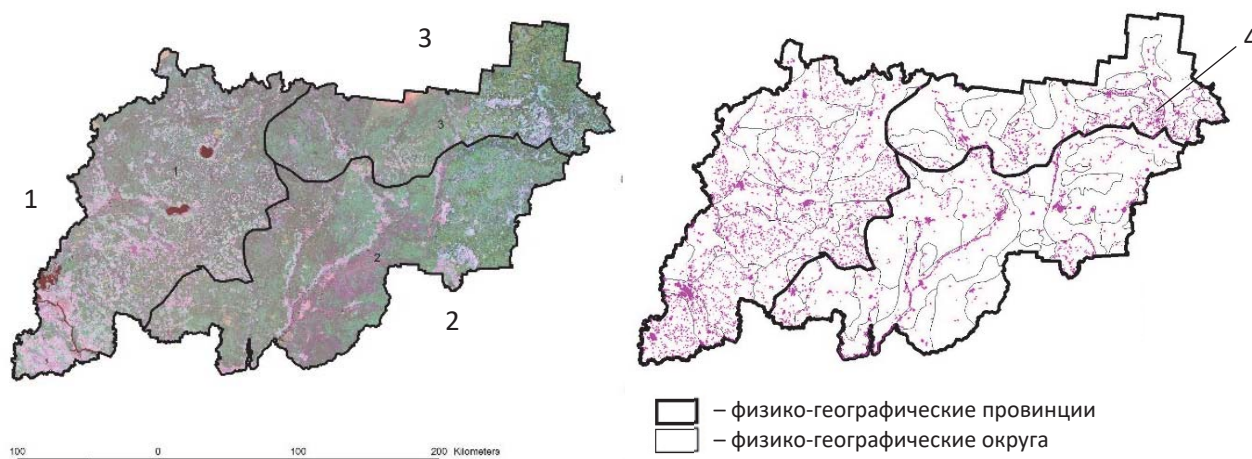


Рисунок 6.4.1.2. Физико-географические провинции на территории Костромской области: а) границы провинций: 1 – Верхневолжская, 2 – Ветлужско-Унжинская, 3 – Северные Увалы; б) система расселения Костромской области в границах физико-географических провинций и округов (4 – Вохомский округ)

Верхневолжская провинция с южнотаёжной и подтаёжной подпровинциями характеризуется интенсивной распашкой территории, высокой плотностью населения, которое сосредоточено на вершинах моренных холмов, вдоль бровок речных долин и озёрных котловин. Лесные ресурсы в значительной степени исчерпаны, эксплуатируются вторичные мелколиственные и мелколиственно-сосновые леса. В силу выгодного историко-географического положения, наличия крупных озёр и плодородных почв провинция обладает большим потенциалом информационных и рекреационных экосистемных услуг. Характеристики территории, важные для их оценки:

а) мозаичное, относительно равномерное, распределение лесных и безлесных (рис. 6.4.1.1 б), возвышенных и низменных участков как фактор регулирования стока, микроклиматов, эстетического значения ландшафтов;

б) низкая доля экосистем, близких к зональной норме южной тайги, что увеличивает их социальную и экологическую значимость в густонаселённом регионе, в том числе с точки зрения удовлетворения рекреационных и промысловых потребностей;

в) повсеместно близкое соседство поселений (рис. 6.4.1.2 б) и зональных экосистем, то есть территориальных единиц, потребляющих и производящих экосистемные услуги, что обуславливает как высокий спрос на эти услуги, так и большое количество антропогенных угроз для ландшафтов и конфликтных ситуаций землепользования;

г) положение провинции в пределах бассейнов крупных озёр и древних озёрно-ледниковых котловин, что обуславливает тесную связь землепользования с состоянием озёр и черты историко-культурной и эстетической уникальности территории;

д) высокая доля склоновых поверхностей и повышенная интенсивность латеральных потоков вещества, что повышает значение почвозащитных и водоохраных услуг, выполняемых зональными экосистемами в условиях значительных антропогенных нагрузок;

е) высокая внутренняя мозаичность большинства угодий из-за частых смен крутизны, кривизны, экспозиции поверхностей, что затрудняет экстраполяцию локальных измерений на большие территории.

Южнотаёжная Ветлужско-Унжинская провинция характеризуется высокой заболоченностью и хорошо залесена преимущественно сосновыми лесами. Низкое плодородие почв препятствует сельскохозяйственному освоению. Расселение имеет очаговый характер, в основном – вдоль узких полос по краю речных долин и вдоль автомобильных и железных дорог. Наиболее важна здесь продукция древесины сосновыми лесами. Основные потребители этой экосистемной услуги – крупнейшие деревообрабатывающие предприятия общенационального значения в Шарье и Мантурово. Главная транспортная ось – железнодорожная магистраль, пересекающая провинцию в широтном направлении. Характеристики территории, важные для оценки экосистемных услуг:

а) массивно-дырчатая пространственная структура (рис. 6.4.1.1 а) с неравномерным распределением зональных и нарушенных экосистем с резким преобладанием первых;

б) высокая концентрация поселений в узких обезлесенных полосах вдоль рек и редких дорог (рис. 6.4.1.2 б), что создаёт сильную поляризацию антропогенных нагрузок и увеличивает значимость водоохранной услуги лесов и лугов в локальном масштабе вдоль долин рек;

в) наличие в пределах провинции как высокого потенциала услуги продукции древесины, так и её основных потребителей, причём, в отличие от Верхневолжской провинции, места её производства и потребления существенно удалены друг от друга;

г) большой вклад провинции в целом в формирование средообразующих услуг биогеохимической регуляции климата, осуществляемых крупными монотонными массивами лесов и болот;

д) высокая степень зависимости стока основных рек Унжи, Ветлуги, Неи от транспирирующей функции растительного покрова их бассейнов – болот, молодых, средневозрастных и старовозрастных лесов и соотношения их площади как функции времени, прошедшего после рубок или пожаров;

е) низкая доля склоновых поверхностей, пониженная интенсивность латеральных потоков и повышенная роль подземного стока в пределах песчаных равнин, что снижает значимость экосистемных услуг лесов по защите почв от эрозии, но повышает их значимость в защите грунтовых вод;

ж) высокая эстетическая, рекреационная и промысловая привлекательность долин трёх крупнейших рек при общей малой контрастности рельефа, заболоченности и низкой доступности на основной территории провинции;

з) относительно низкая внутренняя мозаичность большинства угодий, что расширяет возможности экстраполяции локальных измерений на большие территории.

Южнотаёжная провинция Северные Увалы характеризуется высокой эрозионной расчленённостью, удалённостью от федеральных дорог, относительно низкой плотностью населения на основной части территории. Население сконцентрировано в очагах сельскохозяйственных ландшафтов с плодородными почвами. Потенциал экосистемных услуг разделён между еловыми и пихтово-еловыми лесами и очагами обезлесенных сельскохозяйственных ландшафтов. Характеристики территории, важные для оценки экосистемных услуг:

а) приводораздельное положение в общей системе стока Восточно-Европейской равнины – в верхнем течении двух крупнейших рек Костромской области и, одновременно, крупнейших правых

притоков Волги её верхнем течении (Ветлуги и Унжи), что делает стокорегулирующие услуги, выполняемые экосистемами провинции, значимыми не только за пределами провинции, но и за пределами Костромской области;

б) неравномерное расселение, обуславливающее поляризацию мест формирования средообразующих экосистемных услуг и спроса на них;

в) наличие крупных-очагов сельского хозяйства с чрезвычайно высокой значимостью остаточных пятен и полос зональных экосистем как поставщиков средообразующих и рекреационных услуг местного значения;

г) высокая доля склоновых поверхностей и повышенная напряжённость латеральных потоков, контролируемая соотношением лесных и безлесных территорий;

д) большая доля труднодоступных территорий в силу редкой дорожной сети, что повышает значимость провинции как очага сохранения зональных экосистем и биоразнообразия.

Таким образом, физико-географические провинции существенно отличаются друг от друга по условиям формирования и потребления экосистемных услуг. Такой вид районирования, при котором линейные размеры пространственных единиц составляют первые сотни километров, полезен для определения приоритетных видов экосистемных услуг, оценки удалённости и сопряжённости экосистем, их предоставляющих, и потребителей этих услуг. Важнейшее общее свойство ландшафтов, составляющих единую провинцию – энергия рельефа, определяющая значимость вклада экосистем в регулирующие услуги, связанные с латеральными потоками вещества (защита почв от эрозии, регулирование объёма стока и обеспечение его качества наземными экосистемами), а также в рекреационные услуги, обусловленные контрастностью рельефа. Для корректного расчёта экосистемных услуг информативным общим показателем провинции может служить дробность ландшафтной структуры с характерными средними площадями угодий и мерой их внутренней мозаичности. Последнее важно, как фактор, влияющий на точность пересчёта удельных показателей (например, $\text{м}^3/\text{га}$ древесины) на площадь: чем более мозаична внутренняя структура угодья, тем больше возможная ошибка пересчёта и экстраполяции данных при некорректном выборе размера операционной территориальной единицы (например, пикселя). Для расчёта водорегулирующих услуг, связанных с границами речных и озёрных бассейнов, провинция как единица районирования удобна тем, что в её пределах внутреннее строение большинства бассейнов имеет общие черты (характерные площади, приуроченность истоков к тем или иным видам ландшафтов, стокоформирующие условия рельефа верхних и нижних частей бассейна, геохимическая контрастность и др.).

Значение физико-географических районов и округов для оценки экосистемных услуг и экосистемных активов на примере Костромской области

Физико-географический район или округ – более дробные единицы районирования внутри провинции, которые обособляются по набору характерных видов ландшафтов. Так, в пределах возвышенной физико-географической провинции (например, Северные Увалы) округа могут различаться по глубине расчленения рельефа, богатству поверхностных горных пород и четвертичных отложений, элементами минерального питания, характерными растительными сообществами. Например, если в Ветлужско-Унжинской провинции ландшафты песчаных плоских водноледниковых равнин с сосняками абсолютно преобладают, то в провинции Северные Увалы они распространены локально полосами вдоль рек на доминирующем фоне моренных и моренно-водноледниковых равнин.

Набор характерных видов ландшафтов внутри физико-географического округа может проявляться либо в их однотипном чередовании, либо в направленной смене от некоторого ядра по разным направлениям. Рисунок расселения также специфичен для округов и диктует пропорции и взаиморасположение урочищ, сохраняющих либо утративших зональный характер. Если основная часть регулирующих и информационных услуг предоставляется прежде всего зональными природными экосистемами, то продукционные и рекреационные услуги могут предоставляться экосистемами и ландшафтами, существенно трансформированными человеком (например, лесными плантациями или так называемыми «культурными» ландшафтами). В зависимости от того, какая доля ландшафта утратила зональный характер, изменяется доступность и ценность зональных урочищ, а также обеспеченность населения необходимыми экосистемными услугами. Так, в Вохомском округе провинции Северные Увалы («4» на рис. 6.4.1.2 б), который характеризуется плодородными и хорошо дренированными

почвами, распаханность и густота поселений настолько велики, что зональных лесных урочищ осталось крайне мало. Население оказалось лишено возможности использовать рекреационные услуги, предоставляемые этими урочищами, так как их площадь на душу населения низка, они труднодоступны из-за отсутствия подъездных дорог, имеют жёсткие природоохранные ограничения (особо защитные участки леса, защитные леса водоохранных зон, зоны санитарной охраны источников водоснабжения и др.) либо их использование в настоящее время несовместимо с рекреационными целями (полигоны ТБО, военные объекты, скотомогильники, сельские кладбища). В то же время в соседних физико-географических округах, где почвы бедны и переувлажнены, сеть населённых пунктов гораздо более редкая, и среди них почти нет таких, которые были бы удалены от лесов дальше пешеходной доступности.

Благодаря однотипной комбинации видов ландшафтов в пределах физико-географического района для него можно подобрать единые параметры уравнения, связывающего показатели экосистемных услуг с характеристиками водосборного бассейна и/или долины. Например, для водоохранных услуг долинных лесов: качество воды будет зависеть не только от площади таких лесов, но и от крутизны и длины склонов, ширины лесной полосы между распаханными полями и безлесным днищем долины, а также среднего (или модального, медианного) расстояния от подножья склона до поймы и/или постоянного русла реки. Вклад каждой из этих переменных поддаётся статистической оценке при наличии достаточно большого массива бассейнов, аналогичных по физико-географическим характеристикам. Получив искомое уравнение для расчёта экосистемной услуги в пределах физико-географического округа, можно рассчитать оптимальное для неё соотношение угодий, обеспечивающее в полной мере данную услугу, что даёт возможность проектировать меры по предотвращению её утраты или восстановлению. При переходе в другой округ набор значимых переменных может оставаться тем же самым, но параметры могут измениться.

6.4.2. Районирование для оценки отдельных категорий экосистемных услуг

Специальные разновидности районирования для оценки конкретных видов экосистемных услуг возможны на основе комбинации цифровых растровых карт. Для этого задаётся ряд условий, которым должны соответствовать территории, чтобы считаться поставщиками исследуемых услуг. Например, для выполнения услуг по защите почв от эрозии необходимо сохранение лесов на склонах (рис. 6.4.2.1 а, б), особенно на легкоразмываемых (рис. 6.4.2.1 в). Если такие леса будут вырублены и/или на их месте будет произведена распашка, то потребуются существенные затраты на возмещение ущерба из-за утраты этой услуги (противоэрозионные мероприятия, восстановление плодородия почв, восстановление водных экосистем после заиления и эвтрофикации, дноуглубительные работы и т. п.). Далее, можно задать пороговые значения для параметров, определяющих выполнение этой услуги, например для доли площади таких лесов, и ранжировать административные районы или единицы физико-географического районирования по этим грациям.

