

Картирование изменений лесопокрываемых площадей с использованием многолетних данных дистанционных спутниковых наблюдений

А. А. Басманов¹, М. И. Богачёв²

Санкт-Петербургский государственный
электротехнический университет
«ЛЭТИ» им. В.И. Ульянова (Ленина)

¹alex.basmanov00@gmail.com,
²rogex@yandex.com

А. А. Григорьев

Институт экологии растений и животных
Уральского отделения Российской академии наук
(ИЭРиЖ УрО РАН)

grigoriev.a.a@ipae.uran.ru

Аннотация. Смещение границ обитания древесных видов растений является одним из наблюдаемых в континентальных масштабах последствием климатических изменений, которые фиксируются в последние десятилетия. В докладе рассматривается методика картирования лесопокрываемых площадей в высокогорьях Приполярного Урала. Разрабатывается и программно реализуется комплексная автоматизированная методика, включающая этапы предварительной селекции и предобработки данных на стороне серверов Google Earth Engine и последующего локального анализа данных, идентификации движения верхней границы леса по мультиспектральным спутниковым данным. Апробация методики выполняется на примере горной экосистемы, в которой изменения, связанные с постепенным замещением горной тундры сомкнутым лесом, можно наблюдать на локальных масштабах, что позволяет сопоставлять данные автоматизированного анализа с экспертными оценками и данными наземных наблюдений.

Ключевые слова: дистанционное зондирование; верхняя граница леса; горные экосистемы

I. ВВЕДЕНИЕ

Одним из последствий, происходящих в последние десятилетия климатических изменений, является масштабное изменение границ экологических зон. В северном полушарии смещается на север граница распространения вечной мерзлоты, арктические пустыни постепенно замещаются тундрой, южная граница лесотундровой зоны постепенно зарастает лесом, сдвигая границы распространения лесов. С другой стороны, южная граница лесных массивов отступает под воздействием неблагоприятных для произрастания лесов природных и антропогенных факторов, включая продолжительные засухи, пожары, активизацию сельскохозяйственной деятельности, и постепенно уступает место лесостепи.

В то же время горные экосистемы представляют собой локальные модели глобальных изменений. Для горных экосистем, как правило, характерно разделение поверхности на не покрытые лесом и травянистой

растительностью площади (холодные гольцовые пустыни, каменистые россыпи, болота); горную тундру, характеризующуюся появлением низкорослой растительности (мхов, лишайников, травянистых растений, небольших кустарников, редких деревьев); покрытые лесом площади (сомкнутые лесные массивы). На фоне климатических изменений горные тундры постепенно покрываются древесной растительностью. На примере горных экосистем можно на локальных масштабах исследовать процессы, схожие с процессами континентальных масштабов, но при этом ограничиваясь небольшими зонами анализа, где несколько экологических зон могут смениться на протяжении сотен метров, в отличие от сотен и тысяч километров на равнинной местности. Это позволяет отрабатывать различные методики, связанные с автоматизированным анализом и интерпретацией многолетних данных дистанционного зондирования Земли (далее ДЗЗ) в масштабах, позволяющих осуществлять их ручную отладку, контроль и сопоставление результатов с экспертными оценками и данными локальных наземных наблюдений.

В современных условиях для анализа доступны данные ДЗЗ из различных источников, среди которых наибольший интерес представляют мультиспектральные данные Landsat с учётом глобальности их пространственного и временного покрытия. При этом благодаря современным облачным вычислительным инструментам возможно без сильных затруднений обрабатывать большие объёмы данных, включая данные Landsat. Это даёт возможность перейти от сравнения пар мультиспектральных изображений к анализу временных рядов, которые несут больше информации, в том числе о динамике растительного покрова и границ экологических зон. На мультиспектральных изображениях определение границы, которая разделяет непокрытые лесом и травянистой растительностью площади и горную тундру, может быть реализовано на основе сравнения с порогом одного или нескольких вегетативных индексов, рассчитанных на основе спектральных каналов. Однако разделение горной тундры и лесопокрываемых площадей является более сложной задачей, решение которой требует более

сложных подходов и включение в анализ дополнительных данных.

II. ЦЕЛЬ

Картирование лесопокрываемых площадей и их изменений по данным Landsat и экспертным оценкам границ экологических зон в горах Приполярного Урала (на примере хребта Сабля).

III. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В качестве исходных данных использовались данные Landsat и экспертные оценки границ экологических зон, полученные в отдельные годы проведения экспедиций и на основе анализа аэрофотоснимков и спутниковых изображений. Для анализа были выбраны мультиспектральные изображения спутников Landsat 4...9 второй коллекции [1], которые доступны с 1985 года для области анализа за июль и август. Область анализа представляет собой квадратную площадь со старой 30 километров и центром в точке 59.05 долготы, 64.82 широты.

Использовались очищенные от облаков мультиспектральные изображения уровня 1 (Tier 1, далее T1) отражения верхней части атмосферы (Top of Atmosphere, далее TOA), которые прошли относительную радиометрическую коррекцию, и отражения поверхности (Surface Reflectance, далее SR). Данные T1 находятся в пределах 12-метровой радиальной среднеквадратической ошибки (Radial Root Mean Square Error, RMSE) между изображениями и являются подходящими для анализа временных рядов. Обработка данных выполнялась с использованием платформы Google Earth Engine [2].

A. Предварительная фильтрация

Перед выполнением каких-либо операций из данных TOA были исключены все изображения, которые более чем на половину закрыты облаками, это обусловлено тем, что относительная радиометрическая коррекция может происходить некорректно на изображениях с большим количеством облаков. Также раннее исключение неподходящих данных позволяет быстрее выполнить необходимые расчёты и преобразования. По этой же причине число изображений, которое приходится на один сезон, было ограничено двадцатью менее облачными, так как обработка большего числа изображений не приведёт к существенным улучшениям. Далее на оставшихся изображениях маскировались облака и их тени. Для дополнительной фильтрации полупрозрачных остатков облаков, которые часто сопровождают замаскированные густые облака, изображения, которые имели более половины замаскированных пикселей в области анализа, исключались.

B. Относительная радиометрическая коррекция

Для относительной коррекции в качестве эталона было выбрано одно изображение SR Landsat 7 (ID: LANDSAT/LE07/C02/T1_L2/LE07_168015_20010717), которое имеет минимальное содержание облаков и максимальное пересечение с областью анализа. Относительно выбранного эталонного изображения были скорректированы изображения TOA с использованием метода сопоставления псевдоинвариантных признаков (Pseudo-Invariant Feature

Matching, далее PIF) [3]. PIF-пиксели отбирались с помощью меры сходства между спектрами Spectral Angle Mapper (SAM) [4] по порогу меньше пятого процентиля. Таким образом, относительная коррекция выполнялась в предположении о том, что в пересечении любого изображения TOA с эталонным изображением есть как минимум 5% спектрально схожих пикселей, различия которых обусловлены только различиями в датчиках, угле падения солнечных лучей и прозрачности атмосферы, но не фенологическими различиями растительности.

C. Композиция

После очистки от облаков и относительной коррекции, изображения объединялись в сезонные композиты. В композит скорректированных изображений TOA попадал тот пиксель, для которого нормализованный разностный индекс растительности (Normalized Difference Vegetation Index, далее NDVI) соответствовал верхнему квартилю. Такой подход позволяет выбирать пиксели, которые находятся ближе к пику вегетационного периода, и исключать аномальные пиксели, высокий NDVI которых обусловлен не растительностью. Это делает композиты более согласованными между собой и дополнительно подавляет остатки облаков. Композиты изображений SR формировались как медианные изображения за сезон.

D. Экспертные оценки границ экологических зон

Экспертные оценки границ экологических зон – это данные, которые были получены в ходе экспедиционных работ и при анализе разновременных аэрофотоснимков и спутниковых изображений. На рис. 1 приведён пример таких данных, визуализированный замкнутой границей на карте и бинарной маской.

