

Analyse der Waldentwicklung in der nördlichen Mongolei seit dem politischen Umbruch im Jahre 1991 unter beson- derer Berücksichtigung feuerökologischer Aspekte

Dargestellt am Beispiel der Provinz Selenge und
in zwei ausgewählten Untersuchungsgebieten
im Zeitraum 1990 - 2015

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades Dr. rer. nat.

am Fachbereich Geowissenschaften

der Freien Universität Berlin

vorgelegt von Stefan Teusan

Dipl.-Forstw.

Berlin 2018

Erstgutachter:

Prof. Dr. Bernd Meissner
Beuth Hochschule für Technik Berlin
Institut für Geoforschung (geo3)

Zweitgutachter:

Prof. Dr. Björn Waske
Freie Universität Berlin
Institut für Geographische Wissenschaften
Fachrichtung Fernerkundung und Geoinformatik

Drittgutachter:

Prof. Dr. Dr. h.c. Johann G. Goldammer
Global Fire Monitoring Center Freiburg

Tag der Disputation:

13.01.2017

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	1
1.1 PROBLEMSTELLUNG	1
1.2 ZIEL	3
1.3 GLIEDERUNG	4
2. MONGOLEI UND BOREALE WÄLDER.....	5
2.1 GEOGRAPHIE DER MONGOLEI	5
2.2 ÖKONOMISCHE „SCHOCKTHERAPIE“	7
2.3 BOREALE WÄLDER: EIN ZIRKUMPOLARES BIOM	9
2.3.1 <i>Verbreitung</i>	9
2.3.2 <i>Permafrost und Waldverteilung</i>	12
2.3.3 <i>Störfaktoren</i>	13
2.3.4 <i>Klimawandel</i>	14
2.4 FEUERÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN	16
2.4.1 <i>Feuer und Forstwirtschaft</i>	16
2.4.2 <i>Grundprinzipien im Feuermanagement</i>	18
2.4.2.1 <i>Feuerarten</i>	18
2.4.2.2 <i>Feuerursachen</i>	19
2.4.2.3 <i>Feuerverhalten</i>	20
2.4.2.4 <i>Feuereffekte</i>	21
2.4.3 <i>Kontinuum der Feuerstörung (Fire Disturbance Continuum)</i>	22
2.4.4 <i>Feuer und Waldstruktur</i>	23
2.5 DIE MONGOLISCHEN WÄLDER	24
2.5.1 <i>Topographie und Thermohaushalt</i>	24
2.5.2 <i>Waldtypen</i>	25
2.5.3 <i>Forstwirtschaft</i>	29
2.5.4 <i>Wald- und Steppenbrände</i>	31
2.5.5 <i>Folgen eines prognostizierten Klimawandels</i>	33
3. STAND DER WISSENSCHAFT	35
3.1 WALDENTWICKLUNG	35
3.2 WALDZUSTANDBEWERTUNG	36
3.2.1 <i>Vitalität und Struktur der Wälder</i>	36
3.2.1.1 <i>Vegetations- und Feuchtigkeitsindex</i>	36
3.2.1.2 <i>Störungsindices</i>	37
3.2.2 <i>Vegetationsbrände</i>	38
3.2.2.1 <i>Quantitative Erfassung der Feuer</i>	38
3.2.2.2 <i>Qualitative Erfassung der Feuer</i>	40
3.3 GLOBALES MONITORING	41
3.3.1 <i>Feuerkartierung</i>	41
3.3.2 <i>Waldveränderungskartierung</i>	42
3.3.3 <i>Webportale</i>	43
3.3.4 <i>Modifikation globaler Monitoring Daten für regionale Anwendung</i>	44
3.4 EINORDNUNG DER UNTERSUCHUNG	44
4. MATERIAL UND METHODIK.....	46
4.1 ARBEITSHYPOTHESEN UND ZIELSETZUNG	46
4.2 AUSWAHL DER UNTERSUCHUNGSGEBIETE	47
4.2.1 <i>Selenge Aimag</i>	48
4.2.2 <i>Tunkhel</i>	50
4.2.3 <i>Bugant</i>	53
4.3 KLASSIFIZIERUNG EINER LANDSAT-SATELLITENBILDSERIE	54

4.3.1	<i>Überwachte Klassifizierung</i>	55
4.3.1.1	Prozesskette	56
4.3.1.2	Qualitätskontrolle	57
4.3.2	<i>Unüberwachte Klassifizierung</i>	59
4.3.2.1	Prozesskette	60
4.3.2.2	Qualitätskontrolle	60
4.4	MODERATE-RESOLUTION IMAGING SPECTRORADIOMETER (MODIS)	62
4.5	DIGITALES HÖHENMODELL.....	63
4.6	INDICES.....	65
4.6.1	<i>Normalized Burn Ratio (NBR)</i>	65
4.6.2	<i>Tasseled Cap Index</i>	65
4.6.3	<i>Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)</i>	66
4.7	EIGENBEFLIEGUNG DES WALDGEBIETS TUNKHEL.....	66
4.8	HOCHAUFLÖSENDE SATELLITENBILDSZENE	67
4.8.1	<i>QuickBird-2</i>	67
4.8.2	<i>GeoEye-1</i>	68
4.9	TERRESTRISCHE STICHPROBENFLÄCHEN	69
4.10	VEGETATIONSKUNDLICHE UND KLIMATISCHE INFORMATIONSAUSWERTUNG.....	73
4.10.1	<i>Forsteinrichtungskarten</i>	73
4.10.2	<i>Wetterdaten</i>	74
4.10.3	<i>Geokryologische Karte</i>	74
4.11	ILLEGALER HOLZEINSCHLAG	75
5.	ERGEBNISSE	77
5.1	ÜBERWACHTE KLASSIFIZIERUNG DER SELENGE PROVINZ.....	77
5.1.1	<i>Bi-temporale Analyse der Waldentwicklung Selenge Provinz</i>	78
5.1.2	<i>Bi-temporale Analyse der Waldentwicklung in Bugant</i>	82
5.1.3	<i>Bi-temporale Analyse der Kiefernentwicklung in Bugant</i>	83
5.2	UNÜBERWACHTE KLASSIFIZIERUNG.....	85
5.3	NORMALISIERTER DIFFERENZIALER BRANDINDEX.....	89
5.4	EIGENBEFLIEGUNG.....	91
5.5	VEGETATIONSBRÄNDE.....	94
5.5.1	<i>Brandflächen</i>	94
5.5.2	<i>Analyse der Walddynamik am Beispiel Bugant</i>	99
5.5.3	<i>Jahreszeitliche Verteilung</i>	101
5.5.4	<i>Topographie und Feuer</i>	104
5.6	ILLEGALER HOLZEINSCHLAG	106
6.	DISKUSSION	110
6.1	ÄNDERUNG DER FLÄCHENBEDECKUNG.....	110
6.2	KLIMAWANDEL UND WALDVERÄNDERUNGEN.....	110
6.3	WALD- UND STEPPENBRÄNDE.....	111
6.4	INTERPRETATION DER BAUMARTEN ANHAND VON SATELLITENBILDDATEN.....	112
6.5	MONITORING DES ILLEGALEN HOLZEINSCHLAGS IM GEBIET TUNKHEL.....	113
6.6	POTENZIAL FÜR METHODISCHE VERBESSERUNGEN.....	113
6.6.1	<i>Landsat-Satellitenbildmaterial</i>	114
6.6.2	<i>Problematik „Schattenhänge“</i>	114
6.6.3	<i>Erhebung der Geländedaten</i>	114
6.6.4	<i>Durchführung der Eigenbefliegung</i>	114
6.6.5	<i>MODIS-Satellitenbilddaten</i>	115
7.	FAZIT	116
8.	LITERATURVERZEICHNIS	118
	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	125

VERZEICHNIS MONGOLISCHER BEGRIFFE	127
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	164
TABELLENVERZEICHNIS	166
ANHANG	167
DANKSAGUNG	168
LEBENS LAUF.....	170
ERKLÄRUNG.....	171

„Nichts ist so beständig wie der Wandel“ (Heraklit von Ephesus, ca. 520 - 460 v. Chr.)

Zusammenfassung

Die vorgelegte Arbeit hat die Waldflächenveränderungen, Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung sowie das Auftreten von Vegetationsbränden in der Provinz Selenge in der nördlichen Mongolei im Zeitraum 1990 bis 2015 untersucht.

Mit dem Zusammenbruch des staatlichen Sozialismus im Jahre 1991 wurde der Mongolei eine sogenannte „Schocktherapie“ verordnet. Es vollzog sich ein abrupter Übergang von einem sozialistischen Wohlfahrtsstaat zu einem ultraliberalen System. Eine hohe Arbeitslosigkeit und der Wegfall der staatlichen Kontrolle führten zu einer Plünderung der natürlichen Ressourcen, insbesondere durch unregelmäßige Weidenutzung, Wilderei und illegalem Holzeinschlag. Zusätzlich waren die Jahre 1997 und 1998 von Großfeuern in den Wäldern gekennzeichnet. Häufige Waldbrände unterschiedlichen Ausmaßes sind regelmäßig zu beobachten.

Die Auswertung von Landsat 5 TM und Landsat 8 OLI Satellitenbildszenen mittels überwachter und unüberwachter Klassifizierung konnte zeigen, dass die Waldflächen in der Provinz Selenge im Untersuchungszeitraum 1990 bis 2015 insgesamt um ca. 15 % abgenommen haben. Eine exemplarische Auswertung der Veränderungen der Kiefernwaldflächen erfolgte für das Untersuchungsgebiet Bugant. Die Kiefernflächen nahmen um ca. 30 % ab. Hier war eine Verschiebung der Artenzusammensetzung nachweisbar. Eindeutig wurden Waldbrände anhand von MODIS-Daten für den Auswertungszeitraum April 2000 bis Dezember 2015 als eine Hauptursache identifiziert. Die starke Saisonalität der Feuer, d.h. das Auftreten der Feuer im Frühjahr und Herbst, ließ sich durch die Datengrundlage erhärten. Ebenfalls konnte gezeigt werden, dass die Feuerereignisse in Abhängigkeit von der Höhenlage und Hangausrichtung auftreten. Die erhobenen Bodenstichprobenpunkte und die verfügbaren hochauflösenden Satellitenbildszenen ermöglichten eine Genauigkeitsbewertung der Ergebnisse.

Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit war die Berechnung der *differenced Normalized Burn Ratio* (dNBR) nur exemplarisch möglich. Für das Untersuchungsgebiet Tunkhel wurde eine Eigenbefliegung mit einem Kleinflugzeug und einer montierten Kleinbildformatkamera durchgeführt. Für ein ausgewähltes Gebiet konnten die Szenen ausgewertet werden.

Die exemplarische Auswertung der durch lokale Helfer erhobenen Daten zum illegalen Holzeinschlag und Abtransport am Rande des Untersuchungsgebiets Tunkhel ermöglichten weitere Rückschlüsse auf das zukünftige Potenzial der Methode.

Summary

The topic of this dissertation is the detection of forest cover changes, changes in tree species composition, and occurrence of vegetation fires in the Selenge Province in northern Mongolia over the time period between 1990 and 2015.

With the collapse of the socialism in the year 1991, a “shock therapy” was prescribed to Mongolia. An abrupt transition from a socialist welfare state to an ultra-liberal system occurred. High unemployment and the loss of state control resulted in a pillage of natural resources, especially due to unregulated grazing, poaching, and illegal tree harvesting. In addition, the years 1997 and 1998 were characterized by mass forest fires. Frequent forest fires of various extents can be regularly observed.

With the analysis of Landsat 5 TM and Landsat 8 OLI satellite imagery scenes and a supervised and unsupervised classification as applied methodology, it was possible to demonstrate that the total forest cover was reduced by 15 % in the selected survey area of Selenge Province between 1990 and 2015. An exemplary analysis of the Scots pine forest cover was conducted for the survey area Bugant. Here the Scots pine forest was reduced by 30 %. For this area a change of species composition to the detrimental of the Scots pine could be proven. Based on MODIS-data, forest fires could be identified as one of the main cause for the reduction of the forest cover for the analyzed period between April 2000 and December 2015. The high seasonality of forest fires in the Spring and Fall season could be validated as expected. Also, it could be demonstrated that the fire occurrence is dependent on elevation and exposition. The ground sample plots and the high-resolution imagery could be used for additional validation of the results in the survey areas.

Due to very limited data availability, the calculation of the difference Normalized Burn Ratio (dNBR) was only possible with examples. For the assessment area Tunkhel a survey flight was organized with a light plane as platform and a 35-mm camera. For a small area it was possible to process the scenes.

The evaluation of data on illegal logging and transports of illegal wood products, collected by local volunteers near the survey area Tunkhel, allowed conclusions on the future potential of such approach.

1. Einleitung

Weltweit nehmen die Waldflächen zurzeit mit einer alarmierenden Geschwindigkeit von ca. 5,2 bis 5,6 Mio. ha pro Jahr (FAO 2006:320¹; WWF 2011:5²) ab. Der Schwerpunkt der Abnahme liegt in den tropischen Ländern (FAO 2013:204). Die borealen Wälder, wie Hansen *et al.* (2013) feststellen, stehen hinsichtlich Waldabnahme in absoluten Zahlen und relativ zur Gesamtfläche an zweiter Stelle. Für den Zeitraum 2000 bis 2005 heben Hansen *et al.* (2010) hervor, dass die boreale Waldabnahme mit 351,000 km² unter allen Biomen am höchsten ist. Die nur auf der nördlichen Halbkugel zirkumpolar vorkommenden borealen Wälder sind das größte terrestrische Biom auf der Erde, dicht gefolgt von den Savannen und Grassteppen. Großflächige Veränderungen dieses gigantischen CO₂-Speichers durch Waldumwandlung und häufigere Feuer können unabsehbare Folgen durch Rückkoppelungseffekte auf das Weltklima haben.

Regional ist in einigen westlichen Industriestaaten aufgrund von Landflucht und lokaler Bevölkerungsabnahme eine Waldzunahme zu verzeichnen. Doch die weltweit insgesamt steigende Bevölkerungszahl und der dadurch gesteigerte Bedarf an natürlichen Ressourcen zur Existenzsicherung und industriellen Nutzung führen zu einem hohen Nutzungsdruck auf die verbleibenden Wälder. Unkontrollierte Abholzungen und Waldumwandlungen vernichten mittelfristig die Waldökosysteme. Häufigere und größere Waldbrände als Folge eines prognostizierten rapiden Klimawandels werden diesen Entwaldungsprozess voraussichtlich beschleunigen, obwohl Feuer generell ein natürlicher Faktor des Waldökosystems ist. Die Waldabnahme ist die Hauptursache für die Reduzierung der Biodiversität weltweit (Strassburg *et al.* 2012). Daher ist die korrekte und genaue Erfassung der vorhandenen Waldflächen und deren Ab- und Zunahme - einschließlich damit einhergehender Waldstrukturveränderungen – von großem wissenschaftlichem und sozioökonomischen Interesse, wie im Folgenden aufgezeigt wird.

1.1 Problemstellung

Die FAO führt regelmäßig eine Erfassung der globalen Waldressourcen mittels Auswertung vorhandener nationaler Waldinventurdaten durch (FAO 2010). Vertreter von Interessensgruppen, die sich für den Schutz bzw. die nachhaltige Nutzung von natürlichen Ressourcen und insbesondere den Erhalt der Biodiversität und den Klimaschutz einsetzen, nutzen diese Erkenntnisse, um ihre Forderungen und Warnungen zu unterstreichen und regionale

¹ "Total forest area (global) 2000: Nearly 3.9 billion hectares, of which 95 percent was natural forest and 5 percent forest plantations Net forest change (global) 1990-2000: -9.4 million hectares per year (forest) Global deforestation 1990–2000: 14.6 million hectares. Global increase in forest area due to afforestation and natural expansion of forests during the same period: average of 5.2 million hectares per year"

² "Netto betrug der Rückgang der weltweiten Waldfläche zwischen 2005 und 2010 daher 5,6 Millionen Hektar pro Jahr – dies entspricht der Fläche Kroatiens."

Schwerpunkte zu identifizieren. Seit der Formulierung der *Bali Road Map* im Jahre 2007 steht die Reduzierung der Entwaldung und Walddegradierung (REDD+) im besonderen Fokus des internationalen Klimaschutzes³. Verlässliche Zahlen über den historischen Waldzustand und die weitere weltweite Entwicklung der Wälder stellen eine wichtige Grundlage für die zukünftige Erfolgsmessung und somit für die Vergabe von Hilfsgeldern dar. Mit diesem Mechanismus werden zielgerichtet benötigte Finanztransferleistungen ermöglicht, die für konkrete und wirksame Waldschutzmaßnahmen in den Schwellen- und Entwicklungsländern eingesetzt werden können.

Ein weiterer die Waldzerstörung befördernder Faktor ist der nationale und internationale Handel mit Holz aus illegalen Quellen (*illegal sources*). Die systematische Abholzung von wertvollen Baumbeständen für den internationalen Holzmarkt geschieht häufig rücksichtslos und zerstört noch vorhandene intakte Wälder mit einem hohen Schutzwert (*High Conservation Value Forests - HCVF*). Die Möglichkeit der schnellen Profitmaximierung führt zu einer Vernachlässigung der Grundprinzipien einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung, insbesondere in Staaten mit einer hohen Korruption und geringer Rechtsdurchsetzung⁴. Existierende Wald- und Naturschutzbestimmungen werden bei der Ausplünderung der Wälder nicht eingehalten. Angesichts fehlender internationaler Konventionen haben sich Nichtregierungsorganisationen (NRO) gegründet, wie z.B. der *Forest Stewardship Council®* (FSC) im Jahre 1993, um weltweit eine schonende Forstwirtschaft zu unterstützen. Das Konzept beinhaltet, dass sowohl Waldbesitzer als auch die holzverarbeitende Industrie und anschließend die Händler sich im Rahmen einer freiwilligen Überwachung ihrer Wälder bzw. der nachfolgenden Produktkette (*chain-of-custody*) mittels jährlich unabhängig durchgeführter Audits überprüfen lassen. Nach 20 Jahren⁵ wurden mittlerweile 180 Mio. ha auf die Einhaltung von aufgestellten Prinzipien und Kriterien für eine umweltfreundlichere und sozialere Waldbewirtschaftung kontrolliert und mehr als 30.000 COC-Zertifikate an Unternehmen ausgestellt.

Trotz dieser kleinen Erfolgsgeschichte bleibt der Handel mit Holz aus nicht nachhaltigen und teils illegalen Quellen eine Herausforderung für den Waldschutz. Langsam haben sich nationale Gesetzgeber und die Vertreter von Freihandelszonen mit der Problematik auseinandergesetzt. Im Jahre 2003 wurde ein Aktionsplan der Europäischen Union (EU) zur Rechtsdurchsetzung, Politikgestaltung und zum Handel im Forstsektor (bekannt unter der englischen Abkürzung FLEGT⁶) formuliert und bilaterale Verhandlungen mit wichtigen Holzexportländern initiiert. Eine wichtige Vorreiterrolle übernahmen die USA mit der Ergänzung (*Amendment*) des

³ *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD+)*

⁴ Vgl. *Corruption Perception Index (CPI)*, wird jährlich ermittelt durch Transparency International.

⁵ Angaben des Forest Stewardship Council, URL: <https://ic.fsc.org/20th-anniversary> (online 30.08.2014)

⁶ *Forest Law, Enforcement, Governance and Trade (FLEGT)*

bereits existierenden Artenschutzgesetzes *Lacey Act*, um den Geltungsbereich auf Baumarten zu erweitern. Damit wurde der Import von Hölzern aus illegalen Quellen unter Strafe gestellt. In der Europäischen Union (EU) wurde die EU-Holzhandelsverordnung 2010⁷ ausgearbeitet, die am 03.03.2013 in Kraft getreten ist⁸. Auch in Australien wurde mit dem *Illegal Logging Prohibition Act 2012*⁹ ein ähnlicher Weg eingeschlagen. Allerdings existieren in den BRICS¹⁰-Staaten, mit der VR China als weltweit größtem Holzim- und -exporteur, keine entsprechenden Gesetzesinitiativen für den internationalen Schutz von Wäldern. Somit wird sich der Erfolg von Zertifizierungen und regional gültigen Gesetzen mittelfristig durch die Erfassung von bestehenden Waldflächen und deren Ab- und Zunahme messen lassen müssen.

Seit dem Zusammenbruch der ehemaligen Sowjetunion, dem wichtigsten ausländischen Geldgeber und Absatzmarkt für mongolische Wirtschaftsgüter, hatten die politischen und ökonomischen Umwälzungen negative Auswirkungen auf den Waldzustand in der Mongolei. Die abrupte Transformation von einem sozialistischen zu einem kapitalistischen System führte zum Zusammenbruch staatlicher Infrastruktur und dem Wegfall von vielen subventionierten Arbeitsplätzen. Mangelnde Einkommensquellen und geringe staatliche Kontrolle förderten indirekt eine unregelmäßige Abholzung der leicht zugänglichen Waldgebiete sowie die drastische Dezimierung der Wildpopulation durch illegale Jagd. Verbreitete und häufige Vegetationsbrände in Wald und Steppe waren eine Begleiterscheinung dieser Entwicklung.