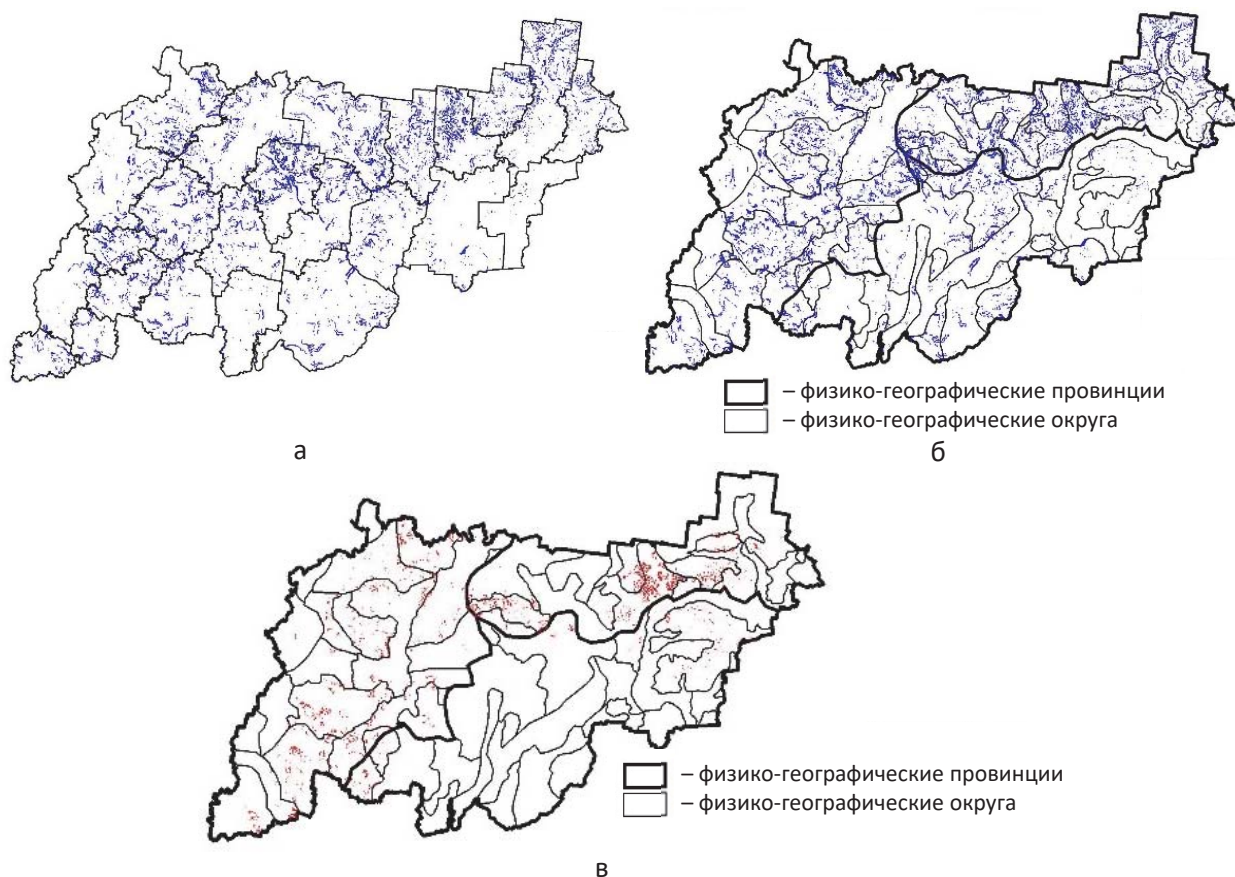


Рисунок 6.4.2.1. Картирование противоэрозионных лесов для районирования экосистемной услуги по предотвращению эрозии на примере Костромской области: а) леса на склонах в границах административных районов; б) леса на склонах в границах физико-географических провинций и округов; в) леса на склонах, сложенных легкоразмываемыми лёссовидными суглинками в границах физико-географических провинций и округов

6.4.3. Выделение коннекционных районов

Как сказано выше, оценка экосистемных услуг должна учитывать как природные условия, определяющие их предоставленный (потенциальный) объём, так и социально-экономические параметры территорий, влияющие на их спрос и использование: плотность населения, компактность расположения населённых пунктов, предприятий и связанных с ними объектов инфраструктуры. Как известно, районы «производства» и «потребления» экосистемных услуг не обязательно совпадают и могут быть связаны несколькими типами пространственных отношений (*in situ*, центральный, разнонаправленный, направленный, ненаправленный) (Burkhard, Maes, 2017).

Чтобы учесть эти соотношения, используется специфический подход к районированию – выделение коннекционных районов, объединяемые вещественными или невещественными «потоками» экосистемных услуг, перетекающим из мест «производства» к местам их «потребления». Например, если части какой-либо территориальной единицы различаются по лесистости, то выделение коннекционных районов позволит объединить части территории, связанные потоком «лесных» экосистемных услуг к их потребителям, которые находятся на обезлесенной части. Эти потоки могут включать древесину, охотничью продукцию, возможности для рекреации, регулирование стока и т. п. – то есть все случаи, когда услуги производятся в лесной части территории, но используются людьми и предприятиями, которые находятся вне неё. Для коннекционных районов особое значение имеет напряжённость градиента некоторой природной характеристики, определяющей производство экосистемных услуг, направленного противоположно градиенту некоторой социальной характеристики, которая определяет их потребление.

В качестве примера можно привести подходы к выделению коннекционных районов для услуг по созданию природных условий для рекреации выходного дня (см. раздел 4.1.7). Очевидно, что спрос на отдых на природе в выходные дни у городских жителей выше, чем у сельских, поэтому в уравнении для потока этой услуги переменными, определяющими спрос на эту услугу, могут быть доля площади городских поселений или плотность городского населения, рассчитанные попиксельно. Площадь территории для расчёта потоков этой услуги можно определить, исходя из целесообразной дальности поездки семьи для воскресного отдыха (в разделе 4.1.7 использована дальность 50 км вокруг крупных городов на ЕТР). Для этой же территории рассчитываются показатели предоставленного объёма услуги, то есть рекреационной ёмкости экосистем разных типов (см. раздел 4.1.7), а также индекс рекреационной привлекательности. Для определения последнего можно использовать различные параметры, включая эстетические качества ландшафта (см. раздел 4.1.8), транспортную доступность и наличие туристической инфраструктуры. Рассчитав указанные показатели попиксельно, можно применить метод построения регрессионного уравнения в скользящем квадрате (или круге) для каждого пикселя. Далее, на основании коэффициентов детерминации и регрессионных коэффициентов можно выделить районы, в которых уменьшение показателей спроса на экосистемные услуги сопряжено с ростом показателей их объёма, предоставленного экосистемами, что позволит картографически отразить преимущественные направления предполагаемого перемещения людей для получения рекреационных услуг вдоль соответствующего градиента. Чем более резким является этот градиент, т. е. чем на меньшем расстоянии происходит изменение показателей, тем сильнее использование услуги и её «поток» от места предоставления к месту локализации потребителей. Например, если крупная урбанизированная местность расположена вблизи красивой лесной озёрной местности, то поток отдыхающих горожан будет сильно выражен. Если расстояние большое и градиент менее резкий, то с высокой вероятностью поток горожан уменьшится и ни будут выбирать более доступные варианты ближе к городу, пусть даже и более низкого качества, например, в пригородных парках.

6.4.4. Районирование по единству типа отношений между индикаторами экосистемных услуг и экосистемных активов

Специальные возможности для оценки экосистемных услуг предоставляет способ выделения районов по единству типа отношений между индикаторами экосистемных активов и экосистемных услуг, которые включают природные и социально-экономические характеристики. Для этого используется серия растровых слоёв ГИС, на основе которых регрессионными уравнениями описываются отношения между разными характеристиками. Основанием для районирования являются коэффициенты детерминации, знак и величина регрессионных коэффициентов. Предварительно выделяются районы со сходством значений коэффициента детерминации, что означает наличие достоверной связи. Затем происходит детализация районов на основании сходства вида связи, т. е. по сходству знака и модуля регрессионных коэффициентов. Возможны два способа расчёта регрессии. Первый сводится к расчёту в скользящем окне, когда все пиксели окна имеют равный вес в уравнении. Второй способ придаёт разные «веса» пикселям окрестности в зависимости от расстояния до центрального пикселя. Если территория исследования обеспечена не попиксельными, а нерегулярными точечными данными, то, согласно одной из разновидностей метода географически взвешенной регрессии, можно вести расчёт либо исходя из заданного числа соседних точек, либо в заданной окрестности, либо подбирать оптимальный размер окрестности расчёта для достижения наивысшего качества уравнения (Fotheringham et al., 2002; Kupfer, Farris, 2007).

Применение этого подхода даёт две возможности.

Выявление потоков экосистемных услуг (см. раздел 6.4.3). В пределах района, выделенного по единству типа отношений между характеристиками, эти характеристики меняются сопряжённо. Если в некотором направлении одна характеристика возрастает, то другая либо также возрастает, либо убывает. Например, если имеется отрицательная связь между лесистостью и плотностью населения (чем выше плотность населения, тем ниже лесистость окрестности), то очевидно, что экосистемы – поставщики услуг, связанных с лесом, и их потребители территориально разобщены. Тогда возможен направленный поток продукционной услуги вдоль градиента убывания лесистости и возрастания плотности

населения. Очевидно также, что в том же районе весьма вероятен и встречный поток: люди как потребители рекреационных и информационных услуг лесных экосистем перемещаются к месту производства таких услуг, т. е. в сторону повышения лесистости (см. раздел 6.4.3).

Выявление взаимоусиления или антагонизма между разными экосистемными услугами. В упрощённом примере можно считать, что услуги регулирования стока в основном производятся болотами, продукции древесины – лесами, плодородие почв наиболее важно для сельскохозяйственного производства. Следует ожидать, что показатели лесистости, заболоченности и распаханности территории связаны определёнными отношениями, причём последняя характеристика в большинстве случаев должна находиться в антагонизме к первым двум. В разделе 5.2.3 показаны примеры отрицательных зависимостей между индикаторами «лесных» и «водных» экосистемных услуг и степенью распашки (трансформированности) территории, и положительные зависимости между этими услугами и лесистостью. Также выявлены положительные зависимости между показателями «лесных» и «водных» услуг, и отрицательные зависимости между всеми этими услугами и объёмом сельскохозяйственной продукции (раздел 5.2.6). Эти зависимости выявлены для всей России или ЕТР, однако в разных регионах этих обширных территорий они могут различаться. Кроме того, на обширных территориях выявленные зависимости во многих случаях отражают не причинно-следственные связи, а лишь корреляции, обусловленные одновременной реакцией индикаторов на какой-либо третий фактор, например, климатические условия. Таким образом, для выявления взаимоусиления (синергии) или антагонизма (trade-off) экосистемных услуг необходимы более детальные оценки внутри районов, однородных по природным условиям. Метод географически взвешенной регрессии или метод регрессии в скользящем окне позволяют выделить районы с однородными зависимостями между исследуемыми индикаторами. Карта регрессионных коэффициентов и производная от неё карта классов отношений (результат классификации территории по значениям регрессионных коэффициентов) могут показать наличие следующих основных вариантов соотношения заболоченность – лесистость – распаханность.

А) Чем больше заболоченность, тем меньше лесистость и распаханность. Это характерно для многих районов западносибирской и восточноевропейской тайги, где главный лимитирующий фактор – переувлажнённость. Очень распространены районы, где по мере роста расчленённости рельефа и дренированности болота сначала вытесняются лесами, а потом – леса вытесняются пашнями. В таких районах услуги формирования стока, производства древесины и плодородия почв находятся в антагонизме.

Б) Чем больше заболоченность и лесистость, тем меньше распаханность. Это соответствует ситуации, когда большинство лесов заболочены и только в редких пятнах или полосах (например, вдоль бровок долин) болота невозможны, а все дренированные леса сведены под пашню; при этом безлесные болота практически отсутствуют. В таком случае услуги регулирования стока и производства древесины совмещены в пространстве, а услуга плодородия почв находится к ним в антагонизме.

В) Чем больше лесистость и чем меньше заболоченность, тем больше распаханность. Такая ситуация возможна, когда только наличие безлесных болот полностью исключает возможность распашки, а за пределами болот леса и пашни чередуются, составляя относительно монотонную картину на картах лесистости и распаханности. По сути, в таком случае, услуги производства древесины и плодородия почв условно совместимы в пространстве ландшафта, а реальное распределение сельскохозяйственных и лесных угодий – либо результат волевых решений собственников, либо – результат адаптации к более дробным ландшафтным единицам, чем предусматривает размер скользящего окна, – урочищам (например, когда плоские поверхности распаханы, а склоны залесены).

6.5. Опыт ландшафтного и территориального планирования в СССР и России

6.5.1. Формы территориального планирования, ранее применявшиеся в СССР и России

Из прежних форм территориального планирования в первую очередь целесообразно использовать некоторые до сих пор актуальные методы и результаты районных планировок и территориальных комплексных схем охраны природы (ТерКСОП). Районными планировками были охвачены территории многих субъектов РФ и их районов. Это была обязательная форма планирования. ТерКСОП тоже составлялись довольно широко, хотя и факультативно, преимущественно для территорий с особыми природоохранными проблемами.

Районная планировка – вид проектных работ, выполнявшийся до 1998 года основной целью которого являлось рациональное и взаимосвязанное размещение на конкретной территории производственных предприятий, городов и посёлков, транспортных магистралей, инженерных коммуникаций и мест массового отдыха населения. Районные планировки составлялись на основе всесторонней оценки территории с учётом географических, экономических, архитектурно-планировочных, инженерно-технических и экологических условий и факторов. Существовало два уровня проектных работ – схемы и проекты районной планировки, различающиеся последовательностью разработки, величиной планируемой территории, спецификой решаемых задач и детальностью проработки. Схемы районной планировки выполнялись для областей, краёв, республик РФ и округов. Проекты районной планировки выполнялись для муниципальных районов и их групп, а также для зон влияния крупных городов, курортных районов и др. Действующим сегодня градостроительным кодексом осуществление районных планировок не предусмотрено, но ранее составленные схемы и проекты районных планировок учитываются при новом планировании. Также используются и некоторые методические приёмы районных планировок. Содержание районных планировок отражается перечнем входящих в них карт и схем (табл. 6.5.1.1).