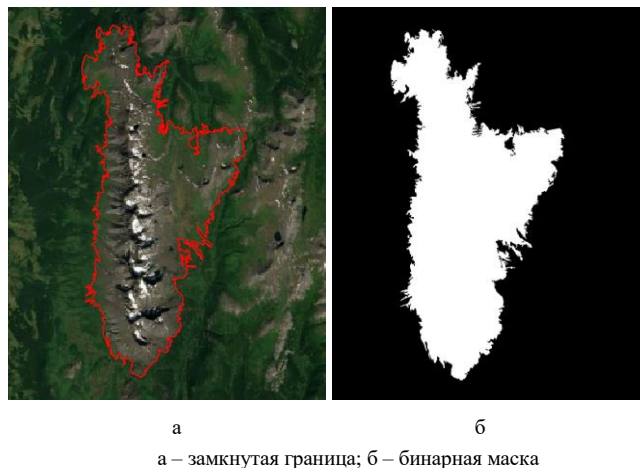


Рис. 1. Пример экспертной оценки границы между горной тундрой и сомкнутым лесом

Такие данные отражают определённое множество не относящихся к лесопокрываемой площади пикселей на спутниковом изображении, однако множество относящихся к лесопокрываемой площади пикселей остаётся неопределённым. Известно, что из-за существенных теней, отбрасываемых древесным пологом, лесные участки, как правило, темнее большинства других покрытых растительностью поверхностей. Если на изображении присутствует значительное количество лесных участков, они образуют пик на гистограмме некоторых каналов, например,

красного [5]. При этом нелесные тёмные участки могут быть легко идентифицированы и замаскированы с помощью NDVI, на гистограмме которого растительность также образует пик. Поэтому полученные ранее композиты SR были разбиты на квадратные блоки со стороной 200 пикселей, после чего в каждом блоке по гистограмме красного канала и NDVI определялись пороги, охватывающие пик, если он существовал. На рис. 2 приведена скорректированная в результате пороговой обработки бинарная маска поверх карты.

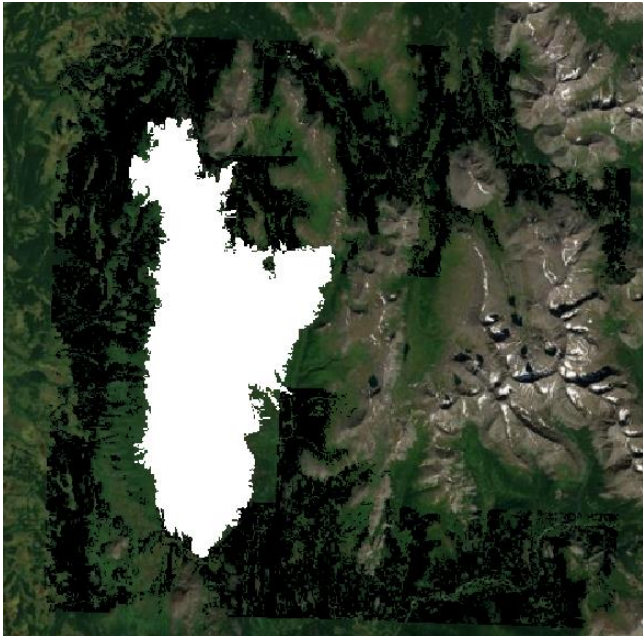


Рис. 2. Скорректированная бинарная маска

В полученной маске нулевые значения отмечают сомкнутые лесные массивы, единичные значения отмечают горную тундру и непокрытые лесом и травянистой растительностью площади.

Е. Картирование

Далее мультиспектральные каналы композитов скорректированных изображений ТОА были трансформированы в три главные компоненты. По полученным компонентам выполнялась классификация с использованием логистической регрессии, при этом скорректированные бинарные маски использовались как обучающая разметка. Всего использовалось 6 масок с 2019 по 2024 год. Коэффициент Жаккара (Intersection over Union, IoU) и площадь под ROC-кривой составили 0,84 и 0,96 соответственно.

IV. РЕЗУЛЬТАТЫ

В результате был получен временной ряд решающей статистики с 1985 по 2024 год. На рис. 3 приведена визуализация линейных трендов в этом временном ряду. Зелёный цвет на визуализации пропорционален среднему значению тренда, красный цвет – падению тренда, синий – возрастанию тренда. Визуализация показывает, что на значительной части границы между зоной горной тундры и зоной сомкнутого леса существует приближение территории к лесопокрытой площади по спектральным свойствам. Такой результат согласуется с экспертной оценкой, которая также

выявила сдвиги границы горной тундры, постепенно уступающей место сомкнутому лесу.