1.2 Ziel

Angesichts zahlreicher alter und neuer Waldbrandflächen sowie häufigen, meist illegalen Baumfällungen in den Waldflächen entlang der Zugangswege, wird dem außenstehenden Betrachter bei der Fahrt durch die nördliche Mongolei schnell deutlich, dass häufige Feuer und unregelmäßige Holznutzung eine wichtige Rolle für den aktuellen ausgeplünderten Zustand des Waldökosystems spielen. Da das Land seit 1991 einem starken politischen und ökonomischen Wandel unterworfen wurde, der eine Auflösung der staatlichen Strukturen und eine Zunahme illegaler Aktivitäten im Wald bewirkte, stellen sich zwei akute Fragen: Erstens nach einer effizienten Bewertung der aktuellen Waldverteilung und dem Waldzustand; zweitens nach der zukünftig zu erwartenden Entwicklung. Einerseits deutet die starke Holznutzung entlang der leicht erreichbaren Waldränder auf einen vermutlich irreversiblen Waldrückgang in den sehr sensiblen Grenzflächen zwischen Wald und Steppe hin. Andererseits ist auf manchen

⁷ Diese wird als EU Timber Regulation (EUTR) bezeichnet. VERORDNUNG (EU) Nr. 995/2010 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 20. Oktober 2010 über die Verpflichtungen von Marktteilnehmern, die Holz und Holzzeugnisse in Verkehr bringen.

⁸ Es folgt die Umsetzung in die nationale Gesetzgebung; in Deutschland z.B. mit dem Holzschutzgesetz, vgl. URL: <http://www.gesetze-im-internet.de/holzsig> (online 03.05.2014)

⁹ URL: <http://www.comlaw.gov.au/Details/C2012A00166> (online 03.05.2014)

¹⁰ Brasilien, Russland, Indien, Volksrepublik China und Südafrika.

Brandflächen eine starke natürliche Waldverjüngung durch die Pionierbaumarten zu beobachten, die aber anscheinend durch wiederkehrende Feuer häufig vernichtet wird.

Das Ziel der vorgelegten Untersuchung ist die objektive Identifizierung und Quantifizierung der Waldverteilung und -struktur über systematisch ausgewählte Zeitabschnitte im Zeitraum von 1990 bis 2015. Durch eine überwachte und unüberwachte Klassifizierung und den Vergleich multi-temporaler Landsat-Satellitenbildszenen sollen Tendenzen identifiziert, sowie historische und zukünftige Entwicklungen aufgezeigt werden. Es soll die Frage durch die Auswertung von MODIS Feuerdaten beantwortet werden, ob die subjektiv empfundene Waldzerstörung in der Selenge Provinz sich durch zunehmende, wiederkehrende und intensivere Waldbrandhäufigkeit erklären lässt. Der topographische Faktor soll durch die Erstellung eines digitalen Höhenmodells beschrieben werden. Außerdem soll exemplarisch in einem ausgewählten Gebiet das Ausmaß der illegalen Holznutzung analysiert werden. Zusätzlich wurden Geländedaten erhoben und eine Eigenbefliegung durchgeführt.

Es war nicht das Ziel dieser Arbeit, neue fernerkundliche Methoden zu entwickeln, sondern anhand verfügbarer Werkzeuge und Methoden einen praktischen Ansatz für die Auswertung von Fernerkundungsdaten, die zunehmend über Webportale im Internet frei verfügbar sind, umzusetzen. Die Methodik wurde an die besondere Situation in der Mongolei angepasst und als Untersuchungsgebiet die Provinz Selenge, einschließlich der Provinz Darchan-Uul, ausgewählt. Mit der Analyse der Situation in Gebiet Selenge soll ein Beitrag zur aktuellen Diskussion geleistet werden, welche entwicklungspolitischen und feuerökologische Ansätze für ein großes Flächenland wie die Mongolei, die die niedrigste Bevölkerungsdichte weltweit aufweist, sich für den zukünftigen Waldflächenschutz anbieten.

1.3 Gliederung

Um das Verständnis für das Studienobjekt zu erleichtern, werden im Kapitel 2 die allgemeine Geographie der Mongolei und ihre vorhandenen Waldressourcen vorgestellt. In diesem Zusammenhang werden mehrere Aspekte beleuchtet, insbesondere die Einzigartigkeit des borealen Ökosystems, die allgemeinen feuerökologischen Grundlagen und die vorkommenden Waldtypen und Baumarten. Danach folgt das Kapitel 3 mit dem aktuellen Wissenstand bezüglich Fernerkundung, Waldzustandserfassung und globalem Monitoring. Nach dieser Einleitung folgt Kapitel 4 mit der Beschreibung des eingesetzten Materials und der angewandten Methodik. Im Kapitel 5 werden die erzielten Ergebnisse präsentiert, um im Kapitel 6 ausgewertet und diskutiert zu werden. Das abschließende Kapitel 7 folgt mit einem Fazit und gibt einen Ausblick auf zukünftige Fragestellungen.

2. Mongolei und boreale Wälder

In diesem Abschnitt wird zuerst die natürliche Beschaffenheit der Mongolei vorgestellt. Danach werden die besonderen Herausforderungen der ökonomischen Umstrukturierung seit den 1990er Jahren abgehandelt, um dann auf die Eigenschaften der borealen Wälder einzugehen und die feuerökologischen Grundlagen zu beschreiben. Abschließend werden in diesem Kapitel die mongolischen Wälder vorgestellt.

2.1 Geographie der Mongolei

Die klimatisch kontinental geprägten Grassteppen Zentralasiens liegen zwischen den südlichen Ausläufern der Taiga (boreale Wälder) und der Wüste Gobi. Die Steppe mit ihrem rauen Klima und ihrer kargen Existenzgrundlage, vorwiegend der Viehzucht, ist seit über tausend Jahren die Wiege von nomadisierenden Reitervölkern, die mehrmals nachweisliche Weltgeschichte schrieben. Wie im Jahre 1241 n. Chr., als mongolische Reiter vernichtend das deutsch-polnische Ritterheer bei Liegnitz¹¹ besiegten. Der Mythos der Steppe, die gefürchteten Überfälle der abgehärteten Reitervölker und die Reiseberichte, wie zum Beispiel von Marco Polo vom Hofe des mongolischen Anführers, sind fest im europäischen und asiatischen Bewusstsein verankert.

Die heutige Republik Mongolei¹² erstreckt sich auf einer Fläche von 1.564.116 km² und wird ganz von ihren zwei großen und politisch mächtigen Nachbarn China und Russland eingeschlossen. Die Gesamtbevölkerung des Binnenlands wird mit ca. 2,8 Mio. Einwohnern beziffert. Offiziell wohnen 1,16 Mio. Menschen in der Hauptstadt Ulaanbataar. Inoffiziell dürfte die Zahl durch unkontrollierte Zuwanderung aufgrund einer starken Landflucht bei ca. 1,5 bis 1,8 Mio. Einw. liegen. Typisch für ein sogenanntes Entwicklungsland lebt damit mehr als die Hälfte der Gesamtbevölkerung in der Hauptstadt. Die Siedlungsdichte ist im weltweiten Vergleich¹³ mit 1,8 Einw./km² sehr niedrig (NSOM 2012). Die Mongolei ist administrativ in 21 *Aimags* (Provinzen) eingeteilt (s. Abb. 1). Jeder *Aimag* untergliedert sich in mehrere *Sums*, die sich jeweils in *Bags* unterteilen. Wichtige Lebensader für den Personen- und Güterverkehr ist die Eisenbahn, die das Land von Nord nach Süd durchquert und die Hauptstadt an Russland und China direkt anbindet. Die Anbindung wichtiger Bergwerkstandorte, wie z.B. Erdenet oder Baganuur, an das Eisenbahnnetz durch Stichstrecken ermöglichen den effizienten Abtransport wichtiger Rohstoffe wie Kupfer und Kohle.

¹¹ Heute *Lignica* in Polen.

¹² Aus chinesischer Sichtweise als äußere Mongolei bezeichnet, um diese von der Inneren Mongolei abzugrenzen, die zum nationalen Territorium der VR China gehört.

¹³ Deutschland: 225 Einw./km (2012): Statistische Bundesamt, URL: <http://www.statistik-portal.de/> (online 13.12.2013)

In der Mongolei herrscht mit sehr heißen Sommern und sehr kalten Wintern ein kontinentales Klima. Die Hauptniederschlagszeiten sind die Sommer- und Wintermonate. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge beträgt 370 mm. Durch die Mongolei verläuft die Hauptwasserscheide Asiens. Die Flüsse in den nördlichen Landesteilen fließen Richtung Norden und liegen somit im Wassereinzugsgebiet des Baikalsees (Oberfläche 31.490 km²).



Abb. 1 Politische Karte der Mongolei

Mit einem Volumen von ca. 23.000 km³ verfügt dieser über das größte Süßwasserreservoir der Erde. Die Wasserströme in den südlichen Landesteilen fließen in den pazifischen Ozean. Ein Teil der Flüsse versickert abflusslos in Zentralasien (Barthel 1990:30). Im Süden befindet sich die Wüste Gobi als die nördlichste Wüste der Welt. Im Norden zur russischen Grenze liegt der Chuwsguler See, der der größte Süßwassersee des Landes ist.

Die Topographie der Mongolei ist gekennzeichnet durch eine durchschnittliche Höhe von 1.580 m (s. Abb. 2). Die höchste Erhebung des Altaigebirges im Westen des Landes ist der Chuiten Uul (4.374 m). Das Changai-Gebirge mit dem Otgontenger (4.021 m) befindet sich in der zentralen Mongolei. Nordöstlich der Hauptstadt Ulaanbaatar liegt das Chentii-Gebirge

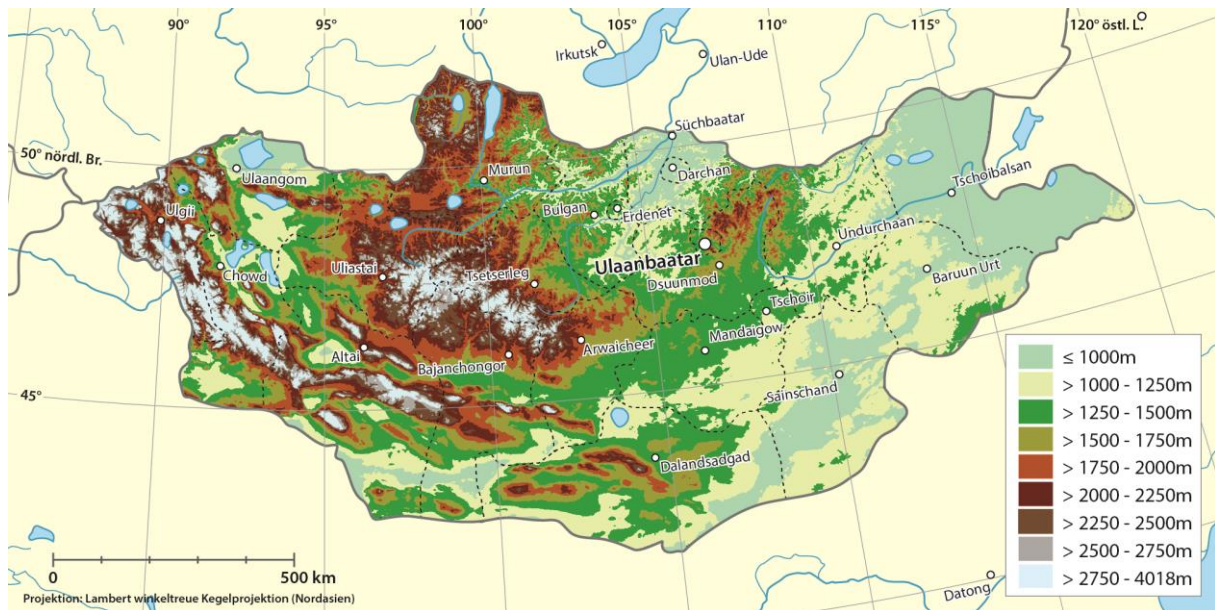


Abb. 2 Höhenkarte der Mongolei

(Otgontenger 2.800 m). Im östlichen Teil liegt der niedrigste Punkt des Landes mit dem See Choch Nuur mit 532 m.

2.2 Ökonomische „Schocktherapie“

Anfang der 90er Jahre begannen nach 70 Jahren sowjetischem Sozialismus tiefgreifende politische und ökonomische Reformen¹⁴. Mit dem Zusammenbruch der Sowjetunion verschwanden der wichtigste ausländische Investor und der bedeutendste Absatzmarkt. Als Antwort wählte die Regierung eine Übergangsstrategie, die von der UNDP¹⁵ als Schocktherapie (*shock therapy*) bezeichnet wurde. Für die Mongolei beinhaltete diese Schocktherapie folgende Elemente: Preisliberalisierung, Wegfall aller Restriktionen im internationalen Handel und für ausländische Investments, Privatisierung der staatlichen Großbetriebe (zuerst durch die Vergabe von Gutscheinen an die Bevölkerung, später mittels Auktionen mit Beteiligung in- und ausländischer Investoren) sowie eine weitgehende Reduzierung der Regierung und staatlich geförderter Strukturen (Janes & Chuluundorj 2004). Damit unternahm das Land eine ultraliberale Reform, die zum Kollaps des bisher subventionierten industriellen Sektors führte. Die Arbeitslosenrate stieg in den urbanen Zentren schnell an. Weitverbreitete Armut, Obdachlosigkeit, Kriminalität und exzessiver Alkoholmissbrauch waren die Folge. Der Rückzug des Staates wirkte sich entscheidend negativ auf Bildungssystem, Gesundheitswesen und soziale Dienstleistungen aus (Janes & Chuluundorj 2004). Die Schocktherapie führte zu einer Welle der Stadtfucht. Ein Teil der urbanen Bevölkerung – plötzlich ohne Einkommen – suchte seine Rettung in der Viehzucht und damit in der vermeintlichen Rückbesinnung auf traditionelle Werte.

¹⁴ Die sozialistische Revolution begann 1921 mit sowjetischer Unterstützung.

¹⁵ *United Nations Development Programme*

Durch den Wegfall der staatlichen Autorität auf dem Lande führte die ultraliberale Marktwirtschaft zu umweltschädigenden Tätigkeiten der Bevölkerung, wie z.B. unkontrollierter Bergbau, starke Überweidung durch ansteigende Tierbestände, unregelmäßige Abholzung der Wälder einschließlich häufigerer Waldbrände. Der Tagebau für die Gewinnung von Kupfer, Steinkohle und Gold wühlt großflächig die Landschaft um. Der Landschafts- und Umweltschutz durch novellierte Umweltgesetze bleibt wirkungslos, da bestehende Vorschriften durch eine dezentralisierte und häufig restrukturierte Verwaltung nur lückenhaft kontrolliert werden. Gleichzeitig ziehen die reichlich vorhandenen Bodenschätze das Interesse internationaler Investoren an. Der Bergbausektor als der größte Sektor dominiert die mongolische Innenpolitik und ist folglich ein wichtiger Faktor für die internationalen Beziehungen (Bulag 2009:129). Die politische Führung hat, um nicht zu sehr dem überstarken Einfluss der zwei geographisch angrenzenden mächtigen Nachbarn ausgesetzt zu sein, das Konzept des „Dritten Nachbarn“ als strategische Alternative formuliert. Als Dritter Nachbar wird der „Westen“, d.h. die Europäische Union (EU) und die Vereinigten Staaten von Amerika (USA) bezeichnet, die wichtige wirtschaftliche sowie militärische Kooperationen mit der Mongolei eingehen. Natürlich ist das internationale Interesse an den mongolischen Bodenschätzen groß. Ob die Bodenschätze ein Fluch oder Segen sind, wird sich zukünftig erweisen. Die Bezeichnung „Mine-golia“ impliziert eine gewisse Skepsis (Bulag 2009) gegenüber dieser Entwicklung. Initiativen wie die 2004 gegründete *Alliance for Responsible Mining* (ARM)¹⁶ stehen mit ihrer Arbeit für einen umweltgerechteren und sozialeren Bergbau weltweit noch in einer Anfangsphase.

Die völlige Liberalisierung der Viehwirtschaft ermöglichte zum ersten Mal seit dem 13. Jh., dass einzelne Familien unabhängig von jeglicher staatlichen Aufsicht und anderen Familien Herden züchteten. Bis 1921 kontrollierten die feudalen Strukturen und danach das sozialistische System mittels Kooperativen (*negdel*¹⁷), dass die natürliche Ressource Steppe nicht übernutzt wurde. Die *negdel* regelten den Zugang zu den kritischen Ressourcen Wasser, Futter, Wintereinstand und Weiden. Dies schloss die veterinärärztliche Betreuung sowie die Unterstützung bei extrem kalten Wintern (*dzud*¹⁸), die periodisch in Zentralasien auftreten, mit ein. Nach dem politischen Kollaps 1991 führte der Wegfall jeglicher Unterstützung im Fall von Naturkatastrophen zu einem höheren Risiko für die einzelnen Familien. Gleichzeitig versuchten sich viele Mongolen, wie ihre Vorfahren, als Tierhalter. Die unkontrollierte und unsachgemäße Nutzung jeglicher verfügbaren Ressource, einschließlich der Wälder, war die Folge. Die wenigen und schlecht bezahlten staatlichen Inspektoren förderten diese Tendenz. Die

¹⁶ Vgl. URL: <http://communitymining.org/> (online 04.12.2014)

¹⁷ Staatlich kontrollierte Kooperativen

¹⁸ *Dzud* ist ein ungewöhnlich kalter und schneereicher Winter, der auf einen trockenen Sommer folgt. Die Herden sind bereits durch die schlechte Weide im Sommer geschwächt und eine zu hohe Schneedecke behindert in den Wintermonaten den Zugang zum verbliebenen Gras. Hohe Mortalitätsraten bei den Tieren sind die Folge.

international finanzierten Hilfsprogramme, die nach einem Massentiersterben die Vieherden wieder aufstocken, adressieren nicht die eigentlichen Ursachen des Problems.

Hartwig (2006) titulierte die unkontrollierte Nutzung der Wälder seit 1991 als „Ausverkauf der Taiga“. Internationale Beachtung erhielt die Waldzerstörung erst durch Großfeuer. In den Jahren 1996 (3 Mio. ha) und 1997 (2,6 Mio. ha) verzeichnete die Mongolei großflächige Waldbrände (Wyss & Fimiarz 2006) mit gewaltigen ökonomischen Verlusten (Farukh *et al.* 2009). Die verbrannten Flächen waren für die nationale und internationale Politik Anlass, die zunehmende Waldzerstörung in der Mongolei zu thematisieren. Die mongolische Regierung forderte die internationalen Geldgeber zur Unterstützung auf. Ein Soforthilfeprogramm wurde von der damaligen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ¹⁹) und mit finanzieller Unterstützung der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) aufgelegt. Das GTZ-Feuerprojekt bildete gezielt Ranger und Waldnutzerguppen zur Waldbrandbekämpfung aus. Eine Sensibilisierungskampagne zur Waldbrandprävention wurde durchgeführt. In den Folgejahren wurden wieder starke, wenn auch nicht so große Waldbrände beobachtet. Die großen Waldbrandflächen und eine häufig zu beobachtende illegale Nutzung der Ressourcen lässt internationale Beobachter einen zunehmenden Verlust der ökologisch sensiblen südlichen Ausläufer der Taiga durch Umwandlung in eine Steppe befürchten. Als Gegenmaßnahme werden von der mongolischen Regierung jährlich Aufforstungsprojekte an lokale Forstunternehmer ausgeschrieben, die teilweise durch internationale Geldgeber finanziert werden²⁰. Die mongolischen Wälder sind einerseits in vielen Aspekten einzigartig und andererseits sind sie Teil eines der größten Biome weltweit mit ähnlichen Charakteristika. Daher wird im folgenden Abschnitt zum besseren Verständnis das boreale Waldökosystem erläutert.

2.3 Boreale Wälder: ein zirkumpolares Biom

2.3.1 Verbreitung

Der boreale Wald ist mit ca. 920 Mio. ha das größte Waldökosystem der Erde²¹ (ca. 29 % der Waldbedeckung; Kuusela 1992), allgemein bezeichnet als boreales Zonobiom (Walter & Breckle 1991:25). Es ist das größte terrestrische Biom und bedeckt 15 % der gesamten Landfläche (Jöngiste *et al.* 2008:124). Es ist die einzige Klima- und Vegetationszone, die nur in der Nordhemisphäre, aber zirkumpolar, zu finden ist. Die borealen Wälder erstrecken sich über die nördliche Halbkugel zwischen dem 50. und dem 70. Breitengrad. Sie bedecken Kanada,

¹⁹ Seit 2011 nach Umstrukturierung in Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) umbenannt.

²⁰ Eines wird als „Grüne Mauer“ bezeichnet, da südlich der eigentlichen Waldzone in der Steppe ein Grünstreifen aufgeforstet wird, um Auswirkungen von Staubstürmen auf den südlichen Nachbarn China zu reduzieren.

²¹ Die genaue Größe wird nicht einheitlich angegeben, da Publikationen unterschiedliche Definitionen verwenden. Wieder *et al.* (2006:4) geben die Fläche der borealen Wälder mit 1,4 Mrd. ha an.

Alaska und die nördlichen Teile der kontinentalen USA²² (Brandt 2009). In Eurasien sind boreale Wälder in Norwegen, Schweden, Finnland, Russland (Sibirien), im nördlichen Kasachstan, in der nördlichen Mongolei und in Nordjapan (Insel Hokkaidō) anzutreffen.