Таблица 6.5.1.1. Карты и схемы, входящих в районную планировку

Раздел материалов	Карты и схемы
Основные материалы	– Современное состояние территории – Функциональное зонирование – Проектный план – Первоочередные мероприятия
Дополнительные материалы	– Географическое положение – Комплексная оценка территории – Инженерно-геологические условия и минеральные ресурсы – Расселение и планировочная структура – Сельское и лесное хозяйство – Культурно-бытовое обслуживание – Организация массового отдыха – Охрана природы и памятников культуры – Транспортные сети и сооружения – Водобеспечение – Энергоснабжение – Мелиорация и инженерная подготовка территории – Более детальные фрагменты некоторых карт и схем наиболее освоенных участков территории (по желанию заказчика) – Медицинское зонирование (для курортов) – Варианты планировочной организации территории
Вспомогательные материалы	Рабочие схемы, обосновывающие комплексную оценку территории (геологическое строение, почвы, растительность и др.)

В советское время районная планировка была прогрессивно развивающейся формой проектной деятельности, важным каналом проникновения природоохранных идей и ландшафтно-экологических принципов в практику природопользования. Однако ряд её черт не способствовали реализации концепций экологически устойчивого регионального развития. Будучи одним из звеньев иерархической системы территориального планирования, районная планировка подчинялась её общим

принципам, установившимся в период жёсткого вертикального планирования «сверху вниз», и потому несла в себе черты централизации управления хозяйством. Наиболее существенные особенности этой системы таковы:

- приоритет интересов экономики, хозяйственного освоения территории;
- опора на генеральные схемы расселения и на градостроительные планировочные решения;
- подчинённая роль природоохранного подхода;
- определённая степень необязательности планировочных предложений, выражающаяся, например, в том, что юридическое закрепление границ землепользований осуществлялось другими документами (проектами землеустройства), независимыми от содержания районной планировки и выполняемыми в более крупном масштабе;
- органами исполнительной власти рассматривалась и утверждалась лишь часть материалов планировки, однако и после утверждения эти материалы могли пересматриваться.

Территориальная комплексная схема охраны природы (ТерКСОП) – это составлявшийся в 1980–1990-е годы комплексный план охраны природы региона или природного объекта. План включал нормирование антропогенных нагрузок на окружающую среду, определял проблемные территории и ограничения на размещение предприятий. ТерКСОП включала также рекомендации и перспективный план мер по охране окружающей природной среды. Факультативное составление ТерКСОП предусматривалось действовавшим до 2004 года градостроительным кодексом, в настоящее время новые схемы не составляются, но многие положения старых схем сохраняют своё значение.

ТерКСОП обычно включали карты, отражающие следующие факторы:

- антропогенные воздействия на природные объекты;
- устойчивость природных объектов к антропогенным воздействиям;
- текущее состояние природных объектов;
- планируемые воздействия на территорию;
- остроту природоохранных проблем и конфликтов;
- рекомендуемые природоохранные мероприятия.

Обычно ТерКСОПы разрабатывались или как природоохранная часть (раздел) районных планировок, или как самостоятельная форма территориального планирования регионального уровня. Нередко содержание этих схем на практике оказывалось шире, чем сугубо природоохранное. Масштабы, содержание карт и способы представления данных могли существенно различаться. Пример подобной серии карт – это среднемасштабные карты территории Курской области, подготовленные коллективом сотрудников Института географии РАН.

Как в правовом, так и в содержательном аспектах ТерКСОП имели ряд недостатков:

- статус схем не был определён специальным нормативным актом;
- схемы не были встроены явным образом в иерархическую систему территориального планирования;
- назначение схем, их структура (состав), их исполнители не были определены нормативно;
- в аналитических разделах схем не учитывалась социально-экономическая динамика;
- не рассматривались финансовые и материально-ресурсные возможности реализации рекомендуемых мероприятий;
- не предусматривался мониторинг результатов реализации схем и коррекция рекомендуемых мероприятий.

Несмотря на недостатки, достоинства этих схем очевидны. Как никакая другая из форм территориального планирования, ТерКСОП способствовали решению экологических проблем территории, так как они оценивали устойчивость различных компонентов ландшафтов, прогнозировали последствия их использования и были нацелены в первую очередь на меры охраны, а не использование территории.

6.5.2. Современные формы территориального планирования

В настоящее время территориальное планирование определяется следующими основными документами:

- Федеральный закон от 28 июня 2014 г. № 172-ФЗ «О стратегическом планировании в Российской Федерации», статьи 32 и 38;
- Градостроительный кодекс Российской Федерации от 29.12.2004 N 190-ФЗ (в редакции от 27.12.2019), статьи 10 и 30;
- Федеральный закон «О землеустройстве» от 18 июня 2001 г. N 78-ФЗ, статья 19;
- Лесной кодекс Российской Федерации от 04.12.2006 N 200-ФЗ (в редакции от 01.07.2017), статья 86.

Территориальное планирование определяется Градостроительным кодексом РФ (ГрК РФ) как инструмент реализации градостроительной деятельности, то есть деятельности по развитию территорий, в том числе городов и иных поселений, осуществляемой в виде территориального планирования, градостроительного зонирования, планировки территории, архитектурно-строительного проектирования, строительства, капитального ремонта, реконструкции объектов капитального строительства, эксплуатации зданий, сооружений, благоустройства территорий, в том числе для установления функциональных зон, определения планируемого размещения объектов федерального, регионального и местного значения.

Это определение охватывает не только территории поселений разного уровня, но и все пространство муниципальных образований, субъектов РФ и, в идеале, всю территорию страны. Территориальное планирование, согласно ГрК РФ, выполняется в виде Схем территориального планирования (СТП). В настоящее время СТП для всей территории страны в полном объеме не разработаны, имеются только компоненты СТП в виде схем развития транспорта, энергетики и некоторых других компонентов. Но и они опубликованы в основном в виде текстов, а не карт.

В широком понимании к формам территориального планирования, кроме градостроительного планирования, относятся также лесоустроительное, землеустроительное, водохозяйственное и природоохранное планирования. Эти формы закреплены нормативными документами, выполняться они должны на разных иерархических уровнях. Для лесоустроительного планирования предусмотрены региональный и более низкие уровни, для природоохранного – федеральный и региональный, для градостроительного и землеустроительного – муниципальный, региональный и федеральный. Содержание планирования на каждом уровне различно и должно быть выстроено таким образом, чтобы результаты одного уровня дополняли результаты другого.

Ландшафтное планирование также относится к формам территориального планирования, однако оно нормативно не закреплено и не используется исполнителями других форм планирования, хотя польза от интеграции СТП и ландшафтного планирования могла бы быть значительной. Заказчики (администрации муниципалитетов, поселений и областей) также не считают нужным финансировать ландшафтное планирование.

Более частные формы территориального планирования сегодня редко разрабатываются как самостоятельные планы, однако в методическом отношении представляют определённый интерес.

Функциональное зонирование – наиболее развитая, методически разработанная, а также законодательно закреплённая в ГрК РФ форма территориального планирования. В основном она действует как компонент градостроительного планирования, в результате чего устанавливаются функциональные и территориальные зоны: жилые, общественно-деловые, производственные, зоны инженерной и транспортной инфраструктур, сельскохозяйственного назначения, рекреационного использования, особо охраняемых природных территорий, специального назначения и иные. Особое природоохранное значение имеют следующие виды зон:

- буферная зона выделяется вокруг особо охраняемых природных территорий в целях их защиты от неблагоприятных антропогенных воздействий извне; в пределах зоны устанавливается особый режим хозяйственной деятельности;
- охранный зона (например, зона охраны памятников истории и культуры, зоны санитарной и водной охраны вокруг курортов, промышленных предприятий, водных объектов) – примыкающая к охраняемому объекту территория, призванная оградить его от отрицательных антропогенных воздействий извне;

– рекреационная зона или зона отдыха – специально организованная зона массового кратковременного отдыха жителей населённого пункта, размещаемая в пределах зелёной зоны, либо в парках и скверах;

– зона чрезвычайной экологической ситуации – участок территории, где в результате хозяйственной и иной деятельности происходят устойчивые отрицательные изменения в окружающей природной среде, угрожающие здоровью населения, состоянию естественных экологических систем, генетического фонда растений и животных;

– зона экологического бедствия – участок территории, где в результате хозяйственной либо иной деятельности произошли глубокие необратимые изменения окружающей природной среды, повлёкшие за собой существенное ухудшение здоровья населения, нарушение природного равновесия, разрушение естественных экологических систем, деградацию флоры и фауны; в таких зонах прекращается деятельность хозяйственных объектов, кроме тех, которые обслуживают проживающее на территории зоны население, запрещается строительство, реконструкция хозяйственных объектов, существенно ограничиваются все виды природопользования, принимаются оперативные меры по восстановлению и воспроизводству природных ресурсов и оздоровлению окружающей природной среды.

Планирование природно-экологического каркаса территории и построение экологических сетей нацелено на сохранение или создание экологического каркаса, то есть системы ядер (участков строгой охраны видов, охраны местообитаний и охраны ландшафтов) и связывающих их коридоров (полос, связывающих ядра в систему) разного уровня с такими режимами природопользования, которые предотвращают потерю биологического разнообразия и деградацию ландшафта, а также поддерживают его оптимальное функционирование и динамическую устойчивость.

6.5.3. Особенности территориального планирования, полезные для оценки экосистемных услуг

В настоящее время существует ряд географических подходов, позволяющих оценить и учитывать экосистемные услуги в ходе территориального планирования (ТЕЕВ..., 2014; Учёт и оценка..., 2014). Полезность различных форм территориального планирования для выявления и анализа экосистемных услуг России определяется следующими основными особенностями этих форм:

– возможностью интерпретации свойств территории, которые учитываются в планировании, как индикаторов экосистемных услуг;

– отображением свойств территории в картографической форме с привязкой к границам тех или иных территорий;

– пространственным масштабом материалов планирования и их пространственной иерархичностью;

– свойствами используемых пространственных ячеек;

– надёжностью (достоверностью) материалов планирования и их обеспеченностью эмпирическими данными.

Полезность разных форм территориального планирования для оценки экосистемных услуг определяется их следующими характеристиками:

– градостроительное планирование, в частности, схемы территориального планирования, охватывает большие территории, имеет иерархическую структуру, даёт комплексную оценку территории, её пригодности для разных нужд, рекомендует подходящие виды использования территории, включает функциональное зонирование;

– лесоустройство содержит материалы таксации (данные о запасах древесины, возрасте, динамике и породном составе насаждений), определяет расчётную лесосеку и допустимые объёмы использования лесов;

– землеустройство охватывает большие территории (кроме земель лесных и поселений), имеет иерархическую структуру, содержит сведения о ценности (бонитете) почв.

Схемы территориального планирования мыслятся как воплощение Стратегий социально-экономического развития регионов, однако в должной мере не основываются на предшествующих результатах пространственного анализа территорий. Закон о стратегическом планировании в РФ (от 28 июня 2014 г. N 172-ФЗ) не превратил пространственный анализ в инструмент территориального

планирования, поскольку механизмы выполнения многих его предписаний остались неясными. Закон не придал нормативного статуса ландшафтному планированию, несмотря на его несомненную полезность. Одна из причин в том, что в России традиционно слаб системный подход в работе как законодательной, так и исполнительной ветвей власти. Преобладающим остаётся отраслевой, ведомственный подход.

Несмотря на отсутствие нормативно закреплённого статуса, ландшафтное планирование может быть использовано как методический подход к оценке и учёту экосистемных услуг России, поскольку оно выполняет следующие функции:

- анализирует значение всех биотопов и иных морфологических элементов ландшафтной структуры и рекомендует использовать в практике природопользования наиболее адекватные экологически и совместимые компоненты ландшафта;
- стремится обеспечить минимизацию конфликтов природопользования, вовлекает всех природопользователей в процедуры принятия решений об использовании ландшафта;
- определяет экологическую, а не только потребительскую, значимость местообитаний или биотопов, выявляет допустимую степень их использования;
- учитывает возможные изменения территории;
- может использоваться для селитебных территорий.

Для оценки экосистемных услуг могут быть полезны используемые в ландшафтном планировании представления об основных функциях ландшафта и способах оценки значимости и чувствительности его морфологических структур, прежде всего биотопов. Различаются следующие группы ландшафтных функций:

- биопродукционная и биоресурсная;
- биотопическая, способствующая сохранению биоразнообразия;
- газообменная, водо- и климатоформирующая и водо- и климаторегулирующая;
- почвообразующая, отчасти также минерало- и породообразующая;
- селитебная, транспортная, лесо-, водо- и сельскохозяйственная;
- санитарно-гигиеническая и рекреационная;
- информационная и культуроформирующая, включая формирование эмоционально-психологических особенностей характера людей, их знаний и мировоззрения.

Нетрудно заметить, что этот перечень весьма похож на перечень экосистемных услуг, принятых концепцией Millennium Ecosystem Assessment (2005). Но в концепции ландшафтного планирования он был сформулирован значительно раньше. Перечень основных функций ландшафта помогает учитывать всё их разнообразие, а в сочетании с оценками их значимости и чувствительности к воздействиям находить пути наименее конфликтного использования.

Значимость компонента или структурного элемента ландшафта зависит от двух основных факторов. Во-первых, от его положения в системе функциональных связей (в диапазоне вариантов от очень важного положения до совсем неважного). Во-вторых – от его способности успешно выполнять свою роль при разных нагрузках или уровнях использования. Эта способность, в свою очередь, зависит от чувствительности компонента к нагрузкам. Под категорией «чувствительность» в ландшафтном планировании понимается способность данного природного компонента (или элемента его морфологической структуры) изменять свои свойства и динамические характеристики под воздействием хозяйственной деятельности человека.