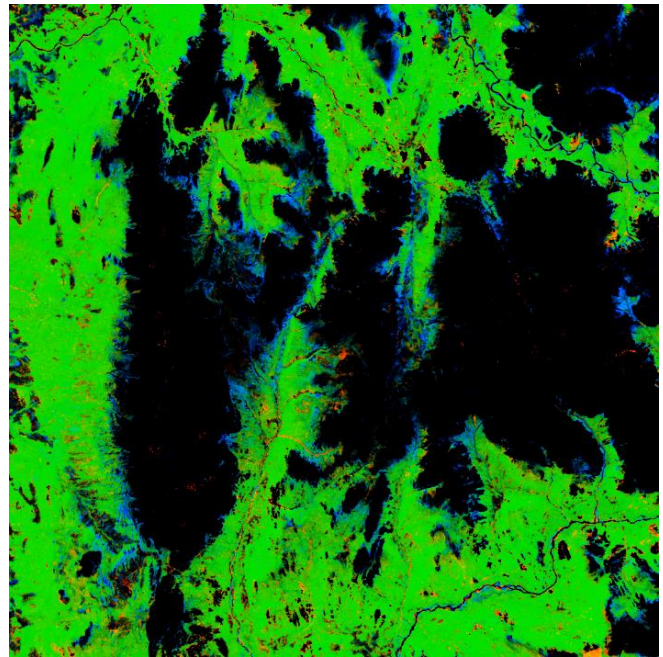


Рис. 3. Визуализация линейных трендов во временном ряду решающей статистики, зелёный цвет пропорционален среднему значению тренда, красный цвет – падению тренда, синий – возрастанию тренда

V. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В представленном исследовании было выполнено картирование лесопокрытых площадей в условиях высокогорья по мультиспектральным изображениям ТОА спутников Landsat 4...9 и экспертным оценкам границ экологических зон на примере горной экосистемы хребта Сабля. Изображения SR тех же спутников использовались как вспомогательные при относительной коррекции и при создании обучающих данных для классификатора. В результате были получены временные ряды решающей статистики с 1985 по 2024 год, тенденции в которых согласуются с экспертной оценкой, которая включает наземные наблюдения. Полученные временные ряды в дальнейшем можно использовать как основу для математического моделирования процессов изменения древесной растительности, которые протекали в исследуемом регионе за указанный период, что позволит экстраполировать эти процессы во времени.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Мы хотели бы выразить признательность ФГБУН Институту экологии растений и животных Уральского отделения РАН за предоставленные экспертные оценки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- [1] Crawford C.J., Roy D.P., Arab S., Barnes C., Vermote E., Hulley G., Gerace A., Choate M., Engebretson C., Micijevic E., Schmidt G., Anderson C., Anderson M., Bouchard M., Cook B., Dittmeier R., Howard D., Jenkerson C., Kim M., Kleyians T., Maersperger T., Mueller C., Neigh C., Owen L., Page B., Pahlevan N., Rengarajan R., Roger J.-C., Sayler K., Scaramuzza P., Skakun S., Yan L., Zhang H.K., Zhu Z., Zahn S. The 50-year Landsat collection 2 archive // Science of Remote Sensing. 2023. Vol. 8. P. 100103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.srs.2023.100103>.

- [2] Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D., Moore R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone // *Remote Sensing of Environment*. 2017. Vol. 202. P. 18-27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>.
- [3] Schroeder T., Cohen W., Song C., Canty M., Yang Z. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon // *Remote Sensing of Environment*. 2006. Vol. 103. P. 16-26. DOI: [10.1016/j.rse.2006.03.008](https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.008).
- [4] De Carvalho O.A., Guimarães R.F., Silva N.C., Gillespie A.R., Gomes R.A.T., Silva C.R., De Carvalho A.P.F. Radiometric Normalization of Temporal Images Combining Automatic Detection of Pseudo-Invariant Features from the Distance and Similarity Spectral Measures, Density Scatterplot Analysis, and Robust Regression // *Remote Sensing*. 2013. Vol. 5. No. 6. P. 2763-2794. DOI: [10.3390/rs5062763](https://doi.org/10.3390/rs5062763).
- [5] Huang C., Song K., Kim S., Townshend J.R.G., Davis P., Masek J.G., Goward S.N. Use of a dark object concept and support vector machines to automate forest cover change analysis // *Remote Sensing of Environment*. 2008. Vol. 112. No. 3. P. 970-985. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.07.023>.