Die Bezeichnung boreal leitet sich vom dem altgriechischen Wort *boreas* (βορέας) ab, das mit „Kälte“ übersetzt wird. Außerdem steht *boreas* für den Nordwind bzw. den griechischen Wintergott (Wieder *et al.* 2006:1). Nördlich des borealen Zonobioms grenzt das polare Zonobiom (Tundra) an. Südlich geht das boreale Zonobiom in die nemorale Zone (winterkalte, laubabwerfende Wälder) oder direkt in das Steppenökosystem (Waldsteppe, Steppe) über. Neben dem Begriff boreal wird auch die russische Bezeichnung Taiga (тайга) verwendet. Mit Taiga werden aber nur Nadelwälder bezeichnet²³. Dagegen schließt die Bezeichnung boreal auch Laubbäume ein. Treter (1993:8) erläutert in seinem Lehrbuch „Die borealen Waldländer“ kurz die nicht einheitlich verwandten Begrifflichkeiten Taiga und borealer Wald.

Das mögliche Verbreitungspotenzial der borealen Wälder wird durch klimatische Faktoren bestimmt. Temperaturen und Niederschläge sind die Hauptfaktoren für die Sukzessionsfolge und Verteilung der Waldökosysteme in borealen Regionen (Shugart *et al.* 2000). Auf Landschaftsebene wird die Sukzessionsdynamik und Mosaikstruktur durch abiotische (z.B. Feuer, Niederschlagsregime) und biotische (z.B. Insektenbefall) Faktoren bestimmt. Die Feuer initiieren oder beenden eine Sukzession und steuern dadurch direkt und indirekt die Stabilität, Diversität und Mosaikstruktur des borealen Ökosystems (Soja *et al.* 2004).

Klimatisch wird die boreale Zone der kontinentalen Klimazone D mit dem kältesten Monat unter -3°C und dem wärmsten Monat über $+10^{\circ}\text{C}$ zugeordnet. Sie ist gekennzeichnet durch extrem warme Sommer und extrem kalte Winter. In der Klassifizierung nach Köppen-Geiger (Kottek *et al.* 2006) wird die subarktische Klimazone in die Zonen *Dfc*, *Dwc*, *Dsc*, *Dfd* und *Dwd* eingeteilt. Die Klimazonen *Dfc*, *Dwc* und *Dsc* sind durch diskontinuierlichen Permafrostboden²⁴ gekennzeichnet (Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 0°C und -4°C). Dagegen liegen die Klimazonen *Dfd* und *Dwd* im Bereich des kontinuierlichen Permafrosts (Jahresdurchschnitts-

²² 34 % der Landfläche in Nordamerika, wenn die hemiboreale Zone mit eingeschlossen wird.

²³ Vgl. auch die Unterscheidung durch russischen Forscher zwischen Dunkler Taiga (*Dark Taiga*) bestehend aus *Picea obovata*, *Abies sibirica* und *Pinus sibirica* sowie Heller Taiga (*Light Taiga*) mit *Pinus sylvestris* und *Larix* spp.

²⁴ „Als Dauerfrostboden werden die Zonen unterhalb der sommerlichen Auftauschichten und oberhalb der Gesteinsschicht, die durch die geothermische Wärme nicht gefrieren, bezeichnet. Der kontinuierliche Permafrostboden dauert ganzjährig an und erlaubt nur eine Tundravegetation. Beim diskontinuierlichen Permafrost erfolgt ein Auftauen der oberen Permafrostschicht.“ (Pott & Hüppe 2007:88-89). Dies erlaubt eine Bewaldung, insbesondere auch durch die Wasserversorgung im Boden durch den Auftauprozess (Klimek 1984).

Die Definition der IPA lautet: *Ground (soil or rock and included ice and organic material) that remains at or below 0°C for at least two consecutive years.* (IPA 1998, überarbeitet 2005, Multi-Language Glossary of Permafrost and Related Ground-Ice Terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, Polish, Romanian, Russian, Spanish, and Swedish), URL: <http://ipa.arcticportal.org/> (online 03.03.2013)

temperatur unter -4°C). Die nördliche Mongolei gehört zur Zone Dwc. Die Vegetationsperiode ist mit drei Sommermonaten $> +10^{\circ}\text{C}$ nur kurz, in welcher der Hauptniederschlag verzeichnet wird. Der Permafrost schränkt den Wurzelraum im Boden ein und beeinflusst entscheidend die Baumartenverteilung. Im Bereich des diskontinuierlichen Permafrostes wächst hauptsächlich die Lärche (*Larix* spp.).

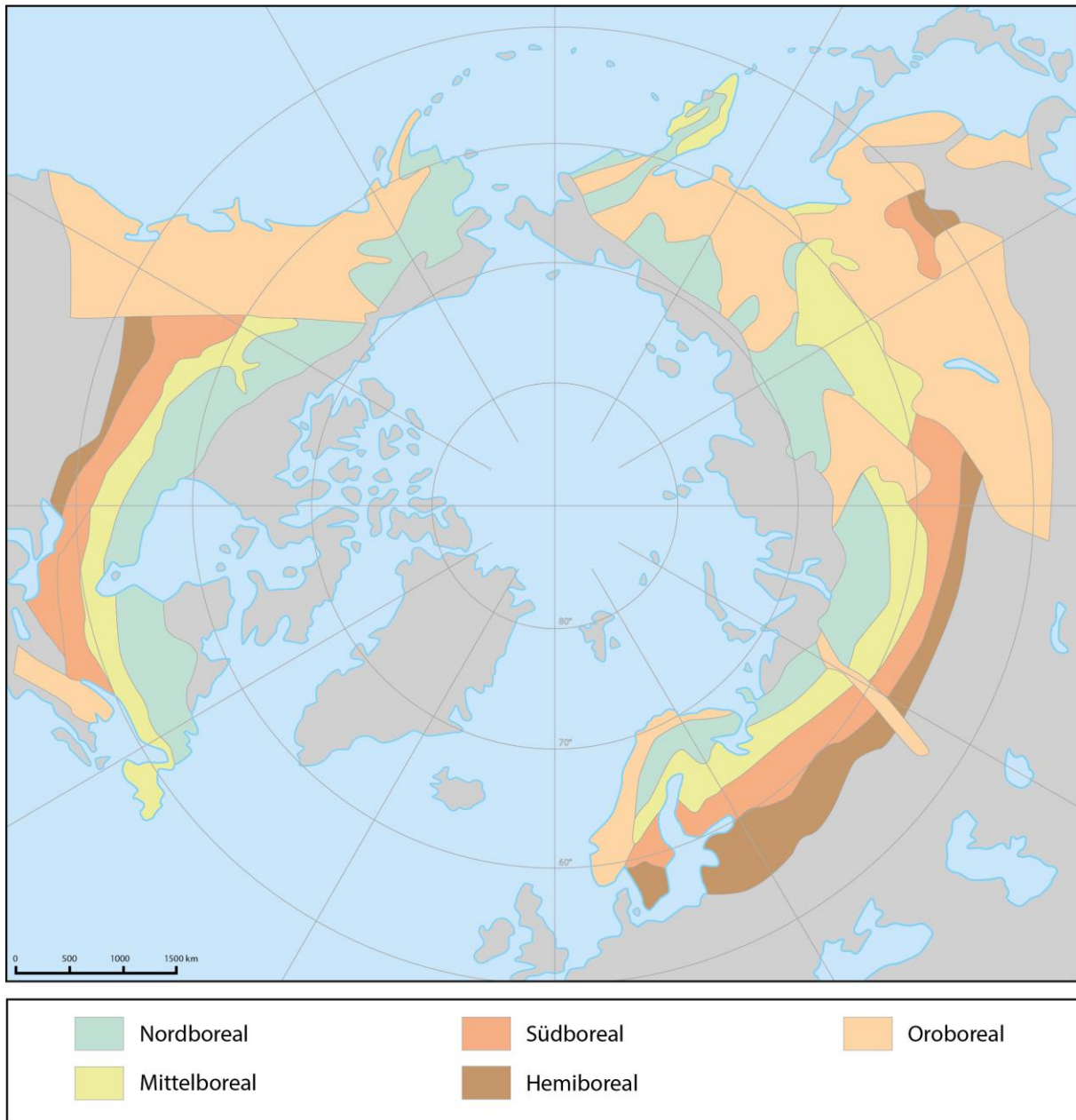


Abb. 3 Darstellung des Verbreitungsgebiets borealer Wälder auf der Nordhalbkugel (abgeändert nach Treter 1993)

Die Definition der Nordgrenze erfolgt nach Treter (1993:17) klimatisch durch die 10° -Juli-Isotherme. Nördlich dieser Linie geht die Taiga in die baumlose Tundra über. „Dieses Wald-Tundra Ökoton ist eine Mischung von Tundragemeinschaften und diskontinuierlichem Waldbestand und wird daher auch als hemiarktische Zone bezeichnet“ (Treter 1993:10). Die polare

Baumgrenze wird in Nordamerika durch die Schwarzfichte (*Picea mariana*), in Eurasien entlang eines West-Ost-Gradienten durch die Birke (*Betula pubescens*), die Sibirische Fichte (*Picea obovata*), die Sibirische Lärche (*Larix sibirica*), die Dahurische Lärche (*Larix dahurica*) und schließlich wieder die Birke (*Betula ermanii*) gekennzeichnet.

Die Definition der Südgrenze ist schwieriger und erfolgt in der Fachliteratur uneinheitlich. In Nordamerika in Zentralkanada und im westsibirischen Tiefland wird die Südgrenze durch Pappel- und Birken-Mischwälder bestimmt (Treter 1993:12). In Europa ist die Südgrenze mit dem nördlichen Verbreitungsgebiet der Stieleiche (*Quercus robur*) definiert.

Generell wird durch skandinavische Wissenschaftler der boreale Wald in folgende Unterzonen unterteilt (Ahti *et al.* 1968, Treter 1993:15; Brandt 2009), wie Abb. 3 in dargestellt:

- **Nordboreal:** Nördliche boreale Zone der Waldtundra und offenes Waldland mit Übergang in Richtung Arktis zur baumlosen Tundra; entspricht allgemein der russischen Einteilung nördliche Taiga.
- **Mittelboreal:** Übergangszone zwischen südlicher und nördlicher borealer Zone und häufig verwandt in finnischer und schwedischer Forschung; wird in der russischen Forschung nicht unterschieden und zur nordborealen Zone gerechnet, wenn auch teilweise definierte Unterzonen dieser entsprechen, wie z.B. die Rauschbeeren-Moos-Kiefernwälder (Ahti *et al.* 1968).
- **Südboreal:** Entspricht der mittleren Taiga in der sowjetischen/russischen Literatur und jeweils abhängig nach Abgrenzung Teilen der südlichen Taiga.
- **Hemiboreal:** Gekennzeichnet durch das gemeinsame Auftreten von kältetoleranten und -intoleranten Baumarten. Wird häufig von US-amerikanischen Wissenschaftlern nicht mehr zum borealen Ökosystem gerechnet. Die nördliche Grenze folgt in Europa dem nördlichen Vorkommen der Stieleiche (*Quercus robur*) (Ahti *et al.* 1968).
- **Oroboreal:** In den südlichen Ausläufern durch die Höhenlage bedingte boreale Wälder (Alaska, Mongolei, nördliches Japan).

2.3.2 Permafrost und Waldverteilung

Das Vorkommen der borealen Wälder korreliert, neben weiteren zahlreichen Standortfaktoren, eng mit dem Vorkommen von Permafrostböden (Dauergefrorenis). Die niedrigen Temperaturen im Boden verlangsamen die Zersetzungsprozesse von organischen Stoffen (Totholz, Blätter- und Nadelstreu) in den oberen Bodenhorizonten und erschweren folglich die Nährstoffversorgung für die Pflanzen. Andererseits wird durch das Auftauen von Bodenschichten im Frühjahr und Sommer das bisher gefrorene Wasser dosiert an die Baum- und Grasvegetation freigegeben. Wie dies ebenso bei den länger verbleibenden Schneeschichten auf nördlich exponierten

Hängen der Fall ist, die als Wasserspender im Frühjahr fungieren (Sugimoto *et al.* 2002)²⁵. Die räumliche Verteilung der Permafrostböden korreliert eng mit der Jahresmitteltemperatur (JMT). Generell werden folgende Permafrostzonen anhand des Vorhandenseins der Gefrorenis in den Bodenschichten unterschieden (Treter 1993:30, IPA 2005):

- Kontinuierlicher Permafrost – *continuous permafrost* (Boden dauerhaft und zusammenhängend gefroren; JMT < -8°C);
- Diskontinuierlicher Permafrost – *discontinuous permafrost* (Boden dauerhaft gefroren, aber im Wechseln mit nichtgefrorenen Gebieten; JMT < -3°C);
- Sporadischer Permafrost – *sporadic permafrost* (vereinzelt auftretender Permafrost, ca. 10 % bis 35 % von der Gesamtfläche; JMT < -1 bis -3°C);
- Einzelne Flecken von Permafrost – *isolated patches of permafrost*²⁶ (vereinzelt auftretender Permafrost, ca. 0 % bis 10 % von der Gesamtfläche).

Der kontinuierliche Permafrost bestimmt eine Tundra- bzw. der diskontinuierliche eine Wald-Tundra-Vegetation. Denn nur im letzteren Fall ist borealer Wald möglich. Das Verschwinden des Waldes durch Feuer oder Nutzung bewirkt einen veränderten Thermohaushalt des Bodens und somit ein vorübergehendes Verschwinden des Permafrosts. Denn erst eine neue heranwachsende Waldvegetation bewirkt durch Beschattung wieder einen Isolationseffekt, der zu einem erneuten Anwachsen des Permafrosts führt. Die nachhaltige Degradierung des Permafrosts durch Waldvernichtung führt langfristig zu einer Zunahme des Wasserstresses und einer Ausbreitung der Steppenvegetation (Kopp *et al.* 2014).

2.3.3 Störfaktoren

Abiotische und biotische Störfaktoren, wie Feuer, Insektenbefall, Frost, Windwürfe und -brüche, beeinflussen maßgeblich die Verbreitung und das Erscheinungsbild der borealen Wälder. Sie treten klein- und großflächig auf und beeinflussen entscheidend die Verbreitung und die Zusammensetzung der Vegetation. Abhängig von der Intensität und Größe der Störung erfolgt anschließend die Sukzession auf der Fläche. Die Resilienz (*resilience*) und Stabilität der Pflanzengesellschaft gegenüber den Störfaktoren beeinflusst die Artenvielfalt auf Landschaftsebene (Whelan 1998:289). Die Resilienz beschreibt die Geschwindigkeit und Art, wie der ursprüngliche Zustand vor dem Ereignis der Störung wiederhergestellt wird.

Generell wird Feuer als einer der wichtigsten Störfaktoren in nordamerikanischen borealen Wäldern (Carcaillet *et al.* 2001) betrachtet. Beim Phänomen Feuer spielt die Feuerhäufigkeit (*fire frequency*) besonders als Sukzessionsfaktor eine gewichtige Rolle (Brassard & Chen,

²⁵ Dies ist auch insbesondere im östlichen Sibirien großflächig der Fall, wo mit durchschnittlichen Niederschlägen um 200 mm die Lärchenwälder ohne Permafrostböden als Wasserspender nicht überleben können.

²⁶ Synonym mit *insular permafrost* (IPA 2005)

2006, zitiert in Jögiste *et al.* 2008:125). Das gilt ebenso für den borealen Wald in Nordasien. Ohne Waldbrände würde die wichtige Mineralisierung nicht beschleunigt und die erforderlichen Nährstoffe wären folglich nicht ausreichend für die Bäume verfügbar. Dies ist insbesondere in den nördlicheren Zonen der Fall, wo die Zersetzung der Biomasse aufgrund der niedrigen Durchschnittstemperaturen sehr langsam erfolgt. Eine Vernässung und Vermoorung der Flächen würde einsetzen und der Wald wäre diesen neuen Standortbedingungen nicht mehr gewachsen. Ohne die häufigen leichten und reinigenden Oberflächenfeuer würde in den Kiefernwäldern die Resistenz gegenüber Feuern deutlich verringert werden. Eine zu hohe Biomassenakkumulation mit anschließenden Großfeuern wäre die Folge (Treter 1993:81f). Treter (1993:86) weist darauf hin, dass aufgrund der hohen Variabilität der Störereignisse und der stark unterschiedlichen Standortverhältnisse die Sukzession nicht allgemeingültigen Gesetzmäßigkeiten folgt. Dennoch lassen sich auf Landschaftsebene eindeutig Störungsregime (*disturbance regimes*) definieren (vgl. Abschnitt 2.4.4).

Die Baumarten in den borealen Wäldern verfügen über gute Anpassungsstrategien gegenüber den auftretenden Feuern. So weisen die älteren Kiefern (*Pinus* spp.) und Lärchen (*Larix* spp.) eine dicke und damit isolierende Borke auf. Ebenso haben diese Baumarten angepasste Verjüngungsstrategien entwickelt, wie zum Beispiel mit Harz verklebte, sogenannte serotine Zapfen, die sich erst durch erfolgte starke Erhitzung nach einem Feuerereignis öffnen, und sich damit den Vorteil einer höheren Erfolgsrate für den Anwuchs der Kiefern Samen auf Mineralboden sichern. Auch der starke „Stockausschlag“²⁷ der Birke (*Betula* spp.) nach einem Feuer, das den Hauptstamm zerstört hat; oder die Vermehrung über die Wurzelbrut nach Feuern, wie bei der Zitterpappel (*Populus* spp.) sind entsprechende Strategien, um sich nach einem Feuerereignis erfolgreich wieder zu verjüngen. Richtig ist die Aussage: „Die borealen Nadelwälder existieren nicht trotz, sondern wegen des Feuers.“ (Treter 1993:84). Eine Erkenntnis, die sich bei Forstleuten erst nach den schlechten Erfahrungen mit dem Versuch des Ausschlusses von Feuern in Wäldern, insbesondere in Nordamerika (Agee & Skinner 2005), verbreitet hat (vgl. Abschnitt 2.4.1).

2.3.4 Klimawandel

Änderungen im Klima werden sowohl durch eine natürliche Variabilität als auch durch menschliche Aktivitäten ausgelöst (Räisänen & Tuomenvirta 2008). Die anthropogen verursachten Treibhausgase werden als eine der wesentlichen Ursachen für den aktuellen Klimawandel betrachtet, auch wenn die Prognosen der künftigen Entwicklungen angesichts vieler unbekannter Variablen in den Modellen kontrovers geführt werden (Hulme 2010:105f). Generell definieren Meteorologen den Klimawandel als eine Veränderung der Mittelwerte von Temperatur und Niederschlagsmenge sowie starker Abweichungen von Mittelwerten, die über mehrere

²⁷ Bezeichnung für den Austrieb von Nebentrieben nach Verlust des Haupttriebes.

Dekaden anhalten. Die Vereinten Nationen (United Nations 1992, zitiert in Bergeron *et al.* 2011) definieren Klimawandel, wie folgt:

„A change of climate which is attributed directly or indirectly to human activity that alters the composition of the global atmosphere and which is, in addition to natural climate variability (e.g. solar, orbital forcing), observed over comparable time periods.“

Die Berichte des *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, zitiert in Solomon 2007) dokumentieren, dass sich das Klima über die letzten Jahrzehnte erwärmt hat. Die Erwärmung ist am stärksten in den borealen und gemäßigten Zonen der nördlichen Hemisphäre. Die genauen Folgen dieser Erwärmung sind mit dem aktuellen Wissensstand nur schwer vorherzusagen. Unbestritten sind boreale Wälder empfindlich gegenüber Temperatur- und Niederschlagsveränderungen. Während erwartet wird, dass an der Nordgrenze eine Ausweitung auf Kosten der Tundra erfolgen könnte, wäre ein Absterben des Waldes entlang der südlich angrenzenden Steppen- und Prärieökozonen denkbar. Eine Verschiebung der Anteile von immergrünen und laubabwerfenden Baumarten wäre regional möglich (Bonan 2008). Es wird erwartet, dass sich die Erwärmung in den nächsten 100 Jahren beschleunigen wird. Dies wird voraussichtlich zu längeren Trockenzeiten und zu häufigeren sowie intensiveren Vegetationsfeuern (Conard & Solomon 2008) führen. Sukhinin *et al.* (2010) untersuchten Katastrophenfeuer (*catastrophic fire*) in Sibirien im Zeitraum 1972 bis 2010. Die Autoren definieren ein Katastrophenfeuer als einzelne Waldbrände, die eine Fläche von mehr als 10.000 km² abbrennen. Die betroffene Gesamtfläche wurde mit 13,3 Mio. ha berechnet. Es konnte eine direkte Korrelation mit der Wetterlage nachgewiesen werden. Indirekt wirkt ein verändertes Klima auf eine Änderung der abiotischen und biotischen Störfaktoren im Wald (Bergeron *et al.* 2011) mit den entsprechenden Folgen für Waldverteilung und -struktur. Für Kanada beobachteten Gillett & Weaver (2004) eine verstärkte Feuerhäufigkeit seit der zweiten Hälfte des 20. Jh. Diese wird teilweise auf die mit dem Klimawandel einhergehenden Erwärmung zurückgeführt. Price *et al.* (2013) erwarten für den kanadischen borealen Wald, dass sich die Waldstruktur und Funktionen des borealen Ökosystems unter dem Temperaturanstieg und der Veränderung der Verteilung der Permafrostböden ändern werden. Price *et al.* (2013) vermuten, dass die negativen Auswirkungen überwiegen werden. Für Gebiete mit fruchtbareren Böden wird allerdings mit verbesserten Wuchsbedingungen und dadurch mit schnellerem Wachstum gerechnet. Angesichts des riesigen und sehr komplexen Ökosystems ist eine lineare Reaktion unwahrscheinlich. Die Untersuchungen vermuten, dass die regionalen Unterschiede voraussichtlich sehr groß sein werden.