Рекомендации по определению этих категорий содержатся в опубликованных монографиях, руководствах и учебниках по ландшафтному планированию (Антипов и др., 2001, 2002; Ландшафтное планирование..., 2006).

Задачи ландшафтного планирования, которые целесообразно иметь в виду при выполнении работ по выявлению и оценке экосистемных услуг:

- сохранение основных функций ландшафта как целостной системы поддержания жизни;
- выявление интересов разных природопользователей и анализ возникающих конфликтов;
- разработка плана действий и мероприятий, необходимых для решения конфликтов и достижения согласованных целей природопользования;

- определение ценности (значимости) земель или биотопов в широком контексте, включая их стратегическую биосферную роль;
- определение соотношения между нуждами пользователей, осваивающих ресурсы конкретного ландшафта, и долгосрочными интересами общества.

6.5.4. Возможности использования материалов территориального планирования для оценки экосистемных услуг

Наиболее распространёнными в настоящее время являются материалы градостроительного планирования – схемы территориального планирования (СТП). Они составлены для многих областей и муниципальных образований страны. Часть из них доступна в интернете, но там они обычно имеют низкое разрешение. Оригиналы можно получить в администрациях областей и муниципалитетов.

Материалы лесоустройства тоже распространены широко, но их качество нередко оказывается недостаточно высоким. Лесные планы также имеются в областных администрациях и в интернете.

Землеустроительные материалы ещё в 60-е годы были вполне доброкачественными. Сейчас они очень устарели, многие не сохранились. Современные схемы землеустройства очень немногочисленны.

Для некоторых территорий источниками полезных сведений могут служить материалы прежних районных планировок и территориальных комплексных схем охраны природы (ТерКСОП).

Для ряда регионов имеются схемы природно-экологического каркаса территорий, хотя они немногочисленны. Иногда они включены в состав СТП областей.

Важными являются сведения о планах использования территорий, содержащихся в СТП. Их следует учитывать, оценивая вероятные изменения в качестве и составе экосистемных услуг, которыми рассматриваемая территория обладает потенциально на момент оценки, но может их утратить при реализации СТП.

Ландшафтное планирование в настоящее время выполнено только для нескольких регионов страны. Наиболее многочисленные разнообразные по назначению и масштабу планы составлены в Прибайкалье Институтом географии СО РАН. Методически это хорошо разработанный инструмент.

7. Выводы

1. Экосистемные услуги России оказывают определяющее влияние на благополучие населения страны. Экосистемные активы, обеспечивающие получение экосистемных услуг, следует рассматривать в качестве важного компонента не только природных ресурсов, но и национального богатства в целом. Для населения экосистемные услуги обеспечивают благоприятные условия окружающей среды (чистый воздух и воду), а также создают условия для отдыха людей на природе. Для экономики важны экосистемные услуги по производству ключевых биоресурсов (прежде всего древесины и рыбы) и регулирующие услуги по очистке воды и воздуха, предотвращению эрозии почв, регулированию водного цикла, необходимые для экономического развития регионов. Сохранение экосистем и поддержание их устойчивого функционирования в регионах страны существенно снижают ущерб для экономики и здоровья людей от негативных изменений окружающей среды, а также стоимость технологических решений, необходимых для борьбы с ними. Такие услуги российских экосистем, как поглощение и хранение углерода, важны как ключевые факторы регуляции климата в глобальном масштабе.

Подавляющую часть суммарной стоимости оценённых в проекте экосистемных услуг составляют средообразующие (регулирующие) услуги. Ряд ключевых услуг этой категории в некоторых регионах страны уже не справляется с задачей поддержания благоприятных условий среды. К таким услугам относятся обеспечение наземными экосистемами объёма стока воды, очистка воды в природных водоёмах, очистка воздуха пригородными лесами. Несмотря на то, что экономическая ценность используемых в настоящее время экосистемных услуг в целом в России составляет несколько процентов по сравнению с ВВП, во многих регионах страны ценность используемых услуг превышает 10 % валового регионального продукта, что говорит о ключевом значении экосистемных услуг для благополучия этих регионов. Полученные предварительные оценки необходимо уточнять, однако уже сейчас они показывают масштаб возможного ущерба от деградации экосистемных активов и услуг, который может препятствовать экономическому росту, быть причиной снижения уровня жизни населения в регионах России (раздел 6.2).

2. Необходимо обеспечить макроэкономический учёт и статистическое отражение экосистемных услуг и активов. Они должны иметь соответствующие количественные характеристики в рамках системы национальных счетов. Макроэкономические и макроэкологические расчёты должны опираться на стандартизованные и принятые большинством стран принципы системы национального счетоводства и, в первую очередь, на международный стандарт «Центральная основа Системы природно-экономического учёта (СПЭУ)» и прилагаемые к нему рекомендации «Экспериментальный экосистемный учёт (СПЭУ-ЭЭУ)». В целях подготовки к признанию экосистемных счетов СПЭУ в качестве международного стандарта ООН необходимо начать поэтапное научно обоснованное и практически значимое освоение этой системы на основе стандартизованных подходов, но с учётом национальной и региональной специфики природных условий и экономики, а также возможных изменений в системе национальных счетов (разделы 6.2 и 6.3).

3. Для экосистемного учёта СПЭУ на национальном уровне управления предложены естественнаучные индикаторы экосистемных услуг и экосистемных активов (раздел 6.1).

Индикаторы экосистемных активов:

- а) площадь экосистем (показатели фрагментированности важны на более детальных уровнях управления – локальном и, возможно, региональном);
- б) экосистемное функционирование – продуктивность и фитомасса экосистем;
- в) биоразнообразие – число видов птиц и растений (возможности использования в настоящее время других таксономических групп организмов в качестве индикаторов биоразнообразия требуют отдельного анализа).

Индикаторы экосистемных услуг:

- а) предоставленный экосистемами объём услуг, соответствующий потенциальной способности экосистем выполнять полезные для человека функции и удовлетворять его потребности;
- б) необходимый объём экосистемной услуги, требуемый для удовлетворения потребностей людей и устойчивого развития хозяйства на данной территории;

в) используемый объём соответствует пользе, которую люди получают от экосистемной услуги в данный период времени;

г) степень использования экосистемных услуг, степень обеспеченности услугами и степень удовлетворения необходимости в услугах (определяются по соотношению предоставленного, необходимого и используемого объёмов услуг).

4. Большое разнообразие природных и социально-экономических условий на территории России требует регионально-дифференцированного подхода к экосистемному учёту СПЭУ на национальном уровне управления. Структура СПЭУ-ЭЭУ, наборы индикаторов биоразнообразия, состояния экосистем и экосистемных услуг, подходы к интерпретации индикаторов для принятия решений должны учитывать различия структуры и функционирования экосистем в регионах с разными природными условиями и с разной степенью антропогенной трансформированности.

Средние значения индикаторов климатических условий, экосистемных активов и экосистемных услуг, а также характер соотношений между ними, различны в разных экорегионах европейской части России (арктических пустынях, тундре, северной тайге, южной тайге, смешанных лесах, лесостепи, степи, полупустыне, на Урале и Кавказе). Наиболее сильные различия в характере соотношений между индикаторами выявляются между группой северных, лесных и горных экорегионов (арктические пустыни, тундра, северная тайга, южная тайга, смешанные леса, горные леса и тундры Урала, горные леса Кавказа) и группой южных экорегионов (лесостепь, степь, полупустыня). В ряде случаев специфические соотношения между индикаторами выявлены для горных экорегионов, а также для лесостепи. Кроме того, существенные различия выявлены группой относительно слабо трансформированных экорегионов (северные, лесные, горные экорегионы и полупустыня) и сильно трансформированными сельскохозяйственными регионами (лесостепь, степь) (разделы 5 и 6.1.3.2).

Выявленные различия средних значений индикаторов и характера их соотношений отражают фундаментальные различия в структуре и функционировании экосистем разных типов, которые необходимо учитывать при оценке экосистемных активов и услуг.

В целом для регионов с более суровыми условиями (северных и засушливых) характерны более низкие уровни видового разнообразия, фитомассы и продуктивности экосистем. Однако это не значит, что по этим критериям экосистемные активы этих регионов менее ценны для сохранения биоразнообразия и выполнения экосистемных услуг, так как относительно низкие уровни биоразнообразия и фитомассы у ненарушенных экосистем в этих регионах являются их адаптацией к физико-географическим условиям и обеспечивают максимально эффективное и устойчивое функционирование экосистем и выполнение важнейших регулирующих экосистемных услуг (раздел 6.1.3).

Подходы к экономической оценке экосистемных активов и услуг, и её интерпретации для принятия решений также должны быть регионально-дифференцированными. Распределение стоимости экосистемных услуг и активов по регионам крайне неравномерно. В экономически развитых регионах с высокой плотностью населения экосистемные активы в значительной степени деградировали из-за хозяйственной деятельности человека, и их стоимость мала по сравнению со стоимостью активов в экономике, но в то же время в этих регионах спрос на экосистемные услуги наиболее высок. В регионах с низкой плотностью населения и слабо изменёнными человеком экосистемами, наоборот, стоимость экосистемных активов может превышать таковую для активов в экономике, но и спрос на экосистемные услуги тут относительно низок. Очевидно, что методы и интерпретация экономической оценки экосистемных услуг и активов в этих случаях должны быть различны (разделы 6.2.2.4 и 6.2.3).

Регионально-дифференцированный подход к формированию СПЭУ-ЭЭУ может опираться на методы комплексного физико-географического или ландшафтного районирования, которые учитывают как природные характеристики территорий, так и распределение на них населения и предприятий (раздел 6.4).

5. Управленческая интерпретация значений индикаторов экосистемных активов и услуг должна учитывать характер взаимосвязи между ними, прежде всего, – отражают ли они причинно-следственные связи между индикаторами, или обусловлены одновременной реакцией индикаторов на изменения других факторов. Выявленные в проекте TEEB-Russia 2 на национальном и субнациональном (для европейской территории России) уровнях анализа корреляции между индикаторами

экосистемных услуг и экосистемных активов в большинстве случаев отражают не причинно-следственные связи, а одновременное изменение индикаторов в зависимости от климатических условий и степени антропогенной трансформированности территории, которая сама зависит от климатических условий. Эти корреляции не могут являться прямым основанием для принятия управленческих решений. Тем не менее, полученные корреляции важны для решения ряда задач при формировании СПЭУ-ЭЭУ: а) определения сходства и различий между регионами страны при разработке регионально-дифференцированного подхода к экосистемному учёту; б) выявления групп индикаторов, изменяющихся сходным образом в ответ на те или иные факторы; в) выявления антагонизма или взаимоусиления различных экосистемных услуг, а также для выявления групп взаимоусиливающихся (поддерживающих друг друга) групп экосистемных услуг (разделы 5 и 6.1.3.2).

6. Индикаторы биоразнообразия, фитомассы и продуктивности экосистем являются важными показателями качества экосистемных активов и потенциала выполнения экосистемных услуг. Биоразнообразие является важнейшим фактором экосистемного функционирования и обеспечения экосистемных услуг. Снижение значений индикаторов биоразнообразия, в каждой точке или в среднем по тому или иному региону свидетельствует о деградации экосистемных активов, которая может подорвать выполнение ими экосистемных услуг (раздел 6.1.3.1).

Проанализированные в проекте TEEB-Russia 2 индикаторы биоразнообразия показали свою потенциальную применимость для оценки качества экосистемных активов: индикаторы видового разнообразия птиц (индексы видового богатства, природоохранного статуса и синантропизации) (разделы 3.2.3; 5; 6.1.3.2), индикаторы видового разнообразия высших растений (разделы 3.3; 5; 6.1.3.2). В настоящий момент наилучшее покрытие территории данными имеют показатели видового богатства птиц в европейской части России, собранные в рамках проекта Зоологического музея МГУ им. М.В. Ломоносова «Атлас гнездящихся птиц Европейской России». Для формирования корректной системы индикаторов биоразнообразия в рамках СПЭУ-ЭЭУ необходимо расширение сбора данных о биоразнообразии птиц также и в азиатской части страны, включение в систему мониторинга других групп организмов (растений, насекомых и других животных). Учитывая ограниченные возможности детального мониторинга биоразнообразия на всей территории страны в ближайшем будущем, необходима разработка экстраполяционных методов оценки биоразнообразия при недостатке первичных данных на основе комбинации имеющихся сегодня флористических данных, картографических и дистанционных данных, а также экспертных оценок (разделы 3.2.3.8; 3.3.3.4; 6.1.3.2). Для уточнения набора индикаторов биоразнообразия и подходов к их интерпретации необходимы целенаправленные исследования на региональном и локальном уровнях.

7. Структура, наборы индикаторов и подходы к их интерпретации в СПЭУ-ЭЭУ должны учитывать вероятность существенного изменения соотношения между индикаторами на разных уровнях управления. Как показал проект TEEB-Russia 2, зависимости между индикаторами экосистемных активов и услуг могут различаться на разных масштабах вплоть до смены знака. При переходе с уровня территории всей страны или крупных регионов (европейская территория России) к уровню группы экорегионов или отдельным экорегионам положительные зависимости могут меняться на отрицательные, и наоборот. Отсутствие корреляций в одном масштабе анализа не означает отсутствия связи между параметрами в другом масштабе (разделы 3.2.3.7; 5; 6.1.3.2). Несмотря на то, что на национальном и субнациональном масштабах корреляции индикаторов экосистемных активов и услуг друг с другом не могут являться прямым основанием для принятия управленческих решений (вывод 5), на локальном уровне следует ожидать проявления причинно-следственных связей, отражающих, в частности, влияние биоразнообразия на экосистемное функционирование и экосистемные услуги (раздел 6.1.3.1). Таким образом, оценки и выводы, сделанные для одного уровня управления, нельзя прямо переносить на другие масштабы.

При оценке экосистемных услуг необходимо учитывать масштаб и направленность их действия. Так, ценность экосистемных активов, обеспечивающих локально действующие экосистемные услуги, которые пространственно привязаны к сельхозугодьям и городам, в целом по стране относительно низка, однако в локальном и региональном масштабах они могут иметь критически важное значение для благополучия населения (раздел 4.1.9).

Литература

- Александрова К.И., Казакова М.В., Новиков В.С., Ржевуская (Вьюкова) Н.А., Тихомиров В.Н., при участии Григорьевской А.Я., Хлызовой Н.Ю. Флора Липецкой области – М.: Аргус, 1996. – 375 с.
- Алексеев Ю.Е., Денисова Л.В., Шовкун М.М. Сосудистые растения Приокско-Террасного заповедника: (Аннотированный список видов). – М., 2004. – 103 с.
- Алексеев Ю.Е., Жмылёв П.Ю., Слука З.А., Карпухина Е.А., Майоров С.Р., Прилепский Н.Г., Тимонин А.К. Флора высших растений Звенигородской биологической станции МГУ и её окрестностей. – Тула: Гриф и К, 2008. – 75 с.
- Алещенко Г.М., Букварёва Е.Н., Щербаков А.В. Использование экспертных оценок для анализа территории по критериям биоразнообразия // Успехи современной биологии. – 1995. Т. 115. № 6. – С. 645–654.
- Алявдина К.П., Виноградова В.П. Определитель растений Ивановской области. – Ярославль: Верхне-Волжское книжное издательство, 1972. – 400 с.
- Антипов А.Н., Дроздов А.В., Кравченко В.В., Семёнов Ю.М., Гагаринова О.В., Плюснин В.М., Суворов Е.Г., Федоров В.Н., Винкельбрандт А., Милькен В., фон Хаарен К., Шиллер И. Ландшафтное планирование: принципы, методы, европейский и российский опыт. – Иркутск: Изд-во Института географии СО РАН, 2002. – 141 с.
- Антипов А.Н., Дроздов А.В., Кравченко В.В., Семёнов Ю.М. Руководство по ландшафтному планированию. Том 2. Методические рекомендации. – М.: Государственный центр экологических программ, 2001. – 73 с.
- Артеменков А.И., Медведева О.Е., Шевчук А.В. Методы оценки стоимости водных ресурсов, проводимой в соответствии с международными стандартами статистического учёта (СНС-2008, СЭЭУ-2012, СЭЭУ-ВОДА-2012) // Вопросы оценки. – 2016. № 3. – С. 22–40.
- Артеменков А.И., Медведева О.Е. Стоимостная оценка водных ресурсов России по водной ренте // Имущественные отношения в Российской Федерации. – 2017. № 8 (191). – С. 62–73.
- Афонин А.Н., Гринн С.Л., Дзюбенко Н.И., Фролов А.Н. Интерактивный Атлас полезных растений, их вредителей и экологических факторов России и сопредельных государств. Интернет-версия 1.0. – Санкт-Петербург, Россия: Санкт-Петербургский Государственный Университет, Факультет Географии. – 2006. (<http://www.agroatlas.ru>).
- Балакай Н.И. Изменение свойств почв под влиянием эрозии // Пути повышения эффективности орошаемого земледелия. Сборник научных трудов ФГБНУ «РосНИИПМ». – Новочеркасск: Геликон, 2013. – № 50, С. 12–17.
- Барсукова А.В., Пятковская В.П. Флора Звенигородской биологической станции и её окрестностей // А.В. Барсукова, В.П. Пятковская. Методическое руководство по учебной практике. – М.: Геоботаника, 1967. – С. 65–127.
- Барталев С.А., Ершов Д.В., Исаев А.С., Потапов П.В., Турубанова С.А., Ярошенко А.Ю. Карта лесов Российской Федерации. – М., 2004.
- Барталев С.А., Егоров В.А., Ершов Д.В., Исаев А.С., Лупян Е.А., Плотников Д.Е., Уваров И.А. Спутниковое картографирование растительного покрова России по данным спектрорадиометра MODIS // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. – 2011. Т. 8. № 4. – С. 285–302.
- Безуглая Э.Ю., Завадская Е.К., Ивлева Т.П. Роль климатических условий в формировании изменений загрязнения атмосферы // Труды Главной геофизической обсерватории им. А.И. Воейкова. – 2013. № 568. – С. 267–279.
- Белик В.П., Мищенко А.Л. Катастрофическое сокращение численности обыкновенной горлицы. // Первый Всероссийский орнитологический конгресс (г. Тверь, 29 января – 4 февраля 2018 г.). Тезисы докладов. – Тверь, 2018. – С. 30.
- Беловашина Н.М., Богачёв В.К., Горбунова Г.С., Горохова В.В., Дубровина А.В., Евтухова Н.А., Никольская Н.А., Острякова Г.А., Покровская А.Г., Прозорова М.М., Семёнова О.Д., Шаханина О.Д. Определитель высших растений Ярославской области. – Ярославль: Верхне-Волжское книжное издательство, 1986. – 182 с.
- Белозёров П.И. Флора Костромской области. – Кострома: Издательство КГТУ, 2008. – 197 с.

- Блинова Т.К., Равкин Ю.С. 2008. Орнитофаунистическое районирование Северной Евразии // Сибирский экологический журнал. – Т. 15, № 1. – С. 101–121.
- Богословская Л.С. К концепции законопроекта «О территориях традиционного природопользования коренных малочисленных народов (и других малочисленных этнических общностей) Севера, Сибири и Дальнего Востока РФ». Рукопись доклада, подготовленного к Парламентским слушаниям Совета Федерации «О проблемах совершенствования федерального законодательства о территориях традиционного природопользования коренных малочисленных народов Севера, Сибири и Дальнего Востока Российской Федерации» 16 мая 2014 г. (<https://arctic-consult.com/archives/3378>).
- Борисова Е.А. Адвентивная флора Ивановской области. – Иваново: Издание Ивановского государственного университета, 2007. – 188 с.
- Букварёва Е.Н., Алещенко Г.М. Принцип оптимального разнообразия биосистем. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. – 522 с.
- Булохов А.Д., Величкин Э.М. Определитель растений Юго-Западного Нечерноземья России (Брянская, Калужская, Смоленская, Орловская области). 2 издание, переработанное и дополненное. – Брянск: Издательство Брянского педагогического университета, 1998. – 380 с.
- Буряк Ж.А. Совершенствование подходов к оценке эрозионной опасности агроландшафтов с использованием ГИС-технологий // Научные ведомости. Серия Естественные науки. – 2014. № 23 (194). Вып. 29. – С. 140–146.
- Вартапетов Л.Г., Гермогенов Н.И. Орнитофаунистическое районирование Средней и Восточной Сибири // Труды ИСиЭЖ СО РАН. Птицы Сибири: структура и динамика фауны, населения и популяций. – М., 2011. – С. 7–28
- Воришек П. Общеввропейская программа мониторинга обычных видов птиц: методы, достижения и перспективы расширения в Восточной Европе // Первый Всероссийский орнитологический конгресс (г. Тверь, Россия, 29 января – 4 февраля 2018 г.). Тезисы докладов. – Тверь, 2018. – 63 с.
- Временная методика определения рекреационных нагрузок на природные комплексы при организации туризма, экскурсий, массового повседневного отдыха и временные нормы этих нагрузок. – М.: Гос. ком. СССР по лесн. хоз-ву, 1987. – 33 с. (<http://docs.cntd.ru/document/9033131>).
- Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. – М.: Росгидромет, 2014. – 1004 с.
- Вьюкова Н.А. Адвентивная флора Липецкой и сопредельных областей: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – М., 1985. – 16 с.
- Голицын С.В. Список растений Воронежского государственного заповедника // Труды Воронежского заповедника. – 1961. № 10. – С. 3–101.
- Головнёв А.В. Кружение в кочевом и виртуальном пространстве-времени // Сибирские исторические исследования. – 2019. № 2. – С. 114.
- Головнёв А.В., Гарин Н.П., Куканов Д.А. Оленеводы Ямала (материалы к Атласу кочевых технологий). – Екатеринбург: УрО РАН, 2016. – 152 с.
- Горохов В. А. Городское зелёное строительство. – М.: Стройиздат, 1991. – Т. 457.
- Григорьевская А.Я., Стародубцева Е.А., Хлызова Н.Ю., Агафонов В.А. Адвентивная флора Воронежской области: Исторический, биогеографический, экологический аспекты. – Воронеж: Издательство Воронежского университета, 2004. – 319 с.
- Губанов И.А., Калинин И.М., Щербаков А.В. Флора Средней России: Аннотированная библиография. Первое дополнение. – М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2002. – 60 с.
- Данилкин А.А. Динамика населения диких копытных России: гипотезы, факторы, закономерности. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2009. – 310 с.
- Данилкин А.А. Охота, охотничье хозяйство и биоразнообразие. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 250 с.
- Девятков А.Г., Юрковская М.Е., Леунов В.И., Ховрин А.Н., Клыгина Т.Э. Влияние условий среды, переносчиков пыльцы на семенную продуктивность и структуру плода моркови столовой (*Daucus carota* L.) // Вестник Московского государственного областного университета. Серия «Естественные науки». – 2013. № 2. – С. 25–33.
- Егошина Т.Л. Недревесные растительные ресурсы России. – М.: НИИ-Природа, 2005. – 80 с.

- Еленевский А.Г., Радыгина В.И. Определитель сосудистых растений Орловской области. 2 издание, исправленное и дополненное. – М.: Издание Московского педагогического государственного университета, 2005. – 214 с.
- Еленевский А.Г., Радыгина В.И., Чаадаева Н.Н. Растения Белгородской области (Конспект флоры). – М., 2004. – 119 с.
- Значение и охрана священных мест Арктики: исследование коренных народов Российского Севера / Ред. Мурашко О.А. – М.: Издание Ассоциации коренных малочисленных народов Севера, Сибири и Дальнего Востока РФ, 2004. – 184 с.
- Значение традиционных знаний для устойчивого развития коренных народов: пособие по сбору, документированию и использованию традиционных знаний для организаций коренных народов / Ред. Мурашко О.А. – М.: Издание Ассоциации коренных малочисленных народов Севера, Сибири и Дальнего Востока РФ, 2007. – 60 с.
- Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2016 года. Т. 4: Посевные площади сельскохозяйственных культур и площади многолетних насаждений и ягодных культур. – М.: ИИЦ «Статистика России», 2018 а. – 714 с.
- Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2016 года. Т. 5: поголовье сельскохозяйственных животных. – М.: ИИЦ «Статистика России», 2018 б. – 450 с.
- Казакова М.В. Флора Рязанской области. – Рязань: Русское слово, 2004. – 387 с.
- Казакова М.В., Щербаков А.В. Флористическая изученность муниципальных районов Рязанской области // Труды Рязанского отделения Русского ботанического общества. Выпуск 4: Флористические исследования. – Рязань, 2017. – С. 84–138.
- Калиниченко И.М., Новиков В.С., Щербаков А.В. Флора Средней России. Аннотированная библиография. Второе дополнение. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. – 78 с.
- Калиниченко И.М., Новиков В.С., Щербаков А.В. Флора Средней России. Аннотированная библиография. Третье дополнение. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – 136 с.
- Калякин М.В., Волцит О.В. О развитии проекта по созданию Атласа гнездящихся птиц Европейской части России // Бюлл. МОИП, Отд. Биол. – М., 2015. Т. 120. № 5. – С. 3–12.
- Картографическая база данных по Ключевым орнитологическим территориям России международного значения. – Союз охраны птиц России, НП «Прозрачный мир». – 2014. (<http://www.rbcu.ru/programs/78/27222/>).
- Книжников А.Ю., Голубчиков С.Н., Зайцева Ю.Б. О возможных экологических последствиях реализации проекта «Ямал-СПГ». (https://wwf.ru/upload/iblock/1d4/ekologicheskie_problemy_yamal_spg_final.pdf).
- Коблик Е.А., Архипов В.Ю. Фауна птиц стран Северной Евразии в границах бывшего СССР. Списки видов // Зоологические исследования. № 14. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2014. – 171 с.
- Колбовский Е.Ю., Медовикова У.А. Эстетика ландшафта как новое направление прикладных экологических исследований // Геология, география и глобальная энергия. – 2016. № 1. – С. 40–52.
- Константинова З.И. Защита воздушного бассейна от промышленных выбросов. – М.: Стройиздат, 1981. – 104 с.
- Корепова Д.А. Кадастровая оценка ресурсов неохотничьих видов птиц. Автореф. дисс. к.б.н. – М., 2017. – 23 с.
- Красная книга Владимирской области. 2 издание. – Владимир, 2018. – 607 с.
- Красная книга Воронежской области [Электронный ресурс]. Т. 1: Растения. Лишайники. Грибы. – Воронеж: МОДЭК, 2011. – 472 с.
- Красная книга Ивановской области. Т. 2: Растения и грибы. – Иваново: ПреСто, 2011. – 191 с.
- Красная книга Липецкой области. Т. 1: Растения, грибы, лишайники. Издание 2, переработанное. – Липецк, 2014. – 696 с.
- Красная книга Московской области. Издание 2, дополненное и переработанное / Отв. ред.: Варлыгина Т.И., Зубакин В.А., Соболев Н.А. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. – 828 с.
- Красная книга Московской области. Издание 3, переработанное и дополненное. – М.: Издание фонда «Верховье», 2018. – 810 с.