Die aktuelle Funktion der borealen Wälder als Kohlenstoffsенке wird sich infolge des Temperaturanstiegs ebenfalls ändern. Die borealen Wälder speichern 13 % der globalen terrestrischen Biomasse und 43 % des im Boden gespeicherten Kohlenstoffes. Bezogen auf den Anteil

(21 %) der borealen Wälder an der globalen Waldfläche, sind dies 28 % des weltweit in Wäldern gespeicherten Kohlenstoffs (McRae *et al.* 2009). Es wird vermutet, dass zukünftig häufigere Feuer zu einem höheren CO₂-Ausstoß führen werden. Milakovsky *et al.* (2012:109) unterstreichen, dass die borealen Wälder momentan als Kohlenstoffsenke fungieren; ein überproportionaler Anteil des CO₂ im Boden gespeichert ist und den Moosen bzw. Flechten eine besondere Rolle in diesem Ökosystem bei der Speicherfunktion – insbesondere in Verbindung mit Permafrostböden – zukommt. Die genaue Quantifizierung bleibt aber schwierig. Obwohl Feuer als einer der wichtigsten Faktoren identifiziert worden ist, liegen nur wenige Erkenntnisse über die genauen Wechselwirkungen zwischen Feuerintensität sowie dem Ausstoß von Stickstoff und Kohlenstoff vor (Milakovsky *et al.* 2012:110).

Um die Auswirkungen der verschiedenen Feuertypen auf die Waldstruktur sowie auf die geographische Verteilung der borealen Wälder im Kontext zu verdeutlichen, folgt im folgenden Abschnitt ein kurzer Abriss zur Feuerökologie und zu den wichtigsten Definitionen, die in der englischsprachigen Fachliteratur eingesetzt werden.

2.4 Feuerökologische Grundlagen

2.4.1 Feuer und Forstwirtschaft

Die Wiege der traditionellen – oft als „klassisch“ bezeichneten Forstwirtschaft – liegt in Mitteleuropa. Die Antriebsfeder war der weitverbreitete Holzbedarf im 17. und 18. Jahrhundert. Die sich anbahnende industrielle Revolution verschlang mit einem ständig steigenden Energiebedarf immer mehr Holzmassen. Dadurch nahmen die Waldflächen und Holzvorräte kontinuierlich ab. Konsequenterweise war die „Holzzucht“ (Hartig 1877), d.h. die Kultivierung²⁸ des Waldes, das erklärte Hauptziel der Forstwirtschaft. Jede Störung der Planung („Forsteinrichtung“) bedeutete einen ökonomischen Verlust. Die Förster betrachteten das Feuer als bedeutende Gefahr für den künstlich geschaffenen Hochwald. Maßnahmen zur Waldbrandprävention und -bekämpfung waren wichtige Aufgaben der Forstbediensteten im Rahmen des Forstschutzes (Hartig 1877:293f²⁹; Schwerdtfeger 1981). Die zunehmenden Monokulturen aus Nadelbäumen erhöhten außerdem das Risiko eines Waldbrands. Die Förster wurden in die Feuerkontrolle eingewiesen. Diese Konzepte wurden aus Deutschland (Eberswalde) und später Frankreich (Forstschule Nancy) in alle Länder mit einer sich ebenso entwickelnden Forstindustrie exportiert. In den USA wurde die Feuerbekämpfung als die wichtigste Aufgabe der Forstwirtschaft betrachtet. Hier war die Feuerhäufigkeit ungleich höher und wurde als enormes Problem für eine ökonomisch erfolgreiche Forstwirtschaft begriffen (Pyne 1997:194ff). Ebenso wurde das Konzept des totalen Feuerausschlusses in Skandinavien übernommen, wo die Brandwirtschaft

²⁸ Vgl. den Analogismus zu Landwirtschaft (*agriculture*) in den romanischen (z.B. französisch *silviculture*) und englischen Sprachraum (*silviculture*).

²⁹ Band 2; 16. Kapitel: Von den Waldbränden.

in den Waldgebieten üblich war. Auch die Forstschule in St. Petersburg (gegr. 1803) wurde von mitteleuropäischen Konzepten beeinflusst (Lehmbruch & Lehmbruch 2012). In der Mitte des 19. Jahrhunderts wurde in Nordamerika und in der ehemaligen Sowjetunion mit ihren Satellitenstaaten, einschließlich der Mongolei, die Feuerbekämpfung immer technisierter und die direkte Feuerbekämpfung spielte eine immer größere Rolle. Die Gebiete mit einem hohen Waldbrandrisiko wurden mit einem Netz von Feuerwachtürmen abgedeckt, um entstehende Waldbrände schnell zu lokalisieren und in kurzer Zeit bekämpfen zu können. Insbesondere nach dem Ersten und Zweiten Weltkrieg wurden die in großer Anzahl verfügbaren militärischen Land- und Luftfahrzeuge für die Waldbrandbekämpfung eingesetzt und die Feuerwehrleute hochgerüstet. In und um die Wälder wurden Waldbrandschneisen eingerichtet, um herannahende Feuer auf diesen Verteidigungslinien zu stoppen. Falls ein Feuer trotz großangelegter Sensibilisierungskampagnen (vgl. das „Smokey the Bear“ Maskottchen in den USA) ausbrach, wurde alles daran gesetzt, das Feuertreieck (*fire triangle*) (s. Abb. 4) durch Unterbrechung der Flamme (Hitze) und des Brennstoffs (Feuerschneisen) oder Reduktion der Hitze (Löschflugzeuge) innerhalb gesetzter Zeiten zu bekämpfen (Trollope *et al.* 2004:29).

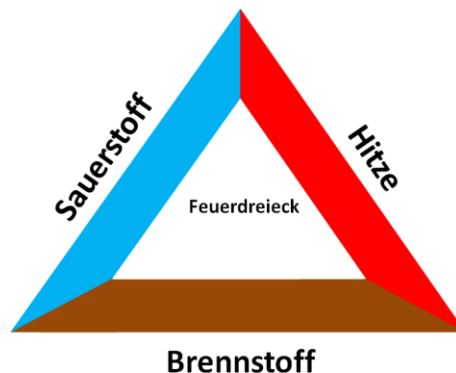


Abb. 4 Feuertreieck (Hitze, Sauerstoff, Brennmaterial)

Während in der ehemaligen Sowjetunion ökonomische Kosten für die sozialistische Planwirtschaft keine Bedeutung hatten, mehrten sich in den 1980er Jahren die Stimmen in Nordamerika, die die ständig steigenden Ausgaben für die Waldbrandbekämpfung kritisierten. Denn trotz des immensen Materialeinsatzes wurden immer mehr katastrophale Waldbrände in der Statistik verzeichnet. Ein herausragendes Ereignis waren die Yellowstone-Feuer im Jahre 1988 (Goldammer 1993:157). Die Politik des Feuerausschlusses wurde immer häufiger in Frage gestellt und als eigentliche Ursache des Problems identifiziert. Die Unterdrückung der häufigen und oft „leichten“ Feuer führte zu einer Veränderung der Waldstruktur und einem Anwachsen der Biomasse. Die wenigen auftretenden Feuer führten damit zu Großfeuern, da die veränderte Waldstruktur die Resistenz gegenüber Feuer stark verringert hatte. Gleichzeitig resultierte die Biomasseakkumulation in sehr heiße und intensive Feuer. Es wurde erst nach

Jahrzehnten erkannt, dass Feuer ein reinigender und somit immanenter Faktor der nordamerikanischen, einschl. der borealen, Ökosysteme ist (Goldammer 1993:152)³⁰. Nach langen Jahren des Feuerausschlusses (Omi 2005:67) postulierten immer mehr US-amerikanische und kanadische Wissenschaftler den Einsatz von kontrollierten Feuern (*controlled burning*) in den Wäldern. Weitere Forschungen und die Erkenntnis, dass Feuer sich nicht kontrollieren lassen, führten zum Konzept des *prescribed*³¹ *burning*, eines durch den Waldbewirtschafter „verschriebenen“ Feuers zur Behandlung des Patienten „Wald“. Das „Rezept“ ist die Reduktion des vorhandenen Brennmaterials durch Feuer, die absichtlich unter bestimmten Wetter- und Geländebedingungen gelegt werden. Die Feuerökologie entwickelte sich als ein eigenständiges Fach unter den Forstwissenschaften. Die Rückkehr des Feuers in seiner ökologischen Funktion für den Wald wurde im Rahmen eines integrierten Feuermanagements (*integrated forest fire management*) für den Naturschutz und die Waldbewirtschaftung gefordert. Auch in Skandinavien wurden kontrollierte Feuer wiedereingeführt, die seit Jahrhunderten ein wesentlicher Bestandteil der lokalen Bewirtschaftung waren, um Waldflächen zu kultivieren oder die Verfügbarkeit von Nährstoffen für die Pflanzungen zu beschleunigen. Für die richtige Dosierung sind die entsprechenden Kenntnisse im Feuermanagement entscheidend. Diese dienen der richtigen Bewertung der feuerökologischen Zusammenhänge und Wechselwirkungen. Daher werden im folgenden Abschnitt die wesentlichen Prinzipien erklärt.

2.4.2 Grundprinzipien im Feuermanagement

2.4.2.1 Feuerarten

In der Literatur werden generell drei Feuertypen entsprechend dem betroffenen Brandbereich unterschieden (Lex 1996:34; Schwerdtfeger 1981:24f; Trollope *et al.* 2004:39):

Erdfeuer (*ground fire*): Dies sind Feuer, die in Kohle- oder Torfschichten brennen bzw. schweelen. Sie verbrennen die organische Schicht und setzen somit über Jahrzehnte oder Jahrhunderte akkumulierte Biomasse und damit CO₂ in kurzer Zeit frei. Die Feuer können teilweise über Jahre brennen und führen in Waldbeständen durch massive Wurzelschädigung zum Absterben der Bäume.

Boden- oder Oberflächenfeuer (*surface fire*): Dies sind relativ schnell brennende Feuer auf der Bodenoberfläche. Das leicht brennbare Material auf dem Waldboden und in geringer Höhe wird verbrannt, insbesondere die Kraut- und Strauchschicht sowie kleinere und dünnere Bäume. Oberflächenfeuer können stark in ihrer Intensität variieren. Dies ist abhängig von der

³⁰ Vgl. Kap. 4.1.2 Die Feuer-Kontroverse Nordamerikas und ihre Weiterentwicklung

³¹ Vgl. im englischen *prescription* (= Rezept, Verordnung, Ordination) oder *on prescription* (= auf Rezept).

relativen Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und dem verfügbaren Brennmaterial. Die Feuerintensität kann mittels Flammenlänge ermittelt und berechnet werden.

Wipfel- oder Kronenfeuer (*crown fire*): In diesem Fall wird der Kronenraum durch das Feuer erreicht und die betroffenen Kronen werden durch das Feuer beschädigt oder zerstört. In der Regel tritt das Kronenfeuer in Kombination mit einem Oberflächenfeuer auf. Die Verbreitung des Feuers erfolgt sowohl von Krone zu Krone als auch durch das „Hinaufsteigen“ des Feuers von der Oberfläche in den Kronenraum. Dies ist ein passives Kronenfeuer. Entwickelt das Feuer im Kronenraum eine eigene Dynamik und schreitet das Feuer im Kronenraum mit gleicher Geschwindigkeit wie das Bodenfeuer voran, wird es als aktives Kronenfeuer bezeichnet. Unter extremen Wetterbedingungen treten auch unabhängige Kronenfeuer auf (*independent crown fire*). Dann schreitet das Feuer im Kronenraum schneller als auf dem Boden voran und das Überspringen auf den nächsten Waldbestand ist sehr wahrscheinlich. Die Oberflächenvegetation bleibt in diesem Fall vorerst unberührt.

Schwerdtfeger (1981:25) führt noch das „**Stammfeuer**“ an einzelnen, trockenen, anbrüchigen Stämmen auf, stuft dieses aber für die Praxis als bedeutungslos ein. Die Feuer können durch einzelne Blitzschläge ausgelöst werden. Ob diese Feuer Ursache für größere Waldbrände werden, hängt von den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen zu diesem Zeitpunkt ab.

2.4.2.2 **Feuerursachen**

Die Entstehung von Feuer kann entweder **natürliche** oder **anthropogene Ursachen** haben:

- a) Natürlich
 - Blitzschlag
 - Schwelende Erdfeuer (Torfschicht, Kohleflöze)
- b) Anthropogen
 - Vorsätzliche Brandstiftung
 - Fahrlässige Brandstiftung
 - Feuergefährliche Betriebe: Sägewerke, Fabriken, Eisenbahn (Kohlefunken oder Bremsen)

Die Analyse der Ursachen ist besonders wichtig für die Feuerprävention. Häufig sind aber die Ursachen unbekannt und können nur vermutet werden. Generell steigt die Feuerhäufigkeit mit der zunehmenden Anwesenheit von Menschen in und um Wälder.

2.4.2.3 Feuerverhalten

Die Auswirkung der Feuer auf die Vegetation hängt generell vom Zusammenspiel von Meteorologie, Topographie und vorhandener Biomasse ab (Heikkilä 2010:87). Dies wird generell in der Feuerliteratur als Dreieck verdeutlicht (s. Abb. 5).



Abb. 5 Faktoren für das Feuerverhalten

Die **Topographie** (*topography*) beeinflusst stark das Feuerverhalten. Ein hangaufwärtsbrennendes Feuer (*upslope fire*) breitet sich immer schneller aus als ein unter gleichen Bedingungen hangabwärtsbrennendes Feuer (*downslope fire*). Beim *upslope fire* wird die Vegetation durch die hangaufwärts geneigten Flamen vorerhitzt. Der Feuchtigkeitsgehalt in der Biomasse wird reduziert und damit entzündlicher. Außerdem spielt verständlicherweise die Exposition eine wichtige Rolle. Die Sonneneinstrahlung regelt das Temperaturregime auf dem jeweiligen Hang oder in der Ebene. Die Exposition beeinflusst stark die Zusammensetzung und Verteilung der Vegetation.

Im Feuermanagement wird auch der Brennstoff (*fuel*), d.h. die verfügbare Biomasse und deren horizontale sowie vertikale Verteilung als eigener Faktor bewertet. Ein weiteres wesentliches Element ist die Beschaffenheit des brennbaren Materials. Zum einen spielt die vertikale und horizontale Verteilung des brennbaren Materials, d.h. die Vegetation, eine wichtige Rolle. Sind die Wälder parkähnlich mit größerem Abstand zwischen den Einzelbäumen strukturiert, brennt ein entstandenes Feuer seltener in den Baumkronenbereich hoch. Es entsteht nur ein leichtes Oberflächenfeuer. Anders verhält sich ein Feuer, wenn die Bäume und Sträucher eng miteinander verzahnt sind und das Feuer leicht in den Kronenraum dringen und sich schnell propagieren kann. Im Englischen wird die brennbare Biomasse, die ein „Hochklettern“ des Feuers erleichtert, als *ladder fuels* (frei übersetzt: „Brennstoffleiter“) bezeichnet.

Natürlich hat das aktuelle Wetter eine entscheidende Auswirkung auf das tatsächliche Feuerverhalten. Die allgemeine relative Luftfeuchtigkeit, die Windrichtung und -stärke sowie vorausgegangene und aktuelle Niederschläge bestimmen wesentlich das Feuerverhalten. In entwickelten Feuersimulationsmodellen werden diese Informationen als Parameter verwendet, z.B. FARSITE (Fire Area Simulator)³².

Die englischsprachige Fachliteratur (vgl. Agee 1993, Johnson 1996, Omi 2005) hat in den letzten Jahrzehnten feuerökologische Begriffe definiert, die mehr oder weniger einheitlich verwendet werden. Im Folgenden werden einige der wichtigsten aufgeführt und kurz beschrieben (vgl. GFMC 2011):

- **Feuerintervall** (*fire interval*): Bezeichnet den zeitlichen Abstand zwischen einem Feuer und dem nächsten nachfolgenden Feuer auf derselben Fläche
- **Feuereffekte** (*fire effects*): Beschreibt die Auswirkung eines Feuers auf den Einzelbaum oder die Vegetation
- **Feuerhäufigkeit** (*fire frequency*): Wird mit der Anzahl der Jahre definiert, in denen die Feuer wiederkehren
- **Feuerintensität** (*fire intensity*): Beschreibt die freigesetzte Hitze eines oder mehrerer Feuer auf die Vegetation; es wird generell in Verbindung mit Feuereffekten (*fire effects*) benutzt
- **Feuerregime** (*fire regime*): Definiert durch die Feuerhäufigkeit und Feuerintensität
- **Feuerrisiko** (*fire risk*): Definiert die Wahrscheinlichkeit, dass ein Feuer ausbricht
- „**Brennmaterialtyp**“ (*fuel types*): Beschreibt für bestimmte Vegetationstypen typisches Feuerverhalten
- **Auflagegewicht des Brennmaterials** (*fuel load*): Umschreibt die für ein Feuer verfügbare brennbare Materie
- **Feuergefahr** (*fire danger*): Wird hergeleitet aus Feuerrisiko (*fire risk*), Wetterbedingungen und verfügbarer brennbarer Masse
- **Feuerheftigkeit** (*fire severity*): Beschreibt die Auswirkung des Feuers auf die Biomasse oberhalb und unterhalb der Bodenfläche und wird in der Abnahme des organischen Materials gemessen (*organic matter loss*)

Über die Feuerzyklen (*fire return interval*; Wiederkehrhäufigkeit eines Feuers auf demselben Ort) in den borealen Wäldern ist relativ wenig bekannt und nur für wenige Gebiete liegen zuverlässige und ausreichende Informationen vor. Dies trifft insbesondere auf die Größe des Feuers, die Feuerintensität und die Feuerursache zu.

2.4.2.4 Feuereffekte

Die Wirkung der Feuer auf den Einzelbaum wird durch die Dauer und Stärke der Hitze bestimmt, der ein Baumindividuum ausgesetzt wird. Je intensiver der Hitzestress, umso höher ist die Mortalitätsrate. Die Auswirkungen des Feuers auf den Wurzelraum (Erdfener), auf den Stamm (Bodenfeuer) oder auf den Kronenraum (Wipfelfeuer) bestimmen die

³² URL: <http://www.firemodels.org/index.php/national-systems/farsite> (online 03.03.2012)

Überlebenschancen des Baumes nach dem Feuerereignis. Hier wird generell in der englischsprachigen Fachliteratur (Johnson 1996:52) unterschieden nach:

- Abtöten der Wurzeln (*root killing*)
- Verkohlung des Stammes (*stem charring*)
- Versengung der Krone (*crown scorching*)

Die Dendrochronologie erlaubt wissenschaftlich zuverlässige Aussagen (Hessl *et al.* 2012), aber erfasst nur intensivere, d.h. heißere Feuer, die einen Schaden am Baum verursachen.

2.4.3 Kontinuum der Feuerstörung (*Fire Disturbance Continuum*)

Für die Beschreibung der Auswirkung des Feuers auf das Ökosystem werden in der Fachliteratur (Keeley 2009) die Begriffe „Feuerauswirkung“ (*fire severity*) und „Brandauswirkung“ (*burn severity*)³³ verwandt. Hier wird der Interpretation von French *et al.* (2008) gefolgt. Die Autoren verwenden *fire severity* als Messung des direkten und unmittelbaren Einflusses des Feuers auf die Umwelt, d.h. das *Post-Fire Environment* kurz nach dem Feuer. Die *burn severity* wird definiert als Grad der langfristigen Veränderung eines Ökosystems aufgrund eines Brandereignisses. Dies schließt damit die Antwort (*Response*)³⁴ des Ökosystems nach dem Feuerereignis ein. Die Definitionen werden nicht immer einheitlich verwandt. Generell werden bei der Untersuchung von Wäldern mit Hilfe von multi-temporalen Satellitenbilddaten die Auswirkungen des Feuers auf die Vegetation entlang einer Zeitachse bewertet. Um Unschärfen zu vermeiden, hat Jain (2004, zitiert in French *et al.* 2008:446) das Konzept eines Kontinuums der Feuerstörung (*Fire Disturbance Continuum*) entwickelt³⁵:

- (i) Vor-Feuer-Umwelt (*Pre-Fire Environment*) - die Umwelteigenschaften am Standort vor dem Feuer
- (ii) Feuerumwelt (*Fire Environment*) - die Umwelteigenschaften am Standort während des Feuers (Prozesse verbunden mit Biomassenverbrennung, einschl. Feuerintensität und Feuerverhalten)
- (iii) Nach-Feuer-Umwelt (*Post-Fire Environment*) - die Umwelteigenschaften am Standort direkt nach dem Feuer

³³ *Fire severity* „Stärke der Auswirkung eines Feuers“ und *burn severity* „Einwirkungsintensität des Feuers“ lassen sich nur schwer übersetzen, vgl. auch *International Multi-Lingual Fire Management Terminology*, GFMC (2011)

³⁴ Auch Keeley (2009) weist auf die häufig ungenaue Verwendung der Begriffe *fire severity* und *burn severity* hin und schlägt einen präziseren Gebrauch vor. Er unterscheidet *fire intensity*, *burn severity* und *ecosystem response*. Die *fire intensity* beschreibt die freigesetzte Energie. Der Begriff *fire* oder *burn severity* sollte sich auf die verbrannte Menge beziehen, welche im Gelände messbar ist. Die ökologischen Auswirkungen sollten mit diesem Begriff nicht beschrieben werden, da diese beispielsweise Bodenerosion, natürliche Verjüngung der Vegetation und Rekolonialisierung durch die Fauna beinhalten.

³⁵ Übersetzt aus der Veröffentlichung: French NH, Kasischke ES, Hall RJ, Murphy KA, Verbyla DL, Hoy EE, Allen JL (2008). Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 443-462.