- Красная книга Рязанской области. Издание 2, переработанное и дополненное. – Рязань: Голос губернии, 2011. – 626 с.
- Красная книга Российской Федерации (животные) / Гл. редкол.: Данилов-Данильян В.И. и др. – М.: АСТ: Астрель, 2001. – 862 с.
- Красная книга Тамбовской области: растения, лишайники, грибы. – Тамбов: ИЦ Тамбовполиграфиздат, 2002. – 348 с.
- Красная книга Тульской области: растения и грибы. – Тула: Гриф и К, 2010. – 393 с.
- Кривенко В.Г., Виноградов В.Г. Птицы водной среды и ритмы климата Северной Евразии. – М.: Наука, 2008. – 588 с.
- Кривенко В.Г., Виноградов В.Г., Мирутенко М.В. Актуальные проблемы сохранения биоразнообразия России // Аграрная Россия: научно-производственный журнал РАЕН. – 2004. № 4. – С. 3– 11.
- Куксина Л.В., Алексеевский Н.И. Эрозионное районирование территории Камчатского края // География и природные ресурсы. – 2016. № 2. – С. 132–141.
- Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда. – М.: Наука, 1974. – 123 с.
- Ландшафтное планирование с элементами инженерной биологии / Сост. и отв. ред. Дроздов. А.В. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. – 239 с.
- Лаппо Г.М. География городов. – М.: Владос, 1997. – 480 с.
- Лесной реестр 2013. Статистический сборник. – М.: Рослесхоз, 2014. – 690 с.
- Липски С.А. Состояние оленьих пастбищ в Арктической зоне Российской Федерации, факторы их деградации и меры по улучшению ситуации // Дистанционное зондирование и мониторинг земель. – 2018. № 6. – С. 695–702.
- Лопатин А.В., Логвиновский Б.В., Солдатова Н.В., Вилкова Н.А. Критерии расчёта необходимого числа шмелиных семей для опыления растений томата и огурца в теплицах // Гавриш. – 2008. № 6. – С. 29–34.
- Майоров С.Р., Бочкин В.Д., Насимович Ю.А., Щербаков А.В. Адвентивная флора Москвы и Московской области. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. – 412+120 с.
- Методические рекомендации по ведению Красной книги субъекта Российской Федерации. – МПР РФ, 2006.
- Мищенко А.Л. (ред.). Оценка численности и её динамики для птиц Европейской части России (результаты проекта «European Red List of Birds»). – М.: 2017. – 63 с.
- Мищенко А.Л. Дубровник в Европейской России: история побед и поражений // Первый Всероссийский орнитологический конгресс (г. Тверь, 29 января – 4 февраля 2018 г.). Тезисы докладов. – Тверь, 2018. – С. 226.
- Морозова О.В. Пространственные тренды таксономического богатства флоры сосудистых растений // Биосфера. – 2011. Т. 3. № 2. – С. 190–207.
- Мурашко О.А. Священные места и традиционные знания: международные принципы, российское законодательство и практика // Заповедные этнокультурные ландшафты Арктики и Евразии. Сборник научных трудов. – Якутск, 2014. – С. 62–82.
- Национальный атлас России. – М.: Роскартография, 2004–2008.
- Наши льды, снега и ветры: народные и научные знания о ледовых ландшафтах и климате Восточной Чукотки: монография / Сост. и ред.: Л.С. Богословская, И. И. Крупник. – М., Вашингтон: Ин-т наследия, 2013. – 359 с.
- Ничипорович А.А. КПД зелёного листа. – М.: Знание, 1964. – 50 с.
- Нотов А.А. Материалы к флоре Тверской области. Ч. 1: Высшие растения. 4 версия, переработанная и дополненная. – Тверь: ГЕРС, 2005. – 213 с.
- Основы морского зверобойного промысла: научно-методическое пособие / Ред. Л.С. Богословская. – М., Анадырь: Институт Наследия, 2007. – 479 с.
- Остроумов С.А. Роль биоты в экологических механизмах самоочищения воды. – М., МАКС-пресс, 2016. – 124 с.
- Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории // Доклады Академии наук. – 2004. Т. 396. № 1. – С. 136–141.

- Оценка численности и её динамики для птиц Европейской части России (результаты проекта «European Red List of Birds») / Ред. Мищенко А. Л. – М., 2017. – 63 с.
- Панфилов Д.В. Общий обзор населения пчелиных Евразии //Сборник трудов Зоологического музея МГУ. – 1968. Т. 11. – С. 18–35.
- Парамонов Е.Г., Маленко А.А. Основы лесоводства и лесопаркового хозяйства: учебное пособие. – Барнаул: АГАУ, 2007. – 170 с.
- Полуянов А.В. Флора Курской области. – Курск: Издание Курского государственного университета, 2005. – 264 с.
- Пятый национальный доклад «Сохранение биоразнообразия в Российской Федерации». – М.: Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации, 2014. – 114 с.
- Равкин Е.С., Равкин Ю.С. Птицы равнин Северной Евразии: численность, распределение и пространственная организация сообществ. – Новосибирск: Наука, 2005. – 304 с.
- Рациональное природопользование и охрана природы в СССР / Ред.: Н.А. Гвоздецкий, Г.С. Самойлова. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 208 с.
- Решетникова Н.М. Материалы к флоре Смоленской области // Бюллетень Главного ботанического сада РАН. – 2004. № 188. – С. 70–102.
- Решетникова Н.М., Майоров С.Р., Скворцов А.К., Крылов А.В., Воронкина Н.В., Попченко М.И., Шмытов А.А. Калужская флора: аннотированный список сосудистых растений Калужской области – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 548 с.
- Розенфельд С. Как вернуть мониторинг водоплавающей дичи? Инновационные методы регулирования весенней охоты по данным многолетнего мониторинга на примере Ямало-Ненецкого автономного округа // Охота. – 2015. № 5 (201). – С. 76–84.
- Розенфельд С.Б., Соловьёв М.Ю., Киртаев Г.В., Рогова Н.В., Иванов М.Н. Новые подходы к оценке численности гусеобразных птиц: опыт авиаучётов в Западной Сибири с использованием сверхлёгкой авиации // Зоол. журнал. – 2017. № 96 (2). – С. 201–221.
- Россия в цифрах. – М.: Росстат, 2020. – 230 с.
- Свиридова Т.В., Зубакин В.А., Андреев А.В. Программа «Ключевые орнитологические территории России»: итоги 20 лет (1994–2014) // Инвентаризация, мониторинг и охрана ключевых орнитологических территорий России. № 7. – М., Махачкала, Союз охраны птиц России, 2016. – С. 5–16. (<http://www.rbcu.ru/programs/87/33004/>).
- Серёгин А.П., при участии Е.А. Боровичёва, К.П. Глазуновой, Ю.С. Кокошниковой, А.Н. Сенникова. Флора Владимирской области. Сосудистые растения, мохообразные. Конспект и атлас – Тула: Гриф и К, 2012. – 620 с.
- Серёгин А.П., Щербаков А.В. Основные гербарные фонды по флоре Средней России // Флора Средней России: Аннотированная библиография. Второе дополнение – М., 2006. – С. 60–71.
- Система национальных счетов 2008. – Нью-Йорк: Европейская Комиссия, МВФ, ОЭСР, ООН, Всемирный банк, 2012. – 764 с. (https://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesF/SeriesF_2Rev5r.pdf).
- Смирнов П.А. Флора Приокско-Террасного государственного заповедника // Труды Приокско-Террасного заповедника. № 2. – М., 1958. – С. 1–247.
- Смирнова Л.Г., Нарожная А.Г., Шамарданова Е.Ю. Сравнение двух методов расчёта смыва почвы на водосборах с применением ГИС-технологий // Достижения науки и техники АПК. – 2012. № 9. – С. 10–12.
- Стародубцева Е.А. Сосудистые растения Воронежского заповедника // Флора и фауна заповедников. Выпуск 78. – М., 1999. – С. 1–96.
- Сухоруков А.П., Баландин С.А., Агафонов В.А., Алексеев Ю.Е., Бузунова И.О., Ефимов П.Г., Иваненко Ю.А., Лазьков Г.А., Линдемман Г.В., Луферов А.Н., Мавродиев Е.В., Нилова М.В., Сенников А.Н., Татанов И.В., Хлызова Н.Ю., Шольц Х., Щербаков А.В., Юрцева О.В. Определитель сосудистых растений Тамбовской области – Тула: Гриф и К, 2010. – 349 с.
- Сыроечковский Е.Е., Томкович П.С., Лаппо Е.Г., Якушев Н.Н., Локтионов Е.Ю., Шепелев И.А. Кулик-лопатень на юге Чукотки в 2016–2017 гг.: новости проектов РОСИП // Инф. бюлл. РГК. – 2018. № 31. – С. 20–24.

- ТЕЕВ процессы и экосистемные оценки в Германии, России и в некоторых других странах Северной Евразии. – Бад-Годесберг: Федеральное ведомство охраны природы Германии, 2014. – 372 с.
- Тихомиров В.Н., Губанов И.А., Калиниченко И.М., Лозарь Р.А. Флора Средней России: Аннотированная библиография. – М.: Русский университет, 1998. – 199 с.
- Тишков А. А. Биосферные функции природных экосистем России. – М.: Наука, 2005. – 308 с.
- Трофимов И.А., Трофимова Л.С., Яковлева Е.П. Развитие системного подхода к изучению сельскохозяйственных земель и управлению агроландшафтами // Поволжский экологич. журнал. – 2016. № 4. – С. 455–466.
- Ульвевадет Б., Клоков К.Б. Семейные основы оленеводческо-промыслового хозяйства. Состояние и управление популяциями дикого северного оленя/карибу. Арктический Совет 2002–2004. Университет Тромсё. – СПб: «Моби Дик», 2004. – 168 с.
- Учёт и оценка экосистемных услуг. Опыт, особенно Германии и России. – Бад-Годесберг: Федеральное ведомство охраны природы Германии, 2014. – 382 с.
- Фомина Н.В. Основы лесопаркового хозяйства. – Красноярск: Красноярский государственный аграрный ун-т., 2020. – 256 с.
- Харючи Г.П. Природа в традиционном мировоззрении ненцев. – СПб: Историческая иллюстрация, 2012. – 159 с.
- Хаснулин В.И., Бойко Е.Р., Хаснулина А.В. Основы традиционных рационов питания коренных жителей Севера // Материалы международной конф. «Медико-социальные проблемы коренных малочисленных народов Севера» – Ханты-Мансийск, 2005. – С. 265–267.
- Хорошев А.В., Немчинова А.В., Авданин В.О. Ландшафты и экологическая сеть Костромской области. Ландшафтно-географические основы проектирования экологической сети Костромской области. – Кострома: Изд-во КГУ им. Н. А. Некрасова, 2013. – 428 с.
- Хорун Л.В. Адвентивная флора Тульской области: Автореферат дисс. к.б.н. – М., 1998. – 18 с.
- Центральная основа Системы природно-экономического учёта – 2012 год. – Нью-Йорк: ООН, 2017. – 369 с. (https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/CF_trans/SEEA_CF_Final_ru.pdf).
- Ченикалова Е. В. Пчелиные (Hymenoptera, Apoidea) Центрального Предкавказья, их эколого-биоцено-тическое значение в агроландшафтах. Автореферат дисс. к.б.н. – Ставрополь, 2005.
- Чернышенко О. В. Особенности использования поглотительной способности древесных растений в современных фитотехнологиях // Лесной вестник – 2018. Т. 22. №. 4. – С. 92.
- Шереметьева И.С. Флора Тульской области: Автореферат дисс. к.б.н. – М., 1999. – 18 с.
- Шереметьева И.С., Хорун Л.В., Щербаков А.В. Конспект флоры сосудистых растений Тульской области. – Тула: Гриф и К, 2008. – 274 с.
- Штаммлер Ф. Кочевой образ жизни оленеводов прибрежной зоны Западной Сибири (Ямал): возможности и ограничения в свете недавних перемен // Экологическое планирование и управление. – 2008. № 3–4. – С. 78–91.
- Штырева Н. В. Численное моделирование дальнего переноса загрязняющих веществ в атмосфере. Дисс. к. ф.-м. н. – 2002. – 147 с.
- Щербаков А.В. Гидрофильная флора сосудистых растений как модельный объект для инвентаризации и анализа флоры (на примере Тульской и сопредельных областей): дисс. д.б.н. – М., 2011. – 552 с.
- Щербаков А.В., Любезнова Н.В. Список сосудистых растений московской флоры. – М.: ООО Галлея-Принт, 2018. – 160 с.
- Щербаков А.В., Шереметьева И.С., Хорун Л.В., Волкова Е.М. Список флоры Тульской области в пределах бассейна реки Оки // Труды Рязанского отделения Русского ботанического общества. Выпуск 4: Флористические исследования. – Рязань, 2017. – С. 139–205.
- Экономика сохранения биоразнообразия / Ред. А.А. Тишков. Научные редакторы-составители: С.Н. Бобылёв, О.Е. Медведева, С.В. Соловьёва. – М.: Проект ГЭФ «Сохранение биоразнообразия Российской Федерации», Институт экономики природопользования, 2002. – 604 с.
- Экосистемные услуги России: Прототип национального доклада. Т. 1. Услуги наземных экосистем / Ред.-сост.: Е.Н. Букварёва, Д.Г. Замолотчиков. – М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2016. – 148 с.