- (iv) Antwort (*Response*) - die langfristigen biologischen, physikalischen und chemischen Antworten der Umwelt (einschließlich des Ökosystems) an einem Standort auf die Feuereffekte

2.4.4 Feuer und Waldstruktur

Die Intensität und Häufigkeit der Feuer beeinflussen stark die Waldzusammensetzung und -verteilung. Dies wird als Störungsprozess (*disturbance process*) bezeichnet (Agee 1993:8). Die horizontalen und vertikalen Waldstrukturen beeinflussen das Verhalten des nächsten Feuers durch die Verfügbarkeit des brennbaren Materials (*fuel*). Aus feuerökologischer Sicht werden folgende Waldtypen unterschieden (Crisp *et al.* 2004):

- a) Waldökosysteme, die durch Feuer in ihrer Struktur erhalten werden (***disturbance maintained forests***); nur durch regelmäßige, wiederkehrende Feuer bleibt die gegenwärtige Struktur erhalten: Dies sind in der Regel offene Waldbestände in der Übergangszone zur Waldsteppe. Die Bestandstruktur ist ähnlich einer „Englischen Parklandschaft“. Der Abstand von Baum zu Baum beträgt oft eine oder mehrere Baumlängen.
- b) Waldökosysteme, die durch Feuer im aktuellen Zustand gehalten werden (***disturbance driven forests***): Dies sind Wälder, die oft aus gleichaltrigen Bäumen zusammengesetzt sind, da sie durch ein katastrophales Ereignis, wie ein sogenanntes Groß- oder „Massenfeuer“ (*mass fire*) entstanden sind.
- c) Wälder in denen Lücken entstehen und somit die Regeneration einleiten (***gap driven forests***): Dies sind Wälder an etwas feuchteren Standorten, wo nicht Feuer ein hauptsächlichlicher Störfaktor sind, sondern Bäume einzeln oder in kleineren Gruppen absterben und anschließend durch die einsetzende Naturverjüngung ersetzt werden.

Mit den beobachteten und prognostizierten Klimaänderungen wird eine Änderung des natürlichen Feuerregimes erwartet. Basierend auf mathematischen Modellen wird eine Zunahme des *Canadian Fire Weather Index* (CFWI) in Zentral und Ost-Nordamerika und ein niedrigerer Index für das östliche Nordamerika vorhergesagt (Flannigan *et al.* 1998, zitiert in Carcaillet *et al.* 2001). Ein besseres Verständnis der Beziehung zwischen Klima und Feuerregime ist wesentlich für eine nachhaltige Bewirtschaftung und den Schutz von borealen Wäldern in einer sich verändernden Umwelt. Gillett *et al.* (2004) stellten fest, dass die Waldbrandflächen in Kanada bei gleichzeitigem Anstieg der Temperaturen in den Sommermonaten in den letzten 40 Jahren zugenommen haben. Die Charakteristiken der Störungsregime (*disturbance regime characteristics*), einschließlich Häufigkeit der Feuer, Größe der Feuerfläche und die Heftigkeit (*severity*) der Feuer, wirken sich auf die Zusammensetzung und Ausbreitung der Vegetation (*forest landcover change*) aus. Dem Feuer wird eine deterministische Wirkung unterstellt. Bergeron *et al.* (2011) versuchten für Kanada eine Vorhersage der zukünftigen Waldbrandflächen,

basierend auf sieben globalen Klimawandelmodellen (*global climate models*) und Analysen von Kohlesedimenten aus drei Seen. Ergebnis war eine Erhöhung der Brandflächen um 0,45 % pro Jahr. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass die zunehmenden Brände alleine keine Änderung des Ökosystems verursachen werden.

2.5 Die mongolischen Wälder

2.5.1 Topographie und Thermohaushalt

Die Vegetationsareale der Mongolei sind entsprechend dem vorhandenen Temperaturregime durch folgende latitudinale Zonen gekennzeichnet (Barthel 1990:36f), wie Abb. 6 in dargestellt:

- Alpine Hochgebirgsregion (Alpine Zone)
- Gebirgstaiga (Taiga)
- Gebirgswaldsteppe (Subtaiga)
- Gebirgssteppe (Steppe)
- Wüstensteppe
- Wüste
- Seen

In den Hochlagen ist zusätzlich eine Alpenzone anzutreffen. Im Norden bestimmt die Gebirgstaiga mit alpinen Zonen in den Hochlagen und in den unteren Lagen in Waldsteppe übergehend die Landschaft. Im Süden liegt die winterkalte Wüste Gobi mit ihrer Übergangszone Wüstensteppe. Dazwischen befinden sich die baumfreien Kurzgrassteppen. Im Norden bedecken die südlichen Ausläufer der ostsibirischen Taiga das Chentii-Gebirge (Asralt Khairkhan Uul, 2.800 m), das Chuwsguler Gebirgsland und den nordöstlichen Teil des Changai-Gebirges (Barthel 1990:37). Insgesamt erstrecken sich die mongolischen Wälder über ca. 10 % des Landes (10 Mio. ha) und werden den borealen und hemi-borealen³⁶ Wäldern zugerechnet. Sie sind bedeutungsvoll für den Wasserhaushalt des Landes sowie des benachbarten südlichen Russlands. Sie fungieren als „Wasserturm“ für das zentralasiatische Land, da sie eine Wasserspeicherfunktion in einer Region ausüben, die durchschnittlich von sehr niedrigen Niederschlagsmengen charakterisiert wird.

Im klimatisch stark kontinental geprägten Zentralasien wird die Südgrenze durch hohe Gebirgszüge gekennzeichnet. Hier erfolgt als eine ökologische „Besonderheit“ der Übergang vom südborealen Waldökosystem direkt in eine Steppenlandschaft. Die südborealen Wälder werden häufig als Gebirgstaiga (*mountain taiga*) bezeichnet. Die südliche Baumgrenze wird durch Trockenheit gekennzeichnet. Die Hänge mit südlicher Exposition sind von Steppengras bedeckt. Nur vereinzelt stocken Einzelbäume oder Baumgruppen, insbesondere in den witterungsgeschützten Senken. In den Flussläufen ist eine Auen- und Strauchvegetation anzutref-

³⁶ Auch subboreal bezeichnet.

fen (*Populus, Ulmus, Salix, Padus, Betula*). Dagegen sind die Nordseiten bewaldet. Der regulierende Faktor ist die Sonneneinstrahlung. Auf dem sonnenexponierten Südhang nimmt hangabwärts die durchschnittliche Temperatur zu und gleichzeitig sinkt die Feuchtigkeit. Zu Beginn der Vegetationsphase mit der stärkeren Frühjahrs Sonne ist häufig eine „Frostrocknis“ bei den jungen Bäumen zu beobachten. Mit der Sonneneinstrahlung werden die oberirdischen Pflanzenteile erwärmt und eine Photosynthese mit entsprechender Evapotranspiration ausgelöst. Aber eine Wasserversorgung über die noch „eingefrorenen“ Wurzeln ist aufgrund des vorherrschenden Bodenfrosts nicht möglich. Die Folge ist ein Absterben des jungen Baumes (Pott & Hüppe 2007:221f). Damit ist die Ausbreitung des Waldes außerhalb der natürlichen Grenze nicht mehr möglich. In der Mongolei verläuft die Grenzlinie zwischen Wald und Steppe deutlich sichtbar entlang der Kammlinie.

Die Böden der nördlichen Mongolei unterliegen dem kontinuierlichen und diskontinuierlichen Permafrost (Dulamsuren 2005; Sodnom & Yanshin 2005; Treter 1993:51). In der Literatur (Treter 1993:32) wird eine enge Korrelation zwischen der borealen Waldverteilung und Permafrostböden hergestellt. Kaiser (2009) weist auf die zeitlichen, thermischen und räumlichen Faktoren, die auf die Verteilung einwirken, hin. Hierbei fungiert der diskontinuierliche Permafrost als „Wasserspender“ in den trockenen Monaten, d.h. im Frühjahr und im Herbst. Im Untersuchungsgebiet herrscht ein Sommerregenklima vor. Durch den Abwurf der Nadeln nach Ende der Vegetationszeit ist die sibirische Lärche (*Larix sibirica*) an extrem hohe Minusgrade angepasst. Die Lärchenwälder korrelieren stark mit Permafrostböden. Der hydrologische Haushalt wird durch die Sonnenstrahlung (Ein- und Ausstrahlung) bestimmt. Hier wiederum spielt der Einfluss der Hangausrichtung (Exposition) auf den Wasserhaushalt die größte Rolle.

Der Klimawandel bewirkte durch den beobachteten Temperaturanstieg (Davi *et al.* 2006) in den letzten Jahrzehnten ein tieferes Auftauen der Permafrostböden und ihren allgemeinen Rückzug in Richtung Norden. Das Auftauen der Böden geht mit häufigeren sowie intensiveren Feuern in den borealen Wäldern einher (Kasischke *et al.* 1999). Als Folge wird eine zunehmende Freisetzung des in den Permafrostböden gespeicherten CO₂ in die Atmosphäre prognostiziert (Zimov *et al.* 2006). Eine Versteppung der Wälder in den südlichen Waldrandzonen wird befürchtet. Die großflächige Entfernung des Baumbestands durch Feuer, biotische Schäden oder Übernutzung in diesen sensiblen Randzonen wird somit irreversibel.

2.5.2 Waldtypen

In Nordamerika sind die Gattungen *Picea* und *Abies* vorherrschend. In Fennoskandien und dem westlichen Russland kennzeichnet die Gattung *Pinus* den borealen Wald. In Ostsibirien und der Mongolei dominiert die in der Wintersaison nadelabwerfende *Larix*. Neben den Koniferen sind zirkumpolar die Laubbaumgattungen *Betula, Populus, Ulmus, Alnus* und *Salix* anzu-

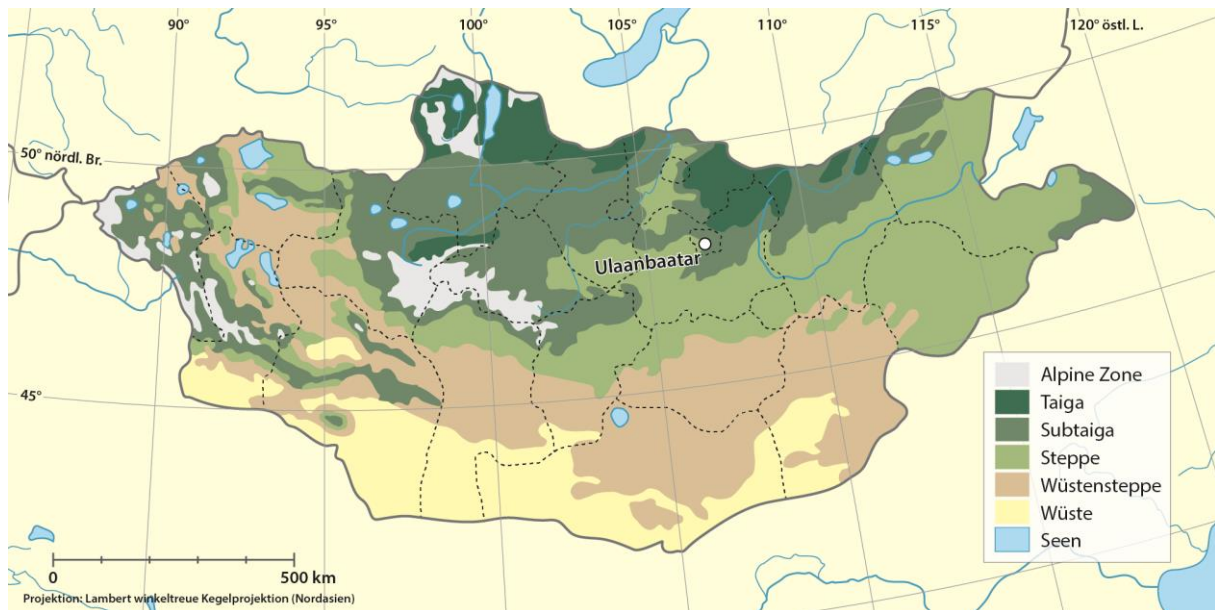


Abb. 6 Darstellung der Waldverbreitung in der nördlichen Mongolei

treffen. Die Saxaul-Wälder (*Haloxylon ammodendron*) im Süden des Landes schützen gegen die Steppenerosion (ca. 5 Mio. ha). Die mongolischen Wälder sind verglichen mit tropischen Wäldern relativ artenarm. Trotzdem sind ca. 140 Baumarten zu finden. Die Vielfalt der Fauna und Flora in der Mongolei darf nicht unterschätzt werden. Die häufigsten relevanten Baumarten in der Mongolei sind in folgender Tab. 1 aufgeführt (Daten von Teusan 2000, Tsogtbaatar 2013).

Tab. 1 Baumarten in der Mongolei nach Fläche und in Prozent

Ordnung	Baumart	Waldfläche (ha)	Prozent (%)
Nadelhölzer	Sibirische Lärche <i>Larix sibirica</i> Ledeb. ³⁷	7.526.900	60,55
	Zirbelkiefer <i>Pinus sibirica</i> Du Tour ³⁸	662.100	5,33
	Waldkiefer <i>Pinus sylvestris</i>	984.700	7,92
	Sibirische Fichte <i>Picea obovata</i> Ledeb. ³⁹	27.900	0,22
	Sibirische Tanne <i>Abies sibirica</i> Ledeb. ⁴⁰	2.300	0,02
Laubhölzer	Saxaul <i>Haloxylon ammodendron</i>	2.028.800	16,32
	Asiatische Weißbirke <i>Betula platyphylla</i>	1.198.700	9,64
	Sukaczew ⁴¹ und andere ⁴²		
Summe		12.431.400	100,00

³⁷ Synonyme: *Larix russica* (Endl.) Sabine ex Trautv. (=) *Larix sukaczewii* Dylis (=) *Pinus larix* var. *russica* Endl. (zitiert aus GRIN)

³⁸ Im russischen als „sibirische Zeder“ bezeichnet: *kedr sibirskij*

³⁹ Synonym: *Pinus abies* Pall. (zitiert aus GRIN)

⁴⁰ Synonym: *Abies semenovii* B. Fedtsch. [= *Abies sibirica* subsp. *semenovii*] (zitiert aus GRIN)

⁴¹ Synonyme: *Betula alba* var. *japonica* Miq. (=) *Betula alba* subsp. *mandshurica* Regel (=) *Betula szechuanica* (C. K. Schneid.) C.-A. Jansson (zitiert aus GRIN)

⁴² Insbesondere: Zitterpappel *Populus tremula* L., Sibirische Ulme *Ulmus pumila* L.⁴², Zwergbirke *Betula nana* L.

Die sibirische Lärche (*Larix sibirica*) dominiert die meisten Waldgebiete in der Mongolei (ca. 61 %). Ausserdem ist es die am häufigsten verbreitete Baumart mit der höchsten Standortamplitude. Die *Larix sibirica* bildet sechs Waldgesellschaften mit unterschiedlichen Standortansprüchen, aber immer in Verbindung mit Permafrostböden (Hilbig 1995:34)⁴³. Park *et al.* (2009) untersuchten die Auswirkung von Feuer und Kahlschlag auf die Bodenfeuchtigkeit in *Larix sibirica* Waldbeständen und stellten immer eine signifikante Abnahme fest. Bei Kahlschlägen war die Abnahme immer deutlicher. Damit ging die Abnahme von verfügbarem Phosphat (P) einher. Neben der hohen Toleranz gegenüber extrem niedrigen Temperaturen, zeichnet sich die Baumart durch eine hohe Feuerresistenz aus. Die mehrere Zentimeter dicke Borke am Wurzelanlauf und im unteren Stammbereich ist ein wichtiger Schutz gegen Oberflächenfeuer. Dulamsuren *et al.* (2009a) attestieren der Baumart eine geringe Toleranz gegenüber Trockenheit. Aus ihren Untersuchungen in der nördlichen Mongolei folgern die Autoren, dass Trockenheit der Schlüsselfaktor für den Verlauf der Wald-Steppe-Grenze ist. Die Lärche hat unter aktuellen klimatischen Bedingungen nicht das Potenzial für eine weitere Ausbreitung.

Die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) ist die häufigste Baumart auf der nördlichen Halbkugel. Sie ist in den mediterranen, gemäßigten und borealen Ökozonen anzutreffen. Damit besitzt die Baumart eine große ökologische Amplitude. *Pinus sylvestris* hat als typische Pionierbaumart geringe Standortansprüche und überlebt mit sehr geringen Niederschlägen. Mit ihrer schuppenartigen Rinde ist die Baumart bereits ab einem mittleren Alter sehr gut an häufige Bodenfeuer angepasst. Allerdings ist die Baumart weniger resistent gegenüber extrem niedrigen Temperaturen. Obwohl die Waldkiefer in den borealen Wäldern großflächig anzutreffen ist (Russland, Kasachstan), nimmt sie in der Mongolei nur einen geringen Flächenanteil (5 %) ein. Die *Pinus sylvestris* ist nur in dem relativ tief gelegenen Selenge Becken (600 m bis 1.300 m) und den westlich und östlich angrenzenden Provinzen im Norden der Mongolei anzutreffen. Hier erfolgt der Zusammenfluss der beiden großen Flüsse Selenge *Gol* und Orchon *Gol*, um danach in den Baikalsee jenseits der nationalen Grenze abzufliessen. Dulamsuren *et al.* (2013) haben auf verschiedenen Flächen im Selenge *Aimag* jeweils Kiefern Samen gesät und Setzlinge gepflanzt. Vor allem Samenfraß, Trockenheit und Pilzinfektionen sind ein limitierender Faktor. Ein erfolgreicher Anwuchs außerhalb des Waldökosystems, d.h. auf der Steppe, ist sehr unwahrscheinlich und nur in kühleren und feuchteren Jahren als der Durchschnitt ausnahmsweise möglich.

Die sibirische Kiefer (*Pinus sibirica*) wird von manchen Autoren als Varietät der Zirbelkiefer (*Pinus cembra*) und nicht als eigene Art *Pinus cembra* L. var. *sibirica* Loudon⁴⁴ (Krugman & Jenkinson 1972) eingeordnet. Die sibirische Kiefer ist besonders kälterestistent und setzt sich

⁴³ „*Larix sibirica* builds six different larch forest associations, differing in their site requirements but all occurring on permafrost soils.“

⁴⁴ URL: <http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/taxon.pl?28429> (online 03.03.2012)

in den Hochlagen (Selenge Aimag: ab ca. 1.200 m bis 1.300 m) gegenüber der sibirischen Lärche durch. Die Naturverjüngung der sibirischen Kiefer ist schattentoleranter als die Waldkiefer. Häufig ist die sibirische Kiefer in Beständen die der Waldkiefer vereinzelt anzutreffen. Aber durch eine geringe Feuerresistenz befindet sich die Baumart in den unteren Höhenlagen im Wettbewerbsnachteil. In den Hochlagen liegt, bedingt durch niedrigere Temperaturen und höhere Niederschlagsmengen, der Vorteil bei der sibirischen Kiefer. Hier ist sie häufig bestandsbildend in Mischung mit anderen Koniferen anzutreffen. Der Feuerzyklus ist hier relativ hoch anzusetzen. Den Zirbelkieferbeständen kommt eine besondere ökonomische Bedeutung zu, da die sog. „Zirbelnüsse“ (Samen des Zirbelzapfens) gesammelt und verkauft werden (Hartwig 2006:89; Wyss 2007).

Die sibirische Fichte (*Picea obovata*) und insbesondere die sibirische Tanne (*Abies sibirica*) besitzen einen hohen Bedarf an Wasserverfügbarkeit und bedürfen einer guten Nährstoffversorgung (Zhukov *et al.* 1978, zitiert in Dulamsuren *et al.* 2005:423). Die fünfnadelige sibirische Kiefer (*Pinus sibirica*) verlangt eine hohe Niederschlagsmenge, relativ hohe Luftfeuchtigkeit und eine Schneedecke in der Winterzeit. Dagegen ist die Baumart anspruchslos hinsichtlich der Mineralienverfügbarkeit (Vipper 1953, zitiert in Dulamsuren *et al.* 2005). Die *Abies sibirica* kann nur vergesellschaftet mit der *Pinus sibirica* oder der *Picea obovata* wachsen, da sie in der Verjüngungsphase auf den Schutz anderer Baumarten angewiesen ist. *Picea obovata* ist sensibel gegenüber Spätfrösten und starken Temperaturschwankungen. Daher ist diese Baumart nur im submontanen Gürtel anzutreffen. Reine *Pinus sibirica* Waldbestände sind nur in Hochlagen zu beobachten, wo die Nährstoffverfügbarkeit für Fichten und Tannen nicht ausreichend sind.

Die asiatische Weißbirke *Betula platyphylla* Sukaczew ist als Mischung in den Lärchen- und Kiefernwäldern als Pionierbaumart und vorübergehende Zeitmischung⁴⁵ anzutreffen. Die Baumart vermehrt sich sowohl durch Samen als auch vegetativ durch Stockausschlag, letzteres insbesondere nach Feuern (Chuluunbaatar 2002). Dies führt zu „blumenstraußartigen“ neuen Birkenwäldern, wenn zahlreiche neue Birken aus einem Stock ausschlagen. Die Baumart ist kaum feuerresistent und stirbt bereits nach einem leichten Bodenfeuer schnell ab und ist sehr anfällig gegenüber Sekundärschädlingen. Die Birkenrinde ist leicht entzündbar und wird vorzugsweise als natürlicher Brandbeschleuniger für das Anzünden eines Lager- oder Herdfeuers eingesetzt. Nach einem durchgelaufenen Oberflächenfeuer kann häufig beobachtet werden, wie einzelne Flammen sich am leicht brennbaren Birkenstamm hocharbeiten und das Feuer lokal weiterbrennt, obwohl das Oberflächenfeuer beendet ist. Interessanterweise

⁴⁵ Forstlicher Begriff: Zeitlich begrenztes Nebeneinander von Baumarten im Wald; durch unterschiedliche lange Lebenszeiten erfolgt nach einer bestimmten Zeit die Entmischung. Oft schützt die Zeitmischung die zukünftig dominierende Baumart in ihrer ersten Wachstumsphase im Waldbestand.

wird die Birke traditionell wegen ihrer weißen Rinde von der Bevölkerung als heiliger Baum betrachtet.