- Andrienko G., Andrienko N., Bak P., Kisilevich S., Keim D. Analysis of community-contributed space-and time-referenced data (example of flickr and panoramio photos) // 2009 IEEE Symposium on Visual Analytics Science and Technology. – Atlantic City, NJ. 2009 – P. 213–214.
- Bartalev S.A., Belvard A.S., Ershov D.V., Isaev A.S. A new SPOT4-VEGETATION derived land cover map of Northern Eurasia // Int. J. of Remote Sensing. – 2003. V. 24. № 9. – P. 1977–1982. (doi: 10.1080/0143116031000066297).
- BirdLife International. Bird Conservation Nepal works with Community Forest Users Groups for sustainable forest management. – 2008 a. (<http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/225>).
- BirdLife International. Campaign to save Mabira Forest in Uganda from sugarcane plantation for biofuels. – 2008 b. (<http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/231>).
- BirdLife International. A strategic partnership between CEMEX and BirdLife is helping to reduce impacts on biodiversity. – 2011. (<http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/228>).
- BirdLife International. Developing and implementing National Biodiversity Strategies and Action Plans: How to set, meet and track the Aichi Biodiversity Targets. – Cambridge, UK: BirdLife International. 2012 a. –26 p.
- BirdLife International. Cost-benefit analysis demonstrates that mining of soda ash at Lake Natron is not economically viable. – 2012b. (<http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/507>).
- BirdLife International. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. – 2015a. 68 p.
- BirdLife International. Vanellus vanellus. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. e.T22693949A60072158. – 2015b.
- BirdLife International. Streptopelia turtur (amended version of 2017 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22690419A119457869. – 2017a.
- BirdLife International. Grassland birds are declining in North America. – 2017b. (<http://www.birdlife.org/datazone/sowb/casestudy/63>).
- BirdLife International. Species factsheet: Vanellus vanellus. 2018. (<http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/northern-lapwing-vanellus-vanellus>).
- Bishop I.D., Lange E. Visualization in Landscape and Environmental Planning: Technology and Applications. – London: Taylor & Francis, 2005.
- Blaauw B.R., Isaacs R. Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop // Journal of Applied Ecology. – 2014. V. 51. №. 4. – P. 890–898.
- Blitzer E.J., Gibbs J., Park M.G., Danforth B.N. Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities // Agr. Ecosyst. Environ. – 2016. V. 221. – P. 1–7. (<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.004>).
- Bukvareva E. The optimal biodiversity – a new dimension of landscape assessment // Ecological Indicators. – 2018. V. 94. № 2. – P. 6–11. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04>).
- Burkhard B., Kandziara M., Hou Y., Muller F. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification // Landscape online. – 2014. V. 34. – P. 1–32. (doi:10.3097/LO.201434).
- Burkhard B., Maes J. (Eds.) Mapping Ecosystem Services. – Sofia: Pensoft Publishers, 2017. – 374 p.
- Carlson A. Nature and Landscape: An Introduction to Environmental Aesthetics. – New York: Columbia University Press, 2008. – 348 p.
- Casado-Arzuaga I., Onaindia M., Madariaga I. et al. Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning // Landscape Ecol. – 2014. № 29. – P. 1393–1405. (<https://doi.org/10.1007/s10980-013-9945-2>).
- Casalegno S., Inger R., DeSilvey C., Gaston K.J. Spatial covariance between aesthetic value and other ecosystem services // PLoS ONE. – 2013. V. 8. № 6 – e68437. (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068437>).
- Chan K.M.A., Goldstein J., Satterfield T., Hannahs N., Kikiloi K., Naidoo R., Vadeboncoeur N., Woodside U. Cultural services and non-use values // Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services, eds. Kareiva P, Daily G, Ricketts T, Tallis H, Polasky S. – Oxford, Oxford Univ Press, 2011. – P. 206–228. (doi:10.1093/acprof:oso/9780199588992.003.0012).
- Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4 // Report to the European Environment Agency. – UK, Centre for Environmental Management, University of Nottingham, 2013.

- Costanza R., Kubiszewski I., Ervin D., Bluffstone R., Boyd J., Brown D., Chang H., Dujon V., Granek E., Polasky S., Shandas V., Yeakley A. Valuing ecological systems and services // F1000 biology reports. – 2011. № 3. – P. 14. (<https://doi.org/10.3410/B3-14>).
- Daniel T.C., Muhar A., Arnberger A. et al. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda // PNAS Early Edition. – 2012. – P. 2–8. (www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1114773109).
- de Groot R., Fisher B., Christie M., Aronson J., Braat L., Haines-Young R., Gowdy J., Maltby E., Neuville A., Polasky S., Portela R., Ring I. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation // The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations, ed. Kumar P. – UK, Oxford, Earthscan, 2010 a. – P. 9–40.
- de Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making // Ecol Complex. – 2010 b. № 7. – P. 260–272.
- DIN 19708. Bodenbeschaffenheit Ermittlung der Erosionsgefährdung von Bodendurch Wasser mithilfe der ABAG [Soil conditions assessment of the soil erosion risk. by water using the ABAG]. – Berlin: Normenausschuss Wasserwesen im DIN, 2005. (<https://www.beuth.de/de/norm/din-19708/274242309>).
- Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J., Van Bommel F.P.J. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification of European farmland birds, 1990–2000 // Agr. Ecosyst. Environ. – 2006. V. 116. – P. 189–196.
- Dunkel A. Visualizing the perceived environment using crowdsourced photogeodata // Landsc. Urban Plan. – 2015. № 142. – P. 173–186. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.022>).
- Ermolaev O.P., Mal'tsev K.A., Mukharamova S.S., Kharchenko S.V., Vedeneeva E.A. Cartographic Model of River Basins of European Russia // Geography and Natural Resources. – 2017. V. 38. № 2. – P. 131–138.
- Eum Y., Song I., Kim H.C., Leem J.H., Kim S.Y. Computation of geographic variables for air pollution prediction models in South Korea // Environmental health and toxicology. – 2015. № 30. – e2015010. (<https://doi.org/10.5620/eh.t.e2015010>).
- Figueroa-Alfaro, R.F., Tang Z. Evaluation of Cultural Ecosystem Aesthetic Value of the State of Nebraska by Mapping Geo-Tagged Photographs from Social Media Data of Panoramio and Flickr // Journal of Environmental Planning and Management. – 2015. V. 60. № 2. – P. 266–281 (doi:10.1080/09640568.2016.1151772).
- Fotheringham A.S., Brundson C., Charlton M. Geographically weighted regression: The analysis of spatially varying relationships. – England: West Sussex, John Wiley and Sons, Ltd., 2002.
- Garibaldi L. A., Steffan-Dewenter I., Winfree R. et al. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honeybee abundance // Science. – 2013. V. 339. № 6127. – P. 1608–1611. (doi: 10.1126/science.1230200).
- IPBES: The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia / Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. and Mader, A. (eds.). – Germany, Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2018. – 892 p. (<https://www.ipbes.net/deliverables/2b-europe-central-asia>).
- Kaplan S., Kaplan R. Cognition and Environment. – New York, Praeger, 1982.
- Kolbovskii E.Yu., Medovikova U.A. Assessment of the Aesthetic Landscape Properties for management of Culturally, Historically, and Naturally Important Areas // Regional research of Russia. – 2017. V. 7.1. – P. 81–88.
- Kupfer J.A., Farris C.A. Incorporating spatial non-stationarity of regression coefficients into predictive vegetation models // Landscape Ecology. – 2007. V. 22. – P. 837–852.
- Langemeyer L., Calcagnia F., Barya F. Mapping the intangible: Using geolocated social media data to examine landscape aesthetics // Land Use Policy. – 2018. № 77. – P. 542–552.
- Maes J., Hauck J., Paracchini M.-L., et al. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis-phase 2. Synthesis report. – Ispra: Partnership for European Environmental Research, 2012. – 212 p.

- Meinig D.W. The Beholding Eye: Ten Versions of the Same Scene // The Interpretation of Ordinary Landscapes: Geographical Essays, eds. D.W. Meinig and J. Brinckerhoff Jackson. – New York: Oxford University Press, 1979. – P. 3–19.
- Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. – Washington, DC, Island Press, 2005.
- Morelli F., Jiguet F., Sabatier R., Dross C., Princé K., Tryjanowski P., Tichit M. Spatial covariance between ecosystem services and biodiversity pattern at a national scale (France) // Ecological Indicators. – 2017. V. 82. – P. 574–586. (<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.036>).
- Nielsen A., Reitan T., Rinwoll A.W., Brysting A.K. Effects of competition and climate on a crop pollinator community // Agric. Ecos. Env. – 2017. V. 246. – P. 253–260. (<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.006>).
- Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States // Urban forestry & urban greening. – 2006. V. 4. № 3–4. – P. 115–123.
- Nowak D.J., Hirabayashi S., Bodine A., Greenfield E. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States // Environ Pollut. – 2014. V. 193. – P. 119–129. (doi: 10.1016/j.envpol.2014.05.028).
- Nowak D.J., Hirabayashi S., Doyle M., McGovern M., Pasher J. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health // Urban Forestry & Urban Greening. – 2018. V. 29. – P. 40–48.
- Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V.N., Underwood E.C., D'Amico J.A., Itoua I., Strand H.E., Morrison J.C., Loucks C.J., Allnutt T.F., Ricketts T.H., Kura Y., Lamoreux J.F., Wettenberg W.W., Hedao P., Kassem K.R. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth // Bioscience. – 2001. V. 51. № 11. – P. 933–938.
- Orford K.A., Vaughan I.P., Memmott J. The forgotten flies: the importance of non-syrphid Diptera as pollinators // Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. – 2015. V. 282. № 1805. – P. 20142934.
- Ostroumov S.A. Water Quality and Conditioning in Natural Ecosystems: Biomachinery Theory of Self-Purification of Water // Russian Journal of General Chemistry. – 2017. V. 87. № 13. – P. 3199–3204.
- Pain D., Hughes B., Syroechkovskiy E., Zöckler C., Chowdhury S., Clark N. Saving the Spoon-billed Sandpiper: a conservation update // British birds. – 2018. V. 111. № 6. – P. 323–333.
- Pearce D.W., D. Moran, D. Biller. Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policy Makers. – Paris: OECD, 2002. – 153 p.
- Peh K.S.-H., Balmford A.P., Bradbury R.B., Brown C., Butchart S.H.M., Hughes F.M.R., Stattersfield A.J., Thomas D.H.L., Walpole M., Birch, J.C. Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment (TESSA). Version 1.2. – UK, Cambridge, 2014.
- Plieninger T., Dijks S., Oteros-Rozas E., Bieling C. Assessing, mapping and quantifying cultural ecosystem services at community level // Land Use Policy. – 2013. – P. 118–129.
- Rader R. et al. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination // Proceedings of the National Academy of Sciences. – 2016. V. 113. № 1. – P. 146–151.
- Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE2) (for the model with release date of May 20, 2008) Science Documentation. – USDA-Agricultural Research Service. – Washington, DC, 2013. – 330 p.
- Richards D.R., Tuncer B. Using image recognition to automate assessment of cultural ecosystem services from social media photographs // Ecosystem Services. – 2018. № 31. – P. 318–325.
- Scheiner S.M., Cox S.B., Willig M., Mittelbach G.G., Osenberg C., Kaspari M. Species richness, species-area curves and Simpson's paradox // Evolutionary Ecology Research. – 2000. № 2. – P. 791–802.
- Shin Y.-J., Arneeth A., Chowdhury R.R., Midgley G.F. et al. IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services, Chapter 4: Plausible futures of nature, its contributions to people and their good quality of life. – In press: Germany, Bonn, 2019.
- Siikamäki J., Santiago-Ávila F., Vail P. Global Assessment of Non-Wood Forest Ecosystem Services: Spatially Explicit Meta-Analysis and Benefit Transfer to Improve the World Bank's Forest Wealth Database. Program for Forests (PROFOR). – 2015.
- State of the World's Birds: indicators for our changing world. – UK, Cambridge: BirdLife International, 2013.
- State of the World's Birds: taking the pulse of the planet. – UK, Cambridge: BirdLife International, 2018.
- Stephenson J. The cultural values model: An integrated approach to values in landscapes // Landsc. Urban Plan. – 2008. № 84. – P. 127–139.

- Stolbovoi V., McCallum I.* Land resources of Russia (CD-ROM). – Austria, Laxenburg: Intern. Inst. Applied Systems Analysis & Russ. Acad. Sci., 2002. (http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia_cd/guide.htm).
- Syrbe R.U., Schorcht M., Grunewald K., Meinel G.* Indicators for a nationwide monitoring of ecosystem services in Germany exemplified by the mitigation of soil erosion by water // *Ecological Indicators*. – 2017. V. 94, Part 2. – P. 46–54. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.035>).
- System of Environmental-Economic Accounting 2012 – Experimental Ecosystem Accounting – New York: United Nations, 2014. – P. 177. (https://unstats.un.org/unsd/publication/Seriesf/seriesF_112e.pdf).
- Technical Recommendations in support of the System of Environmental-Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting. – New York: United Nations, 2019. – 198 p. (https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EEA/seriesm_97e.pdf).
- Tenerelli P., Pieffel C., Luque S.* Spatial assessment of aesthetic services in a complex mountain region: combining visual landscape properties with crowdsourced geographic information // *Landsc. Ecol.* – 2017. № 32. – P. 1097–1115. (<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-017-0498-7>).
- Tengberg A., Fredholm S., Eliasson I., Knez I., Saltzman K., Wetterberg O.* Cultural ecosystem services provided by landscapes: assessment of heritage values and identity // *Ecosyst. Serv.* – 2012. V. 2. – P. 14–26. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.006>).
- Tsiafouli M.A., Thebault E., Sgardelis S.P., et al.* Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe // *Global Change Biology*. – 2015. V. 21. № 2. – P. 973–985.
- Vallecillo S., Zulian G., Ferrini S., Polce C., La Notte A., Maes J., Alexandris N.* Ecosystem services accounting: Part I – Outdoor recreation and crop pollination. – Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2018. – 89 p.
- van Zanten B.T., van Berkel D.B., Meetemeyer R.K., Smith J.W., Tieskens K.F., Vergurg P.H.* Continental scale quantification of landscape values using social media data // *Proc. Natl. Acad. Sci.* – 2016. V. 113. № 46. – P. 12974–12979.
- Vanbergen A.J., Baude M., Biesmeijer J.C. et al.* Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators // *Frontiers in Ecology and the Environment*. – 2013. V. 11. № 5. – P. 251–259. (<https://doi.org/10.1890/120126>).
- Verschuuren B.* An overview of cultural and spiritual values in ecosystem management and conservation strategies // *Endogenous development and bio-cultural diversity*. – Leusden: COMPAS, 2007. – P. 299–325.
- Wischmeier W., Johnson C., Cross B.* A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites // *Journ. Soil and Water Conservation*. – 1971. V. 26. – P. 189–193.
- Yang D., Luo T., Lin T., Qiu Q., Luo Y.* Combining Aesthetic with Ecological Values for Landscape Sustainability // *PLoS One*. – 2014. V. 9. № 7 – e102437. (doi: 10.1371/journal.pone.0102437).
- Yoshimura N., Hiura T.* Demand and supply of cultural ecosystem services: use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido // *Ecosyst. Serv.* – 2017. V. 24. – P. 68–78. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.009>).