Die Zitterpappel *Populus tremula* L. vermehrt sich insbesondere nach Feuer durch Wurzelbrut (Chuluunbaatar 2002). Mit der effektiven Wurzelbrutvermehrung kann sich die Baumart insbesondere auf den südlich ausgerichteten Hanglagen schnell durchsetzen. Hier befindet sich die Baumart in einem Wettbewerbsvorteil gegenüber der asiatischen Weißbirke.

Die sibirische Ulme *Ulmus pumila* L. ist auf den mittleren und unteren Hanglagen anzutreffen. Häufig steht der Baum vereinzelt oder in kleinen Gruppen auf frischeren Standorten und in der Nähe von Wasserläufen aufgrund eines hohen Wasserbedarfs. Die Baumart bevorzugt lockere und steinige Böden. Der Baum erreicht eine Höhe von 5 m und prägt häufig die Flussauenlandschaften. Häufige Ursache für die Mortalität sind anhaltende Trockenheit (Dulamsuren 2009b).

Die Waldvegetation in der Mongolei unterliegt starken lokalen Variationen. Diese wird in der einschlägigen Fachliteratur ausführlich beschrieben (vgl. Hilbig 1995). Wesentliche Einflussfaktoren sind Höhenlage und Wasserversorgung, insbesondere die Nähe zu Wasserläufen. Für die östliche Selenge Provinz (Chentii-Gebirge) werden von Dulamsuren *et al.* (2005) folgende Waldtypen, anlehnend an der Unterscheidung zwischen dunkler und heller Taiga, folgende Zuordnungen vorgenommen:

- *Picea obovata* dunkle Taiga
- *Picea obovata*–*Abies sibirica* dunkle Taiga
- Mixed conifer–*Betula platyphylla* dunkle Taiga
- *Pinus sibirica*–*Picea obovata* dunkle Taiga
- *Pinus sibirica*–*Abies sibirica* dunkle Taiga
- Mixed conifer–*Betula platyphylla* Subtaiga
- *Larix sibirica*–*Betula platyphylla* Subtaiga
- *Betula platyphylla* Flusswald

2.5.3 Forstwirtschaft

Traditionell sind die Mongolen ein Nomadenvolk. In der sozialistischen Phase war eine starke Urbanisierung der Bevölkerung (Barthel 1990:76) gefördert worden und nur 20 % der Bevölkerung waren Tierhalter. Mitte der 1990er Jahre versuchten sich wieder 35 % der Bevölkerung als Tierhalter (Fratkin & Mearns 2003). Die Forstwirtschaft war in der Mongolei als Wirtschaftszweig unbekannt und wurde erst unter Anleitung sowjetischer Forstleute eingeführt. Die ersten Forstgesetze wurden 1940 und 1957 erlassen (Barthel 1990:144). Zwischen 1957 und 1962 wurde eine eigenständige mongolische Forsteinrichtung eingeführt und aufgebaut (Barthel 1990:143, Parewicz *et al.* 1972). In diesem Rahmen erfolgte eine Taxierung der gesamten

Waldfläche und eine Erstellung tabellarischer Forsteinrichtungswerke, wie dies in der gesamten ehem. Sowjetunion üblich war. Die Taxierung wurde in der Regel okular durchgeführt und war damit ein reines Schätzverfahren, basierend auf existierenden russischen Massentafeln für die häufigsten Baumarten. Forsteinrichtungskarten im Maßstab 1:50.000 wurden erstellt. Diese beinhalteten keine topographische Information, sondern enthielten nur Flächeninformationen nach Abteilungen und Unterabteilungen mit einer entsprechenden Nummerierung und Kurzinformation bzgl. Bestockungsgrad, Durchschnittsalter, Bestockungsdichte. Die dominierende Baumart (bzgl. Holzvolumen) wurde farblich dargestellt (Teusan 2000). Nach der Wende 1991 wurde schrittweise mit der Einführung von Geographischen Informationssystemen (GIS) und der Verwendung von satellitengestützten Fernerkundungsdaten die Forsteinrichtungskarten modernisiert. Teilweise wurden auch stichprobengestützte Inventurverfahren getestet.

Bis Ende der 1980er Jahre wurden die Wälder im Kahlschlagverfahren bewirtschaftet. Nach der Holzernte wurde die Hiebsfläche aufgeräumt und aufgeforstet. Die Aufforstung erfolgte manuell. Teilweise wurden Furchen mit landwirtschaftlichen Maschinen in den Aufforstungsflächen gezogen. In diesen wurden die zwei- bis dreijährigen Setzlinge aus Baumschulen in Rahmen von Pflanzkampagnen gesetzt. Auf steilen Hängen wurden einige Altbäume auf der Fläche belassen. Diese dienten als „Überhälter“⁴⁶, um eine Naturverjüngung einzuleiten. Andere waldbauliche Konzepte wurden in der Mongolei nicht entwickelt. Offiziell waren die Aufforstungen immer erfolgreich und wurden politisch nie hinterfragt. Erwiesenermaßen waren nur wenige Aufforstungen tatsächlich erfolgreich (Drößler und Mühlenberg 2005).

Generell dient die Waldressource der lokalen Bevölkerung zur Deckung des Brenn- und Bauholzbedarfs. Ebenso spielt die Jagd auf Bär, Wolf und Maral (Barthel 1990:146) und das Sammeln von Waldfrüchten und Zirbelnüssen (Zapfen der *Pinus sibirica*) eine große Rolle (Hartwig 2006:89). In den 1950er Jahren wurde unter sowjetischer Anleitung eine industrielle Forstwirtschaft eingeführt. Basierend auf Taxationsdaten (Forstinventuren) wurden klassische Waldkarten erstellt und die verfügbaren Holzmengen erfasst. Diese wurden industriell geerntet und in Holzkombinaten verarbeitet. Ein umfassendes Programm zum Schutz gegen wirtschaftliche Schäden durch abiotische (Feuer) und biotische (Forstinsekten) Faktoren wurde aufgelegt. Große staatliche Wiederaufforstungsprogramme wurden umgesetzt. Über die tatsächlichen Wirkungen dieser Maßnahmen ist wenig bekannt. Nach Zusammenbruch des sozialistischen Systems wurde eine „Schocktherapie“ oder „Schocktransformation“ durchgeführt (vgl. Kap. 2.2). Die staatliche Forst- und Holzindustrie kam größtenteils zum Erliegen und löste sich auf. Einige wenige Forstbetriebe überlebten. Der illegale Holzeinschlag ist seitdem wesentliches Kennzeichen in diesem Sektor. Ein kohärenter Ansatz für eine nachhaltige

⁴⁶ „Bei der Endnutzung eines Bestandes werden einzelne, besonders gut bekronte und vitale Bäume ausgewählt und für eine weitere Umtriebszeit belassen. Sie werden Überhälter genannt.“ (Burschel & Huss 1987:126)

Waldbewirtschaftung liegt in weiter Ferne aufgrund mangelnder Rechtsdurchsetzung sowie fehlender finanzieller Mittel. Fehlende Einkommensmöglichkeiten für die lokale Bevölkerung führten zu illegalem Holzeinschlag sowie Wilderei. Die Nachfrage an Wildtieren für die traditionelle chinesische Medizin (TCM) beim südlichen Nachbarn der Mongolei ist hoch.

Mit Unterstützung der GTZ (mittlerweile unbenannt in GIZ) und anderer internationaler Geber wurde 2007 das mongolische Waldgesetz mit dem Ziel einer höheren Rechtssicherheit novelliert (Gradel & Petrov 2014). Als neues Element wurde das Konzept der forstlichen Waldnutzerguppen (*forest user groups*) und der Waldkonzessionäre eingeführt bzw. gestärkt. Mehrere Durchführungsverordnungen wurden erlassen, um die Umsetzung zu konkretisieren. Allerdings ist das Phänomen zu beobachten, dass trotz einer geringen absoluten Bevölkerungszahl und einer im Vergleich hierzu großen Waldfläche eine allgemeine Waldzerstörung mit vermutlich irreversiblen Folgen in den zugänglichen Zonen erfolgt. Da der Holzeinschlag gefrorener Wege bedarf und die illegale Jagd in der Regel in den kälteren Monaten erfolgt, werden Wald- und Vegetationsbrände häufig durch unbeaufsichtigte Lagerfeuer oder andere Unachtsamkeit ausgelöst. Allerdings liegen hierfür keine verlässlichen Zahlen vor.

2.5.4 Wald- und Steppenbrände

Die borealen Waldökosysteme in Zentralasien sind generell sensibel gegenüber Veränderungen, da sie sich in der Übergangszone zur Steppe befinden, d.h. global betrachtet, befindet sich hier die einzige Zone, in der die borealen Wälder direkt in ein nicht-Wald-Ökosystem übergehen. Einige Untersuchungen über Waldbrände und folgende Degradation liegen für das asiatische Russland (Achard *et al.* 2008; Sukhinin *et al.* 2010, Wallenius *et al.* 2011) und – angrenzend an die Mongolei (Forkel *et al.* 2012) – für das russische Baikargebiet vor. Achard *et al.* (2008) stellen fest, dass die häufigste Feuerursache in Russland anthropogen bedingt ist, und dass während klimatischer Extremsituationen sich die Waldbrandflächen verdoppeln.

Die statistische Erfassung der Waldbrände für die Mongolei liegt vor (s. Abb. 7). Allerdings muss bei diesen Zahlen immer beachtet werden, dass diese durch die staatlichen Behörden erfasst worden sind. In der sozialistischen Zeit ist davon auszugehen, dass die Zahlen manipuliert worden sind. Eine tendenzielle Beschönigung der Feuerstatistik kann unterstellt werden, da eine aufwendige Wald- und Steppenbrandbekämpfung betrieben wurde. Einige wenige Untersuchungen über die Feuersituation in der Mongolei und einzelnen *Aimags* liegen bereits vor (Chu & Guo 2012, Farukh *et al.* 2009). Großflächige Waldbrände werden für die Jahre 1968-1969, 1977-1978, 1985-1987, 1991-1992, 1996-1998 und 2000-2002 (Enkhtur *et al.* 2005, zitiert in Farukh *et al.* 2009) verzeichnet. Dies wird mit der jeweiligen meteorologischen Situation verknüpft. Park *et al.* (2010) schreiben, dass sich zwischen 1971 und 1997 ungefähr 2.700 große und kleine Feuer in der Mongolei ereigneten, die eine Fläche von 14 Mio. ha Wald zerstörten. Im Jahre 1997 brannten ungefähr 2,7 Mio. ha Wald (FAO 2001,

zitiert in Park *et al.* 2010). In einem Zeitraum von zehn Jahren (1990 bis 2000) hat die Mongolei jährlich 400.000 ha Wald verloren, insgesamt 4 Mio. ha. In derselben Veröffentlichung geben Park *et al.* (2010) den Waldverlust für den größeren Zeitraum 1974-2000 mit 1,6 Mio. ha (ca. 61.500 ha/Jahr) an. Als Ursache werden Feuer, Kahlschlag, Überweidung und Bergbau angegeben. Valendik *et al.* (1998) stellen fest, dass in der Mongolei das Feuer der Hauptfaktor für die räumliche und zeitliche Dynamik der Waldflächenverteilung ist. Wie die Abb. 7 zeigt, nehmen die jährlichen Brandflächen tendenziell zu.

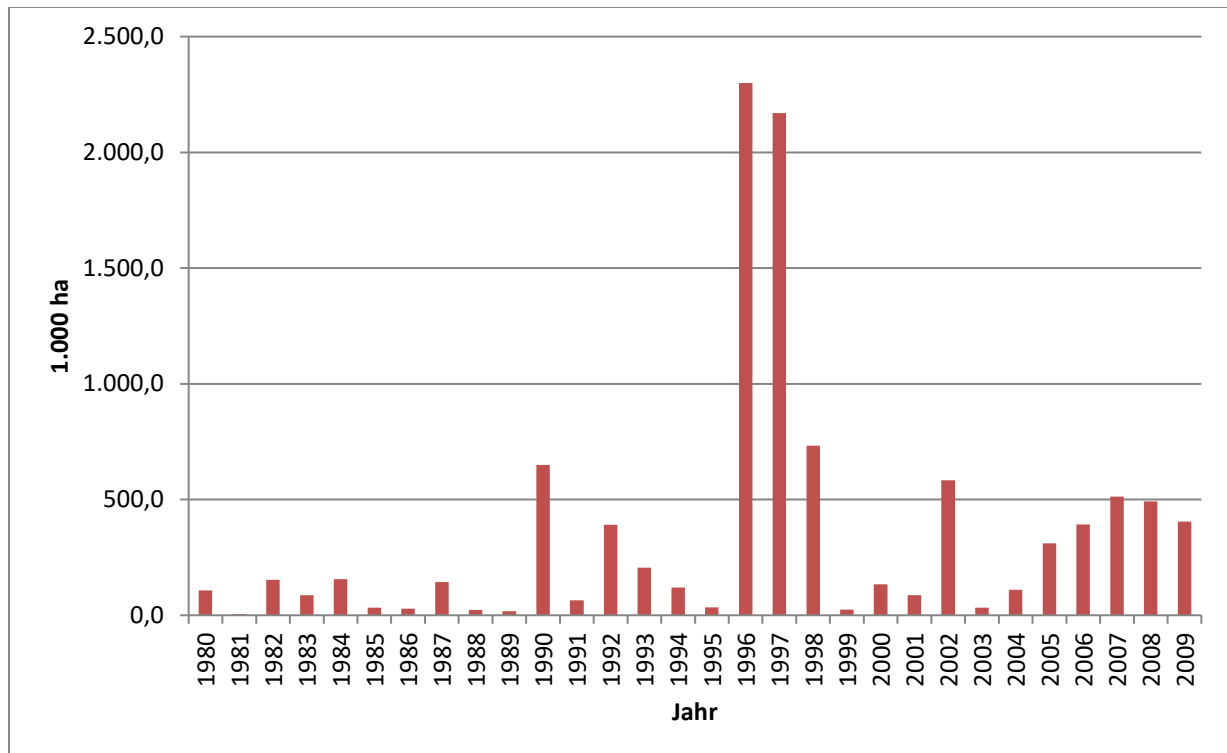


Abb. 7 Waldbrände in der Mongolei (nach Tsogtbaatar 2013)

Die größte **Feuergefahr** ist mit Kiefernwäldern verbunden, die sich nur in niedrigeren Höhenlagen befinden. Klimatisch bedingt durch ein Sommerregenklima und höhere Niederschlagsmengen in den Wintermonaten existieren in der Mongolei zwei Feuersaisons. Zum einen im Frühjahr (März bis Mitte Juni) und in der etwas kürzeren Feuersaison im Herbst (September bis Oktober). 80 % der Feuer finden im Frühjahr statt. 5-8 % der Feuer in den Herbstmonaten (Goldammer & Stocks 2000). Sommerfeuer sind generell selten (2-5 %), können aber heftig verlaufen, wenn der Sommerregen ausbleibt, wie zum Beispiel im Jahre 2003. Für die Feuer werden hauptsächlich menschliche Aktivitäten als Ursache angegeben (95 %). Insbesondere im Frühjahr sind es Lagerfeuer, die während der Suche nach Hirschgeweihen angezündet werden; Funken von Fahrzeugen in bewaldeten Gebieten und Leuchtspurmunition, die während der Jagd eingesetzt wird (Goldammer 2002). Nyamjav *et al.* (2007) thematisieren den illegalen Holzeinschlag als eine wichtige Feuerursache.

Faruk *et al.* (2009:32) folgern, gestützt auf MODIS- und meteorologischer Daten:

- Feuer entstehen generell im Frühjahr in Weidelandgebieten;
- Sommerfeuer (Juli-August) ereignen sich während langer Trockenperioden (z.B. im Jahr 2003);
- Herbstfeuer ereignen sich nach mehr als zehn regenfreien Tagen und bei einer effektiven Luftfeuchtigkeit unter 35 %;
- Vegetationsfeuer brechen häufig nach der Schneeschmelze in niedrigeren Höhen unter 800 m aus; im folgenden Jahreszeitenverlauf entstehen die Feuer in höheren Lagen ab 1.500 m;
- In den Jahren 2000 bis 2007 waren 30 % der mongolischen Wälder von Feuern betroffen;
- Verglichen mit dem Zeitraum 2001 bis 2007 wurde ein Temperaturanstieg von 3,4°C im Monat Juli und eine Abnahme des Sommerniederschlags von 50 % verzeichnet.

Die staatlichen statistischen Angaben über verbrannte Flächen sind sehr ungenau, da die Angaben auf Formblättern beruhen, die durch Verantwortliche vor Ort ausgefüllt werden. Die Flächen werden geschätzt und die Brandursachen sind häufig unsicher zu ermitteln. Daher besteht nur die Möglichkeit, mit fernerkundlichen Daten das wirkliche Ausmaß der Brandflächen zu bewerten. Wyss & Fimiarz (2006), Fimiarz (2006) und Wyss (2007) haben MODIS-Daten für den Einsatz eines strategischen Feuermanagements ausgewertet. Farukh *et al.* (2009) haben die *Aimags* Selenge, Chentii und Dornod mit der höchsten Feuergefahr identifiziert. In diesen „Brennpunkten“ haben sich seit Ende der 1990er Jahre mehrere GTZ-Projekte und Programme auf die Waldgebiete im Selenge und in dem Schutzgebiet Khan Chentii konzentriert (Meissner *et al.* 2004). Das Selenge-Becken und die angrenzenden *Aimags* im Westen spielen eine besondere Rolle als Hauptschwerpunkt des Verbreitungsgebiets der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) in der Mongolei.

2.5.5 Folgen eines prognostizierten Klimawandels

Klima und Klimaänderungen sind sehr relevant für die mongolische Gesellschaft, da Trockenzeiten Degradation von Weideland und Verluste der Tierherde bedeutet. Aber auch extrem kalte Winter (*dzud*) stellen eine Herausforderung an das Leben dar. Der *dzud* von 1999 und 2001 verursachte einen Verlust von 35 % des Viehbestands bzw. von ca. 11 Mio. Tieren (Angerer *et al.* 2008; Mahul & Skees 2007). Die sich am ökologischen Minimum befindenden mongolischen Wälder sind ebenfalls anfällig gegenüber den klimatischen Änderungen. Eine Verschiebung der oberen und unteren Baumgrenze wird erwartet.

Für die Mongolei hat Batima *et al.* (2005) festgestellt, basierend auf meteorologischen Daten (60 Messstationen), dass die Temperatur im Zeitraum 1940-2001 um durchschnittlich 1,66° C angestiegen ist. Auch sind Veränderungen in der saisonalen und räumlichen Verteilung der Temperaturen und Niederschläge beobachtet worden. Es wurde eine höhere Erwärmung in den Winter- als in den Sommermonaten festgestellt. Die Niederschläge in den Winter- und Frühjahrsmonaten haben sich verringert. Dagegen ist keine signifikante Änderung der

Niederschläge in den Sommer- und Herbstmonaten festgestellt worden. Dulamsuren *et al.* (2010) untersuchten vier Waldregionen in der Mongolei und stellten eine hohe, teils sehr eng-räumige Variabilität bei Änderungen des Temperatur- und Niederschlagsregimes fest. Geringe Niederschlagsmengen und höhere Sommertemperaturen konnten mit einem verringerten Baumwachstum korreliert werden. Eine Auswirkung auf das Baumwachstum von *Larix sibirica* durch steigende Wintertemperaturen konnte in dieser Studie nicht festgestellt werden. Dulamsuren *et al.* (2009b) untersuchten die Relation zwischen Wasserversorgung und Photosyntheseleistungen. Sie bewerten das Potential zur Ausbreitung der Lärchenwälder in der nördlichen Mongolei unter den gegenwärtigen klimatischen Bedingungen als gering. Sie folgern, dass Trockenheit der Schlüsselfaktor für die Grenze zwischen den Lärchenwäldern und der Steppe ist.

Davi *et al.* (2006) stellen, beginnend ab dem 20. Jh., für den äußersten Westen der Mongolei anhand dendrochronologischer Untersuchungen und dem *Palmer Drought Severity Index* (PDSI) eine Zunahme der Niederschlagsmenge fest. Angerer *et al.* (2008) zitieren das IPCC (*4th Assessment Report*) mit einem erwarteten Anstieg der durchschnittlichen Temperatur von 2,5 °C bis 5,0 °C in Zentralasien. Es wird ein allgemeiner Anstieg der Niederschlagsmenge in den Wintermonaten prognostiziert. Außerdem wird eine Reduktion der *Net Primary Production* (NPP) in der Mongolei um 5 % bis 30 % erwartet.

Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen erlauben keine einheitliche Bewertung der Folgen, bedingt durch Temperaturanstieg und verändertem Niederschlagsregime (Mengen und Verteilung). Generell wird von einer Verminderung der Permafrostgebiete und einer Reduzierung des diskontinuierlichen Permafrosts ausgegangen. Aufgrund meteorologischer Datenauswertung wird prognostiziert (Batima *et al.* 2005; Dulamsuren *et al.* 2010), dass die seit Jahrzehnten ansteigenden durchschnittlichen Temperaturen in der Mongolei einen Rückgang der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Permafrostböden⁴⁷ (Bohannon 2008) bewirken. Ein direkter Einfluss auf die zukünftige Zusammensetzung und Verbreitung der Vegetation ist anzunehmen.

Neben dem Anstieg der Durchschnittstemperaturen wird erwartet, dass die Klimaextremata, d.h. sehr kalte Winter und sehr trockene Winter, zunehmen werden. So wurden in den letzten zwei Dekaden der *dzud* (Extremwinter) und das teilweise Ausbleiben des Sommerregens verzeichnet. Dies bedeutet ungewöhnliche Waldbrände in den normalerweise niederschlagsreichen Sommermonaten.

⁴⁷ Kontinuierlicher Permafrost: Boden ist auf der Fläche dauerhaft gefroren; diskontinuierlicher Permafrost: Dauerfrost tritt in einigen Gebieten auf, wobei andere Gebiete nicht gefroren sind.

3. Stand der Wissenschaft

Die Erfassung der Waldfläche und des Holzvorrats⁴⁸ besitzt eine lange forstliche Tradition. Auslöser war eine zunehmende Holzknappheit bei gleichzeitig steigendem Holzbedarf, insbesondere ausgelöst durch den Bergbau (z.B. Erzminen und Salinen) im 14. und 15. Jahrhundert in Mitteleuropa (Zöhler 1980:16). Später wurden statistische Methoden für temporäre und permanente Forstinventuren entwickelt, um gemessene Informationen zu erhalten. Insbesondere mit der Einführung von permanenten Stichprobenpunkten und dem Konzept von Wiederholungsinventuren ist ein langfristiges Monitoring der Waldentwicklung möglich. Allerdings sind diese Inventuren sehr kostenintensiv und arbeitsaufwendig. Daher sind diese zuerst in Industrieländern eingeführt worden (z.B. Deutschland: Bundeswaldinventur; Kanada: *National Forest Inventory*; Frankreich: *Inventaire Forestier National*), finden aber immer mehr Verbreitung in Entwicklungsländern. In der Mongolei befindet sich eine terrestrische Forstinventur in Vorbereitung. Jede Forstinventur verwendet Fernerkundungsdaten. Neben teuren hochauflösenden Satellitenbilddaten stehen Satellitenbildszenen mittlerer Auflösung zur Verfügung, die zunehmend kostenlos bezogen werden können. Die Waldveränderung kann damit leichter erfasst und bewertet werden (*forest change detection*).

3.1 Waldentwicklung

Seit 1972 liefern verschiedene Erdbeobachtungssatelliten des Landsat-Programms systematisch weltweit Informationen (vgl. Anh. 1). Änderungen der Landnutzung oder andere Einflussfaktoren können somit durch Aufstellen von Zeitserien (*time series*) identifiziert und bewertet werden (Huss 1984:17), auch wenn keine permanenten Waldmonitoringsflächen in der Vergangenheit installiert wurden. Die Auswertung der historischen Satellitenbildszenen erlaubt den Vergleich mit dem heutigen Waldzustand. Entwicklungstendenzen werden sichtbar. Beispielsweise haben Wolter *et al.* (2012) eine Karte der Waldflächennutzung (*Forest Land Cover Change*) für das Gebiet *Greater Border Lakes Region* (USA/Kanada) vorgelegt. Es wurden *Multi-temporale Landsat Thematic Mapper* (TM), *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) und *Multi-Spectral Scanner* (MSS) Daten eingesetzt, um 19 unterschiedliche Landnutzungen, einschließlich Feuerflächen, zu klassifizieren. Für den Zeitraum 1975 bis 2000 wurden in Fünf-Jahresintervallen die Klassenänderungen analysiert, um Störungen zu identifizieren. Zusätzlich wurden Brandflächen mit Hilfe des Feuerperimeters, verfügbar aus der *Canadian Large Fire Database* (CLFD), bewertet. Eine Störung des Kronendachs (*Forest Canopy Disturbance*) wurde bei entsprechender Änderung der Waldklasse festgestellt.

⁴⁸ Holzmenge, die wirtschaftlich verfügbar ist.

Huang *et al.* (2010) entwickelten zur schnelleren automatischen Auswertung von Landsat Zeitserien (*Landsat time series stacks*) einen Algorithmus mit der Bezeichnung *vegetation change tracker* (VCT) für die USA. Schroeder *et al.* (2011) analysierten mit einer Landsat Time Series (LTS) für ein ausgewähltes Gebiet in Saskatchewan die dortigen borealen Wälder hinsichtlich Störungen in Bezug auf Großfeuer und Holzernte. Das kurzwellige Infrarot (SWIR) war die beste Methode, um Störungen durch Feuer und Holzernte voneinander signifikant zu unterscheiden. Baumann *et al.* (2012) nutzen Landsat-Daten, um die Waldflächenveränderungen in den Wäldern der gemäßigten Zone nach dem Zusammenbruch der Sowjetunion in den europäischen gemäßigten Wäldern Russlands zu untersuchen. Es wurden Wald- und Nichtwaldflächen klassifiziert und ein *relative net change* (RNC) berechnet.

3.2 Waldzustandsbewertung

3.2.1 Vitalität und Struktur der Wälder

3.2.1.1 Vegetations- und Feuchtigkeitsindex

Die meisten Vegetationsindices basieren auf dem Reflexionsunterschied zwischen sichtbarem und nahem Infrarot. Insbesondere das Chlorophyll in den Nadeln und Blättern kann dadurch abgegrenzt werden. Sehr weit verbreitet für die *forest change detection* ist der *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Dieser wird als Kenngröße für den allgemeinen Zustand des Waldes vorzugsweise eingesetzt, insbesondere, wenn schnell Information über große Waldflächen erhoben wird. Es werden die Daten aus dem nahen Infrarot (NIR) mit dem roten Spektralbereich (ROT) kombiniert (Albertz 2009:218ff):

$$NDVI = \frac{NIR - ROT}{NIR + ROT}$$

Chu & Guo (2012) berechneten den NDVI für ihre Untersuchung in der Chuwsguler Region im Norden der Mongolei. Datengrundlage waren der 16 Tage MODIS NDVI (MOD13Q1) und der MODIS *Land Surface Temperature* (LST) (MOD11A2). Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Temperaturvariationen die Reaktion der Vegetation im Gebiet des Chuwsguls-Sees bestimmen.

Der NDVI ist ein guter Indikator für die Feststellung der Brandauswirkung (*burn severity*), da der NDVI stark nach einem Feuerereignis auf der betroffenen Fläche abnimmt. Die Freisetzung hoher thermischer Energie reduziert die vorhandene Biomasse. Die Photosynthese wird durch die Hitzeeinwirkung stark negativ beeinflusst. Dies verändert entscheidend den Spektralbereich für das betroffene Brandgebiet. Die Methode ist einfach, aber in der Praxis häufig nur eingeschränkt effizient. Es müssen Daten kurz vor und nach dem Feuerereignis gefunden und miteinander verglichen werden (Escuin *et al.* 2008).

Healey *et al.* (2006) untersuchten den Einfluss der Holzernte auf den Waldzustand mit Hilfe von Landsat-Szenen für Washington State, USA. Der in der Untersuchung eingesetzte *Normalized Difference Moisture Index* (NDMI), der für die Erfassung von Waldstrukturveränderungen eingesetzt wurde, erzielte zufriedenstellende Ergebnisse.

$$NDMI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$$

Healey *et al.* (2006) zitieren aus mehreren Studien, dass eine Kronendachreduktion nach Durchforstungen zu einer erhöhten Reflexion im sichtbaren und kurzwelligen Infrarot (*short-wave infrared*, SWIR) und zu einer niedrigen Reflexion im nahen Infrarot-Bereich (*near infrared*, NIR) führt. Diese Reaktion ist konsistent, da eine höhere Reflexion durch die Bodenaufgabe, geringere Wasserabsorption, veränderte Baumartenzusammensetzung und verringerten Kronenschatten erwartet werden kann. Healey *et al.* (2006) führen weiter aus, dass insbesondere die Landsat 5 TM Kanäle 5 und 7 aussagekräftig hinsichtlich der Verringerung der Standfläche (*basal area*) sind. Die Informationen aus dem NIR waren weniger befriedigend. Sie weisen darauf hin, dass die Waldstruktur durch Unterstand, Restholzanhäufungen und Artenzusammensetzung stark beeinflusst wird⁴⁹.

3.2.1.2 Störungsindices

Um die im multi-dimensionalen und -spektralen Satellitenbild vorhandene Information besser analysieren zu können, wurde die *Tasseled Cap Transformation* (Crist 1985, zitiert in Healey *et al.* 2006) für den *reflectance factor* des Landsat 5 TM entwickelt:

- *Tasseled Cap Brightness* (TCB)
- *Tasseled Cap Greenness* (TCG)
- *Tasseled Cap Wetness* (TCW)

Healey *et al.* (2006) kommen zu dem Ergebnis, dass die Variablen, die mit dem kurzwelligen Infrarot (SWIR - Landsat L5TM Kanäle 5 und 7) sowie kurzwelliger Infrarot Reflektion, insbesondere dem *Tasseled Cap Wetness* (TCW) und Störungsindex (*Disturbance Index* – DI) verbunden sind, am aussagekräftigsten bezüglich der Entfernung der Waldvegetation durch Holzernte sind. Aus diesen Parametern kann anschließend der *Disturbance Index* (DI) berechnet werden:

$$DI = TCB_{re-scaled} - (TCG_{re-scaled} + TCW_{re-scaled})$$

⁴⁹ „These results underscore findings of other studies that suggest the general relationship between NIR and forest structure can be compromised by factors like understory conditions (Danson and Curran, 1993), slash patterns (Nilson *et al.*, 2001), and species differences (Olsson, 1994).“ Healey *et al.* (2006:124)

Ein hoher DI-Wert bedeutet stark gestörte Wälder, ein DI nahe dem Wert 0 kommt in allen anderen Waldtypen vor.

3.2.2 Vegetationsbrände

Im borealen Ökosystem spielen Vegetationsbrände eine entscheidende Rolle (vgl. Kap. 2.3.3). Angesichts der großen Flächen und geringen Besiedlungsdichte, ist die fernerkundliche Erfassung eine wichtige Informationsquelle über den wahren Zustand der Wälder. Sowohl für die quantitative Erfassung der vom Feuer durchlaufenen Flächen, wie auch für die Bewertung von Feuereffekten auf die Vegetation werden multispektrale Satellitenbilddaten bevorzugt eingesetzt und Sensoren kombiniert.

3.2.2.1 Quantitative Erfassung der Feuer

Die Erfassung der Waldbrandereignisse und deren Ausmaß (insbesondere Häufigkeit, Flächengröße, Verteilung, Ursachen) erlauben direkte und indirekte Rückschlüsse auf die Auswirkung der Feuer auf die Vegetationsverteilung und -struktur. Die Häufigkeit der Waldbrände und deren Flächengröße über die Jahrzehnte dienen als Grundlage für Entscheidungen durch politische Entscheidungsträger und sind wichtige Informationen für die ökologische Forschung. Allerdings liegen diese Informationen in unterschiedlicher Qualität vor. Für die borealen Länder in Nordamerika und Fennoskandien existieren sichere Datengrundlagen. Für Russland oder die Mongolei liegen staatliche Informationen vor, die aber wenig zuverlässig bzgl. Brandursache und Brandflächen sind.

Für die Beschreibung der Veränderungen der Waldbedeckung in Sibirien wurde von Soja *et al.* (2006) der Mittelwert der Feuerwiederkehr (*mean fire return interval*) verwandt. Basierend auf Fernerkundungsdaten wurden für den Zeitraum 1995 bis 2002 insgesamt 58 Ökosysteme in Sibirien untersucht. Die erwarteten kürzeren Feuerintervalle wurden allerdings nicht gemessen.

Mit MODIS steht der Forschung ein speziell entwickelter Sensor für die Identifizierung von Feuern zur Verfügung. Die mittlere Auflösung von 500 m x 500 m bzw. 1.000 m x 1.000 m ist relativ gering. Feuerereignisse (*hot spots*) können relativ zuverlässig identifiziert werden. Bekannt ist, dass stark reflektierende Oberflächen fälschlicherweise als Feuer bewertet werden. Stark variable Feuer mit unterschiedlichen Intensitäten (Hitzeauswirkung) und unterschiedlichen Auswirkungen auf das organische Material (*burn severity*) werden nicht differenziert, d.h. das gesamte Pixel wird als ein Feuerereignis bewertet.

Mit den steigenden Temperaturen und regional veränderten Niederschlagsregimen ist eine Zunahme der Feuerhäufigkeit zu erwarten. Wenn diese kombiniert mit einer unregelmäßigen Übernutzung (Kahlschlag, Abholzung in sensiblen Gebieten) auftritt, sind Walddegradierung

und irreversible Waldflächenverluste zu erwarten. Die Degradierung der Wälder bedeutet den Verlust wichtiger Ökosystemfunktionen.

Meteorologische Daten liefern schnelle und großflächige Informationen zur Abschätzung der Feuersituation. Insbesondere der polar umlaufende Satellit NOAA⁵⁰ mit dem *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) wird für die Untersuchung von klimatischen Änderungen und damit auch der Feuerhäufigkeit eingesetzt. Die aufgenommenen multispektralen Bilder eignen sich damit für die Klimaforschung.

Hudak (2004) unterstreicht die besondere Bedeutung von Landsat Fernerkundungsdaten für die Kartierung von Brandflächen (*burn area mapping*) und weist auf die wertvolle Ergänzung durch SPOT, ASTER und MODIS hin. Potapov *et al.* (2008) kombinierten MODIS und Landsat Aufnahmen, um die Verluste an borealer Waldfläche abzuschätzen. Für den Zeitraum 2000 bis 2005 wurde ein Verlust von 1,63 % berechnet. Die größten Verluste wurden in den Gebieten mit hohen Holzeinschlägen (südliches Ontario, Québec und Britisch Kolumbien) sowie mit Großwaldbränden (Nördliches Kanada, Alaska und östliches Sibirien) identifiziert. Insgesamt sind höhere Waldverluste in Nordamerika als in Eurasien mit Hilfe der Auswertung der Fernerkundungsdaten berechnet worden. Als Ursache wurden 58,9 % Waldbrände und für die restlichen 41,1 % andere Störungen wie Holzeinschlag, Windwurf, Schneeschäden und Insekten identifiziert (Potapov *et al.* 2008). Feuer spielt in Nordamerika und Eurasien die gleiche Rolle für den Waldverlust, aber proportional betrachtet ist der feuerbedingte Waldverlust in Russland höher als in Kanada.

Für die Mongolei kombinierten Faruk *et al.* (2009) meteorologische Erhebungen mit MODIS-Daten. Es werden die allgemeinen Kenngrößen des Feuerphänomens beschrieben: Häufigkeit von „Hot Spots“ und jahreszeitliche Verteilung, Anzahl der Feuergroßereignisse, Anteil der jeweils betroffenen Wald- und Steppenflächen, Stochastik mit meteorologischen und topographischen Daten (Temperatur, Niederschlagsmenge, Höhe).

Forkel *et al.* (2012) analysierten extreme Waldbrandereignisse in Lärchenwäldern auf Permafrostböden in der Baikalregion. Es wurden Satellitenbilddaten des Instituts für Weltraumforschung der Russischen Akademie der Wissenschaften (IKI) zwischen 2002 und 2009 ausgewertet. Hier handelte es sich um eine Kombination von SPOT und MODIS-Daten. Diese wurden mit Permafrostkarten und meteorologischen Oberflächenmessungen kombiniert. Als wichtiges Ergebnis unterstreicht die Studie, dass nicht meteorologische Anomalien ein guter Prädiktor für folgende Großbrände sind, sondern die Oberflächenfeuchtigkeit im vorangegangenen Jahr.

⁵⁰ *National Oceanic and Atmospheric Administration*

Pu *et al.* (2007) analysierten die räumliche und zeitliche Variation von Feuern in den borealen und gemäßigten Wäldern basierend auf NOAA/AVHRR Daten in Nordamerika und dem Einfluss von Ökozonen, topographischen Faktoren und Waldtypen.

3.2.2.2 Qualitative Erfassung der Feuer

Insbesondere die „*fire severity*“, d.h. die direkten Auswirkungen des Feuers auf die Pflanzengemeinschaft wird erfasst (Miller *et al.* 2009). Dies beinhaltet die praktische Erfahrung und physikalische Erklärbarkeit, dass eine größere Energiefreisetzung bei längeren Flammen eine größere verändernde Wirkung auf die Pflanzengemeinschaft hat. Das Konzept von *fire severity* und *burn severity* wurde bereits in Kap. 2.4.3 erläutert.

French *et al.* (2008) führten eine umfangreiche Literaturrecherche von wissenschaftlichen Veröffentlichungen durch, die Landsat-Bilder und *Burn Indices* mittels Vergleich der Flächen vor und nach den Feuerereignissen abgeleitet haben. Sie beschreiben in ihrer Veröffentlichung einige der wichtigsten Untersuchungen und ihre Ergebnisse bezüglich *fire severity* und *burn severity* in borealen Wäldern in Nordamerika. Die meisten Autoren verwendeten das *difference Normalized Burn Ratio* (dNBR) und den *composite burn index* (CBI). Das *Normalized Burn Ratio* (NBR) wird vorzugsweise in Nordamerika von Natur- und Landschaftspflegern eingesetzt und nach folgender Formel berechnet (Miller *et al.* 2009; Verbyla *et al.* 2008):

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})^{51}$$

Der NBR kann theoretisch einen Wert zwischen +1,0 und -1,0 annehmen. Dabei bedeuten die negativen Werte verbrannte Flächen. Ursprünglich wurde der NBR entwickelt, um verbrannte Flächen zu identifizieren. Zahlreiche Untersuchungen nutzen den NBR, um die *fire severity* zu bestimmen. Key & Benson (2006) zeigen, dass das SWIR nach Feuer ansteigt, während das NIR sinkt. Miller *et al.* (2009) weisen darauf hin, dass der NBR störanfällig gegenüber verändertem Chlorophyll und Wassergehalt im Boden und der Vegetation ist. Daher wird zur Verringerung der Varianz ergänzend ein normalisierter Index entwickelt und eingesetzt. Dieser wird aus der Information vor und nach dem Feuerereignis berechnet:

$$\text{dNBR} = \text{NBR pre-fire} - \text{NBR post-fire}$$

Der dNBR kann einen Wert zwischen +2,0 und -2,0 annehmen. Dabei werden mit den positiven Werten die verbrannten Flächen erfasst. Der dNBR wurde in zahlreichen Untersuchungen von borealen Wäldern eingesetzt. Allerdings weisen Verbyla *et al.* (2008) als erste auf die Schwierigkeiten hin, die sich aufgrund des sich stark verändernden Sonnenhöchststand in den nördlichen Breiten sowie durch die topographischen Effekte – am Beispiel von

⁵¹ Landsat 5 TM: $\text{NBR} = (\text{Kanal 4} - \text{Kanal 7}) / (\text{Kanal 4} + \text{Kanal 7})$

Untersuchungen in Alaska – ergeben. Die *fire severity* wird daher tendenziell für Wälder in Tälern und auf steilen Nordhängen aufgrund des starken Effekts der Beschattung systematisch unterschätzt. French *et al.* (2008) greifen dies in ihrer Untersuchung auf. Sie stellen ergänzend fest, dass weitere Schwierigkeiten für eine korrekte Interpretation bestehen, wie z.B. verursacht durch:

- (a) Die natürlichen saisonalen Schwankungen in der Pflanzenphänologie,
- (b) Die fehlende Verfügbarkeit von passenden Daten aufgrund häufig starker Wolkenbedeckung vor und nach einer durch Feuer oder Insektenbefall ausgelösten Störung, sowie
- (c) Den zu beobachtenden Überlagerungseffekt bei der Erfassung mehrerer Straten mit einer relativ geringen Auflösung von nur 30 m x 30 m.

Letzteres bedeutet, dass der Kronenraum die unteren Straten überlagert. Aus diesen Gründen ziehen French *et al.* (2008) die Schlussfolgerung, dass der CBI und dNBR nur sehr vorsichtig genutzt und interpretiert werden dürfen.

Die von Key & Benson (2006) entwickelte Methode des „*composite burn index*“ CBI zeigte in verschiedenen Untersuchungen eine Korrelation mit dem von Landsat aufgenommenen nahen Infrarot (NIR) und dem kurzwelligen Infrarot (SWIR) auf (Key & Benson 2006; Miller *et al.* 2009). Der CBI wird mit Hilfe von terrestrischer Datenerhebung in Stichprobenpunkten erfasst. Hierbei wird okular und zu einem gewissen Grad subjektiv der Zustand in fünf Straten (Boden, Strauchschicht <1 m; Strauchschicht >1 m; Sträucher und Bäume; zwischenständige Bäume und herrschende Bäume) in Stichprobenkreisen mit definiertem Radius erfasst. Hall *et al.* (2008) setzten den dNBR und CBI für die Kartographierung der *burn severity* und die ökologischen Auswirkungen nach dem Feuerereignis im westlichen, borealen Kanada ein.