Приложение

Корреляция индексов разнообразия птиц в экорегионах (по Спирману, R_s , * $p < 0.05$, ** $p < 0.0001$, ns – не достоверно)

	Суммарное число видов в квадрате (I)	II	III	IV	V	VI	VII
Арктические пустыни (n=16)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	-0.035, ns	-0.035					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрате экорегионе (IV)	-0.035, ns	-0.035	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	-0.061, ns	-0.061	0.994**	0.994**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	-0.035, ns	-0.035	1*	1*	0.993**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	-0.035, ns	-0.035	1*	1*	0.993**	1*	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.686*	0.686*	0.683*	0.683*	0.674*	0.683*	0.683*
Тундра (n=68)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.484**	0.484**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрате экорегионе (IV)	0.484**	0.484**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.038, ns	0.038, ns	0.871**	0.871**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.484**	0.484**	1*	1*	0.871**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.534**	0.534**	0.978**	0.978**	0.820**	0.978**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.543**	0.543**	0.772**	0.772**	0.613**	0.772**	0.742**
Северная тайга (n=340)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.659**	0.659**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрате экорегионе (IV)	0.659**	0.659**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.479**	0.479**	0.966**	0.966**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.659**	0.659**	1*	1*	0.966**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.670**	0.670**	0.997*	0.997*	0.959**	0.997*	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.769**	0.769**	0.919**	0.919**	0.849**	0.919**	0.919**

Приложение (продолжение)

	Суммарное число видов в квадрате (I)	II	III	IV	V	VI	VII
Южная тайга (n=179)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.688**	0.688**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрату экорегионе (IV)	0.688**	0.688**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.523**	0.523**	0.973**	0.973**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.688**	0.688**	1*	1*	0.973**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.691**	0.691**	0.995**	0.995**	0.965**	0.995**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.776**	0.776**	0.933**	0.933**	0.866**	0.933**	0.928**
Смешанные леса (n=201)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.813**	0.813**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрату экорегионе (IV)	0.813**	0.813**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.720**	0.720**	0.987**	0.987**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.813**	0.813**	1*	1*	0.987**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.805**	0.805**	0.997**	0.997**	0.985**	0.997**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.864**	0.864**	0.947**	0.947**	0.912**	0.947**	0.942**
Лесостепь (n=242)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.773**	0.773**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрату экорегионе (IV)	0.773**	0.773**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.609**	0.609**	0.969**	0.969**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.773**	0.773**	1*	1*	0.969**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.764**	0.764**	0.992**	0.992**	0.963**	0.992**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.818**	0.818**	0.916**	0.916**	0.849**	0.916**	0.913**

Приложение (продолжение)

	Суммарное число видов в квадрате (I)	II	III	IV	V	VI	VII
Степи (n=270)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.502**	0.502**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрату экорегионе (IV)	0.502**	0.502**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.188*	0.188*	0.931**	0.931**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.502**	0.502**	1*	1*	0.931**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.546**	0.546**	0.991**	0.991**	0.899**	0.991**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.671**	0.671**	0.913**	0.913**	0.759**	0.913**	0.923**
Полупустыни Прикаспийской низменности (n=41)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.861**	0.861**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрату экорегионе (IV)	0.861**	0.861**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	-0.144, ns	-0.144, ns	0.301, ns	0.301, ns			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.861**	0.861**	1*	1*	0.301, ns		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.856**	0.856**	0.992**	0.992**	0.284, ns	0.992**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.799**	0.799**	0.784**	0.784**	0.083, ns	0.784**	0.806**
Горные леса Кавказа (n=40)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.828	0.828					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрату экорегионе (IV)	0.828	0.828	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.429*	0.429*	0.826	0.826			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.828	0.828	1*	1*	0.826		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.825	0.825	0.992	0.992	0.819	0.992	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.752	0.752	0.826	0.826	0.708	0.826	0.831

Приложение (продолжение)

	Суммарное число видов в квадрате (I)	II	III	IV	V	VI	VII
Горные леса и тундры Урала (n=55)							
Доля видов в квадрате от общего числа видов в экорегионе (II)	1*						
Число видов, занесённых в Красную книгу РФ (III)	0.612**	0.612**					
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа «краснокнижных» видов в соответствующем квадрате экорегионе (IV)	0.612**	0.612**	1*				
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа видов в этом же квадрате (V)	0.364*	0.364*	0.950**	0.950**			
Доля «краснокнижных» видов в квадрате от общего числа всех видов в соответствующем экорегионе (VI)	0.612**	0.612**	1*	1*	0.950**		
Суммарный индекс «краснокнижных» видов (VII)	0.650**	0.650**	0.985**	0.985**	0.921**	0.985**	
Суммарный индекс разнообразия птиц (VIII)	0.404*	0.404*	0.662**	0.662**	0.641**	0.662**	0.648**

Использованные сокращения

БД – база данных

ЕТР – европейская территория России

КОТР – ключевые орнитологические территории России

СНС – система национальных счетов

СПЭУ – система природно-экономического учёта

ЦФО – Центральный федеральный округ

ЭЭУ – экспериментальный экосистемный учёт

ТЕЕВ – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (Экономика экосистем и биоразнообразия) – глобальная инициатива, направленная на выявление ценности живой природы

Участники проекта TEEB-Russia 2

<i>ФИО</i>	<i>Место работы или учёбы</i>	<i>Участие в проекте, разделы доклада</i>
Александровская Ксения Алексеевна	Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова	Координатор конференции о результатах проекта, 4.1.7
Бобылёв Сергей Николаевич	Экономический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор экон. наук, профессор	6.2.1; 6.2.2.1 – 6.2.2.3
Букварёва Елена Николаевна	Центр охраны дикой природы, доктор биол. наук	Научный руководитель проекта 1; 2; 3.1; 3.2.3.7; 3.2.3.8, 3.3.1; 3.3.2; 4.1.2; 4.1.4; 4.1.9; 5; 6.1; 6.2.2.4; 6.2.3; 7
Волцит Ольга Викторовна	Зоологический музей МГУ им. М.В. Ломоносова, кандидат биол. наук	3.2.2; 3.2.3.1
Грабовский Василий Исаакович	Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, канд. биол. наук	4.1.1
Григорян Армен Рафаелович	Центр охраны дикой природы	Координатор проекта
Данилкин Алексей Алексеевич	Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, доктор биол. наук	2.1
Дроздов Александр Владимирович	Институт географии РАН, канд. геогр. наук	6.5
Дубинин Максим Юрьевич	NextGIS	ГИС проекта
Думнов Александр Дмитриевич	Российский государственный аграрный университет – МСХА им. К.А. Тимирязева, доктор экон. наук, доцент	6.3
Есипова Елена Сергеевна	Некоммерческое партнерство «Прозрачный мир», NextGIS	ГИС проекта, 2.3
Зименко Алексей Владимирович	Центр охраны дикой природы	Директор проекта
Илларионова Ольга Алексеевна	Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова	4.1.3
Калякин Михаил Владимирович	Зоологический музей МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор биол. наук	3.2.2; 3.2.3.1
Климанова Оксана Александровна	Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, канд. геогр. наук	4.1.3; 4.1.7; 4.1.10
Колбовский Евгений Юлисович	Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор геогр. наук	4.1.5; 4.1.8
Лысенков Сергей Николаевич	Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, канд. биол. наук	4.1.6
Мурашко Ольга Ануфриевна	Независимый эксперт, этнолог	4.2
Остроумов Сергей Андреевич	Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор биол. наук	2.1
Перелет Ренат Алексеевич	Институт системного анализа ФИЦ ИУ РАН, доктор экон. наук	6.2.3.1
Рубан Георгий Игоревич	Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, доктор биол. наук	2.1
Свиридова Татьяна Владимировна	Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, канд. биол. наук	2.2; 3.2; 5
Семёнова Александра Сергеевна	Экономический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, соискатель	6.2.1; 6.2.2.1 – 6.2.2.3
Соловьёва Софья Валентиновна	Экономический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор экон. наук	6.2.1; 6.2.2.1 – 6.2.2.3
Хорошев Александр Владимирович	Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор геогр. наук, профессор	6.4
Щербakov Андрей Викторович	Биологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, доктор биол. наук	3.3.3
Grunewald Karsten	Leibniz Institute of Ecological Urban and Regional Development (IÖR Dresden), PhD	Эксперт со стороны немецкой части проекта
Kümper-Schlake Lennart	German Federal Agency for Nature Conservation	Эксперт со стороны немецкой части проекта



Центр охраны дикой природы

Благотворительный фонд «Центр охраны дикой природы» (ЦОДП) – российская негосударственная профессиональная природоохранная организация, основанная в 1992 г. группой представителей Движения дружин по охране природы и учреждённая Социально-экологическим союзом.

Центр охраны дикой природы занимается решением природоохранных задач на территории России и сопредельных стран: разрабатывает и осуществляет природоохранные проекты в Северной Евразии; оказывает поддержку заповедникам, национальным паркам и другим охраняемым природным территориям (ООПТ); разрабатывает инновационные технологии сохранения живой природы; оказывает информационную, методическую и консультационную поддержку природоохранным инициативам и способствует координации их действий.

Основные программы и проекты ЦОДП ориентированы на достижение практических результатов в решении социально значимых экологических проблем: «Экосистемные услуги (ТЕЕВ Россия)», «Совершенствование управления ООПТ», «Марш парков», «Фонд имени Ф.Р. Штильмарка», «Наука и искусство – экологическому образованию», «Фонд возрождения лесов», «Сеть дикой природы», «Информационное обеспечение природоохранной деятельности», «ООПТ России: информационно-справочная система», «Окский каньон», «Командоры», «Морские побережья», «Усынови заказник», «Устойчивое жизнеобеспечение населения на ООПТ», «Состояние природных сообществ: дистанционный анализ», «Сохраним русскую выхухоль!», «Грызуны Северной Евразии: природоохранные приоритеты», «Информационное обеспечение сохранения сайгака» и др.

Адрес: Москва 117312, ул. Вавилова, д. 41, офис 2

Тел./факс: +7 (499) 124 71 78

Электронная почта: biodivers@biodiversity.ru

Интернет: www.biodiversity.ru; www.oopt.info



**Leibniz Institute of
Ecological Urban and
Regional Development**

Институт экологического территориального развития им. Лейбница

Институт экологического территориального развития им. Лейбница (Дрезден) основан 1 января 1992 г. Финансируется Федеральным правительством Германии и Правительством Саксонии. Более 100 сотрудников института участвуют в формировании научных основ устойчивого развития городов и регионов с особым вниманием к экологическим проблемам.

Основные направления исследований и проектных разработок института: анализ изменений ландшафтов в городах и регионах с учётом экосистемных услуг; методы повышения эффективности зданий и инфраструктуры при использовании земельных, энергетических и других материальных ресурсов; оценка рисков для городского и регионального развития от стихийных бедствий, изменений климата и формирование инструментов для их предотвращения; методы обследования, мониторинга и прогнозирования состояния землепользования; прогнозные методики для формирования требований к застройке как важной движущей силы в городском и региональном развитии; анализ взаимосвязей между экономическими, институциональными и правовыми механизмами и поведением субъектов в контексте экологического городского и регионального развития.

Результаты работы института доступны для общества и органов власти.

Адрес: Weberplatz 1, 01217 Dresden

Тел./факс: +49 (0)351 46 79 210 / +49 (0)351 46 79 212

Интернет: www.ioer.de

ЭКОСИСТЕМНЫЕ УСЛУГИ РОССИИ

ПРОТОТИП НАЦИОНАЛЬНОГО ДОКЛАДА

Том 2

Биоразнообразие и экосистемные услуги: принципы учёта в России

Составитель

Е.Н. Букварёва

Редакторы

Е.Н. Букварёва, Т.В. Свиридова

Авторский коллектив:

*К.А. Александрийская, С.Н. Бобылёв, Е.Н. Букварёва, О.В. Волцит, В.И. Грабовский,
А.А. Данилкин, А.В. Дроздов, М.Ю. Дубинин, А.Д. Думнов, Е.С. Есипова, О.А. Илларионова,
М.В. Калякин, О.А. Климанова, Е.Ю. Колбовский, С.Н. Лысенков, О.А. Мурашко, С.А. Остроумов,
Р.А. Перелет, Г.И. Рубан, Т.В. Свиридова, А.С. Семёнова, С.В. Соловьёва, А.В. Хорошев, А.В. Щербаков*

Корректор *Е.В. Чернова*

Компьютерная вёрстка: *Е.Н. Букварёва*

Подписано в печать 8.10.2020. Формат 60х84/8.
Гарнитура «Calibri». Бумага мелованная. Печать офсетная.
Усл. печ. л. 29,3. Тираж 300 экз. Заказ 5686/20.

Благотворительный фонд «Центр охраны дикой природы»
117312 Москва, ул. Вавилова, д. 41, офис 2
Тел./факс: 8 (499) 124-71-78
biodivers@biodiversity.ru
www.biodiversity.ru

Отпечатано в соответствии с предоставленными материалами
в ООО «ИПК Парето-Принт»: 170546, Тверская область,
Промышленная зона Боровлево-1, комплекс № 3А.
www.pareto-print.ru

ISBN 978-5-93699-105-9



9 785936 991059 >