3.3 Globales Monitoring

3.3.1 Feuerkartierung

Das NASA's *Earth Observing System Data and Information System* (EOSDIS)⁵² ermöglicht mit dem *Fire Information for Resource Management System* (FIRMS)⁵³ eine schnelle Visualisierung der globalen MODIS Hotspots. Nahezu in Echtzeit können die Feuerdaten des MODIS-Sensors als *shape*-Dateien heruntergeladen werden: Zeitformate sind 24 h, 48 h oder 7 Tage. Ältere Daten sind über ein Werkzeug aus der Archivdatenbank herunterladbar. Es stehen auch ein *Web Fire Mapper*⁵⁴ (s. Abb. 8) und verschiedene *Global Fire Maps* zur Verfügung.

⁵² URL: <https://earthdata.nasa.gov/data/near-real-time-data/firms> (online 02.02.2013)

⁵³ Entwickelt von der Universität von Maryland.

⁵⁴ URL: <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/firemap/> (online 02.02.2013)

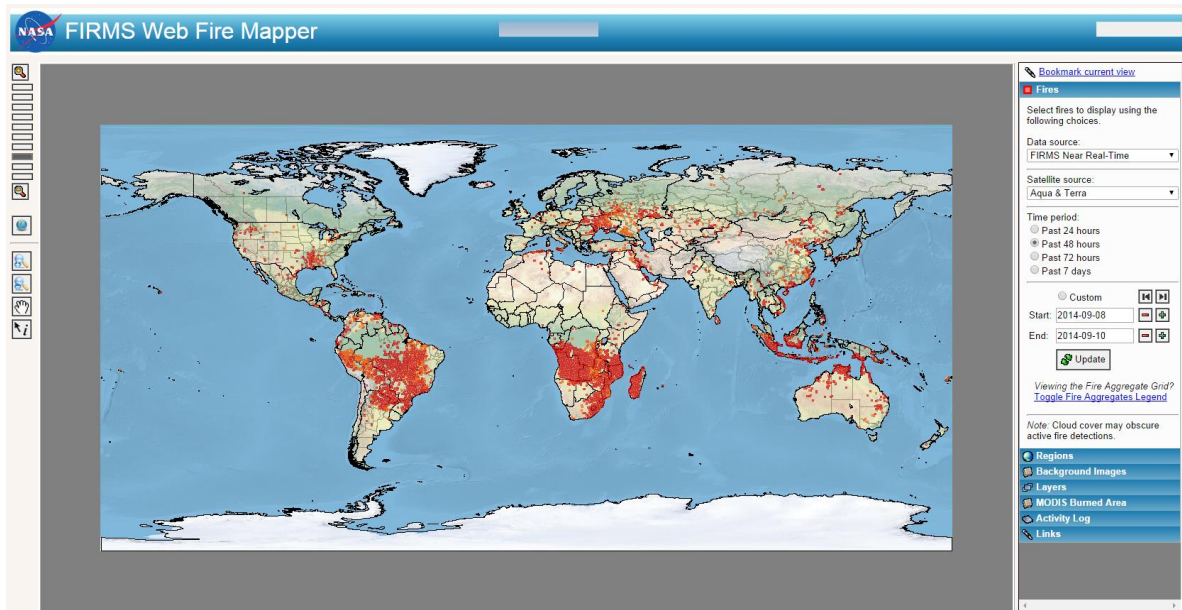


Abb. 8 FIRMS Web Fire Mapper

3.3.2 Waldveränderungskartierung

Die Untersuchungen von Veränderungen der Waldflächen erfolgen bisher generell regional oder lokal, weil die Datenmengen und Datenqualität eine große Herausforderung darstellen. Es ist generell eine Überprüfung der Interpretationsqualität durch terrestrische Erhebungen (*ground truthing*) erforderlich.

Hansen *et al.* (2013)⁵⁵ haben in ihrer Studie einen globalen Ansatz gewählt, um die Waldveränderungen weltweit zu dokumentieren. Insbesondere unterstreichen die Autoren, dass einheitliche Definitionen verwandt wurden. Als Waldverlust wurde ein Störungsereignis oder die komplette Entfernung des Kronendachs auf Pixelgröße einer Landsat-Satellitenbildszene definiert. Als Waldzuwachs wurde gegenteilig die Bildung eines Kronendachs auf einer vormals nicht bewaldeten Fläche eines kompletten Pixels definiert⁵⁶.

Mit Hilfe von zur Verfügung stehenden Landsat Thematic Mapper (TM) Daten wurde ein Waldverlust (2,3 Mio. km²) und -zuwachs (0,8 Mio. km²) für den untersuchten Zeitraum von 2000 und 2012 bei einer Auflösung von 30 m festgestellt. Neben der absoluten Flächenerfassung wurden ebenfalls Ursachen für den Waldflächenverlust bewertet.

⁵⁵ Daten unter URL: <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest> (online 02.02.2013)

⁵⁶ "Tree cover loss is defined as "stand replacement disturbance," or the complete removal of tree cover canopy at the Landsat pixel scale. Tree cover loss may indicate a number of potential activities, such as timber harvesting, fires or disease, the conversion of natural forest to other land uses, or the crop rotations cycle of tree plantations. Tree cover gain was defined as the inverse of loss, or the establishment of tree canopy in an area that previously had no tree cover."

Der boreale Waldverlust wird hauptsächlich durch Feuer und die Forstwirtschaft verursacht. Bei der Einteilung in tropische, subtropische, gemäßigte und boreale Wälder wurde festgestellt, dass das Ausmaß des borealen Waldverlustes direkt dem des tropischen Waldverlustes folgt. Angesichts des langsamen borealen Waldwachstums ist ein Quotient von 2.1 aus Waldverlust und -zuwachs für eine Baumbestockung von mehr als 50 % sehr hoch. Die Mongolei, Paraguay und Sambia wurden als Länder identifiziert, in denen absolut kein Waldzuwachs identifiziert wurde. Für die Mongolei ist dieses Ergebnis allerdings erstaunlich, da sich dies nicht mit Beobachtungen im Gelände deckt.

Die Ergebnisse sind öffentlich abrufbar und Hansen *et al.* (2013:853) unterstreichen, dass durch die Datentransparenz folgende kritische Umweltaspekte quantifiziert werden können:

- Ursachen für die erfassten Waldzerstörungen,
- CO₂-Freisetzung und Zusammenhang mit Störungen,
- CO₂-Bindung durch bewirtschaftete und unbewirtschaftete Wälder,
- Status von intakten natürlichen Wäldern,
- Messung der Effektivität der bisherigen Schutzmassnahmen,
- Ökonomische Kräfte für Waldumwandlung in Intensivnutzflächen,
- Beziehung zwischen Walddynamik, Sozialwesen und Volksgesundheit und
- Walddynamik und Rechtsdurchsetzung/Politikentwicklung.

3.3.3 Webportale

Ohne an dieser Stelle einerseits auf die systemimmanente Problematik des Internets bzgl. Datenschutz, „Totalüberwachung“ und Manipulationsgefahren eingehen zu können, bieten Webportale und frei zugängliche Datenbanken andererseits die Möglichkeit der digitalen Selbstermächtigung des einzelnen Nutzers oder von Interessensgruppen durch den Zugriff auf Originaldaten, auf Bewertungen von Nichtregierungsorganisationen oder durch den Abruf von Informationen in Echtzeit. Zunehmend werden im Rahmen der gesellschaftlich voranschreitenden Digitalisierung von historischen Daten nach Ablauf der Nutzerrechte, die Daten von Dienstleistern in öffentlicher Hand (z.B. NASA, US Forest Service), die erstellten Daten(banken) von Nichtregierungsorganisationen (z.B. FSC⁵⁷) dem interessierten Nutzer unentgeltlich zur Verfügung gestellt. Die *Environmental Investigation Agency* (EIA) versucht, das Konzept des *Whistleblowers* mit ihrer Plattform WildLeaks⁵⁸ auf Straftaten an Wildtieren und gegen Wald zu erweitern (seit Herbst 2014). Allerdings werden hier aus Gründen des Informantenschutzes die Daten nicht öffentlich eingestellt.

⁵⁷ URL: <http://www.globalforestregistry.org/> (online 21.08.2014)

⁵⁸ URL: <https://wildleaks.org/> (online 05.12.2014)

Die Verfügbarkeit globaler Daten über den Zustand der Wälder weltweit wird ebenfalls vom *World Resource Institute*⁵⁹ seit 1997 mit seinem *Global Forest Watch* (GFW)⁶⁰ Projekt verfolgt. In Zusammenarbeit mit *Google Earth Engine* kann seit Frühjahr 2014 der „University of Maryland/Google tree cover loss & gain“ (Hansen *et al.* 2013) jährlich oder insgesamt für 12 Jahre abgerufen werden. GFW ergänzt diese Information mit weiteren Daten, die Nutzer einsenden können (vgl. Anh. 5).

Das *Global Fire Monitoring Center* (GFMC)⁶¹ in Freiburg/Brsg. hat sich die Aufbereitung und Bereitstellung von weltweit verfügbaren Feuerdaten und Expertenwissen zur Aufgabe gestellt. Durch die Kooperation mit anderen Instituten und Forschern verfügt das GFMC über ein weltweites Netzwerk. Durch die Zusammenarbeit von Feuerökologen mit Waldbrandspezialisten der Feuerwehren bewirkt das GFMC weltweite Synergieeffekte. Neben der Unterstützung und Durchführung von Forschungsprojekten koordiniert die Einrichtung regionale und lokale Entscheidungsträger im Rahmen der Katastrophenbekämpfung.

3.3.4 Modifikation globaler Monitoring Daten für regionale Anwendung

Die globale Erhebung und Auswertung verfügbarer Daten stellen immer eine Herausforderung aufgrund der Komplexität und der unterschiedlichen Maßstäbe dar. Daher stößt eine objektbasierte Klassifikation anhand von Satellitenbilddaten für eine globale Auswertung auf Grenzen der Durchführbarkeit. Die unterschiedliche Topographie, der Sonnenstand und die Wolkenbedeckung variieren regional sehr stark. Die Auswahl repräsentativer Trainingsgebiete ist auf globaler Ebene entscheidend für die Entwicklung der richtigen Algorithmen. Die Grenz- und Übergangszonen verursachen Ungenauigkeiten bei der korrekten Identifizierung von Störfaktoren. Dies trifft insbesondere auch für die Schatten in steilem Gelände mit großen Höhenunterschieden zu. Daher ist trotz erster großer Erfolge im Bereich globales Monitoring eine regional angepasste Auswertung der erhobenen Geodaten erforderlich.

3.4 Einordnung der Untersuchung

Die Auswertung von Satellitenbildszenen des Landsat-Programms hat seit der freien Verfügbarkeit im Jahre 2008 stark zugenommen. Die regionale und globale Anwendung von Landsat-Zeitreihen ist ein probates Mittel, um Entwicklungen aufzuzeigen. Mit der Fortsetzung des Landsat-Programms durch Landsat 8 *Operational Land Imager* (OLI) und *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) im Jahre 2013 ist gesichert, dass die Landsat-Zeitreihe mit besserer Qualität fortgesetzt wird. Zusätzlich stehen weitere Sensoren zur Verfügung, die Informationen über

⁵⁹ URL: <http://www.wri.org/our-work/project/global-forest-watch/> (online 02.11.2014)

⁶⁰ URL: <http://www.globalforestwatch.org/> (online 02.11.2014)

⁶¹ URL: <http://www.fire.uni-freiburg.de/> (online 11.01.2014); „*The GFMC provides a global portal for wildland fire documentation, information and monitoring and is publicly accessible through the Internet. The regularly updated national to global wildland fire products of the GFMC are generated by a world-wide network of cooperating institutions.*“

Erdtemperatur und Feuer liefern. Das Hauptziel dieser Arbeit ist es, einen Beitrag zur Aufdeckung der Waldflächenveränderung in der Mongolei in den letzten 25 Jahren durch die Klassifizierung von Landsat-Serien zu leisten und eine Bewertung über den Einfluss des Feuers auf die Waldflächenveränderungen durch die Auswertung von MODIS-Daten abzugeben. Bisher liegt dies für die Selenge Provinz nicht vor. Außerdem soll ein Vorschlag unterbreitet werden, wie Datenerhebungen über den illegalen Holzeinschlag mit Hilfe der lokalen Bevölkerung in das Monitoring der Waldflächenveränderungen einfließen können.

4. Material und Methodik

Dieses Kapitel beginnt mit der Auflistung der formulierten Arbeitshypothesen und der Zielsetzung. Danach wird die Auswahl des Untersuchungsgebiets begründet, um folgend die ausgewählte Methodik der überwachten und unüberwachten Klassifizierung von Landsat-Satellitenbildszenen – einschließlich der durchgeführten Genauigkeitsbewertung – zu beschreiben. Die weiteren Unterabschnitte erläutern die eingesetzten MODIS- und ASTER-Daten, die Berechnung von Indices, die durchgeführte Eigenbefliegung, die verwendete hochauflösende Satellitenbildszene (GeoEye-1), die erhobenen terrestrischen Stichprobenpunkte und weitere verwendete klimatische Daten. Das Kapitel schliesst mit der Vorstellung der Methodik zur Erfassung von illegalem Holzeinschlag für eines der Untersuchungsgebiete.

4.1 Arbeitshypothesen und Zielsetzung

Nach Analyse der bisherigen wissenschaftlichen Veröffentlichungen, Diskussionen mit anderen Wissenschaftlern sowie eigenen Beobachtungen im Gelände in den Jahren 2000 bis 2009 wurden folgende Arbeitshypothesen für die Untersuchung aufgestellt:

Hypothese 1: Die Waldflächen im Untersuchungsgebiet nehmen signifikant ab. Damit einhergehend ist eine Degradation der Wälder eindeutig identifizierbar.

Hypothese 2: Die aktuellen Waldflächen werden weiter abnehmen, da eine Reduzierung der Waldfläche unter dem derzeitigen Klima und dem prognostizierten Klimawandel zu erwarten ist.

Hypothese 3: Eine Zunahme der Häufigkeit und Ausbreitung von Vegetationsbränden ist in der Mongolei zu beobachten.

Hypothese 4: Die Überwachung der illegalen Einschlagsaktivitäten durch Einbindung lokaler Beobachter ermöglicht die Auswertung von echtzeitnahen Informationen bei Verstößen gegen aktuelle Vorschriften des Waldgesetzes.

Das Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, die augenscheinlich im Gelände subjektiv beobachtete Tendenz der Waldabnahme objektiv zu verifizieren. Hierfür sollten insbesondere die Faktoren ‚Feuerereignis‘ und ‚Relief‘ ausgewertet werden, um eine Prognose für die weitere Entwicklung zu ermöglichen. Das Problem des illegalen Holzeinschlags sollte exemplarisch im Gebiet Tunkhel untersucht und dargestellt werden.

Für die Untersuchung wurden vor allem öffentlich frei verfügbare Satellitenbildszenen ausgewertet. Es wurden geeignete Satellitenbildszenen, bereitgestellt durch das Landsat-Programm, für zwei ausgewählte Untersuchungsgebiete (Bugant und Tunkhel) bi- oder multi-temporal verglichen (Zeitreihe). Die Auswertung der Landsat-Satellitenbildszenen wurde mittels überwach-

te und unüberwachten Klassifizierung durchgeführt. Parallel wurde eine monatliche Auswertung der durch MODIS detektierten Feuerereignisse durchgeführt. Die ASTER-Daten dienen zur Erstellung eines Höhenmodells.

Die Überprüfung der Genauigkeit der Auswertung erfolgte durch vor Ort erhobene Geländeinformationen (terrestrischen Stichprobenpunkte), zufällig erhobene Stichproben in einer hochauflösenden Satellitenbildszene (GeoEye-1) sowie in den ausgewählten Landsat-Satellitenbildszenen. Die Arbeitsschritte für die bi- und multi-temporale Analyse werden in der folgenden Abb. 9 schematisch dargestellt.

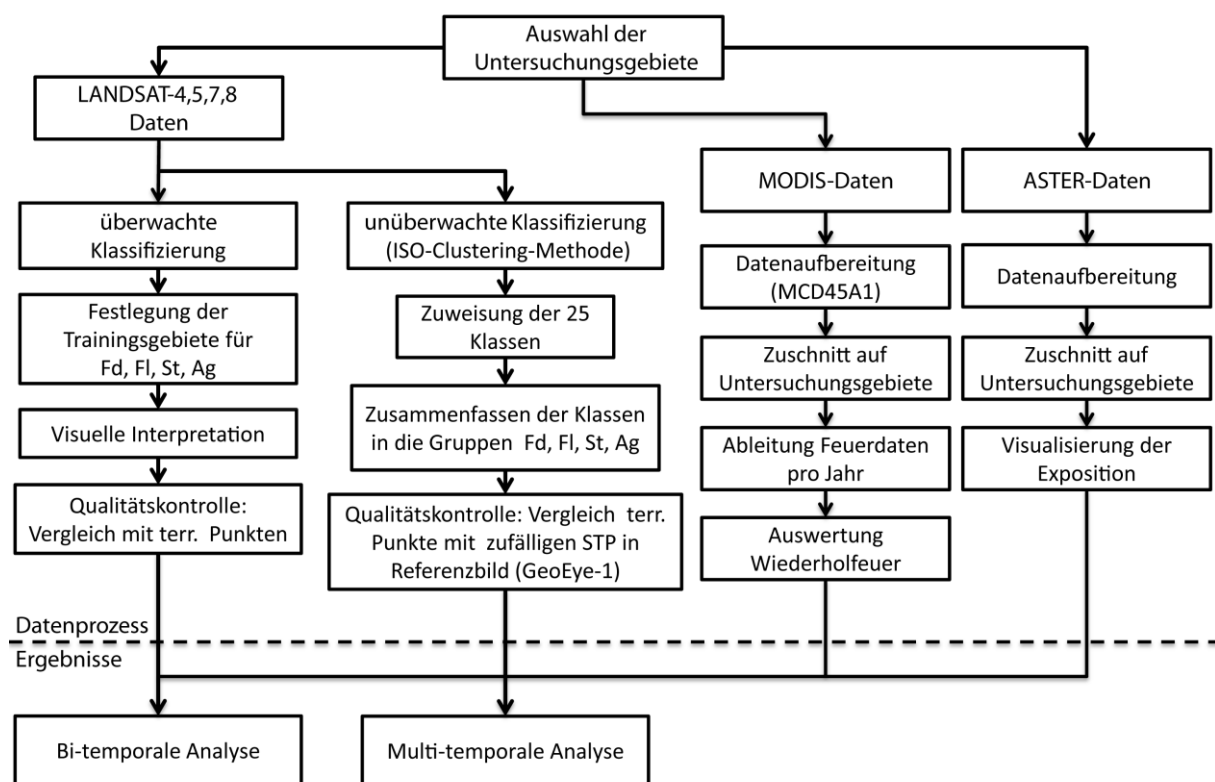


Abb. 9 Für die bi- und multi-temporale Analyse durchgeführte Arbeitsschritte

4.2 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Für die Datenerhebung wurde die Selenge *Aimag* (Provinz) und die von ihr eingeschlossene Stadtprovinz Darhan-Uul im Norden der Mongolei ausgewählt. Innerhalb dieses Gebiets wurde die Untersuchung wiederum auf zwei kleinere Hauptuntersuchungsgebiete (35 km x 35 km) in der Nähe der Ortschaften Bugant und Tunkhel eingegrenzt. Hierfür gab es mehrere Gründe: Erstens werden hier zahlreiche Sägewerke betrieben. Damit sind diese zwei Gebiete typische Schwerpunkte der mongolischen Holzindustrie. Zweitens sind beide Gebiete relativ gut erschlossen. Der schlechte Zustand der Straßen – insbesondere der Waldwege – schränkt das

Vordringen in die Wälder generell stark ein. Drittens waren für das Gebiet der Selenge Provinz nicht ausreichend wolkenfreie Satellitenbildszenen in den zwei anvisierten Zeitfenstern ‚Spätsommer‘ und ‚Winter‘ verfügbar, um die multi-temporale Zeitreihen mit dem angestrebten Zeitintervall von fünf Jahren aufzustellen. Die Eingrenzung auf die zwei kleineren Gebiete konnte das Problem weitgehend vermeiden. Viertens befindet sich das Gebiet Tunkhel in der Nähe des Flugplatzes Ulaanbaatar, was für die geplante Eigenbefliegung aufgrund der Reichweite des eingesetzten Flugzeuges unerlässlich war.

4.2.1 Selenge Aimag

Das Selenge-Gebiet wurde für die Untersuchungen ausgewählt, weil dieser *Aimag* eine der wichtigsten Wirtschaftsregionen der Mongolei ist. Gründe hierfür sind die angesiedelte Industrie, die betriebene Landwirtschaft und die relativ gute Infrastruktur. Der logistische Anschluss südlich an die Hauptstadt Ulaanbataar sowie nördlich ans russische Irkutsk erfolgt durch die vorhandene Eisenbahnverbindung und eine geteerte Fernstraße. Gleichzeitig bewirkt dies einen großen Nutzungsdruck auf die vorhandenen natürlichen Ressourcen, einschließlich der Wälder. Zum Beispiel spielt der Goldbergbau eine bedeutende Rolle. Das oberflächennahe Gold wird im Tagebau in den Tälern entlang der Flussläufe abgebaut. Die offiziell vorgeschriebenen Rekultivierungen der Abbauflächen werden nur selten durchgeführt. Die Abraumhalden werden der natürlichen Pflanzensukzession, insbesondere Birken und Kiefern, überlassen. Neben den lizenzierten Goldminen ist häufig illegaler Goldabbau in der Region anzutreffen. Auf den Abraumhalden ehemaliger Bergwerke graben einkommensschwache Bevölkerungsgruppen nach Gold. Dies geschieht oft unter lebensgefährlichen Bedingungen.

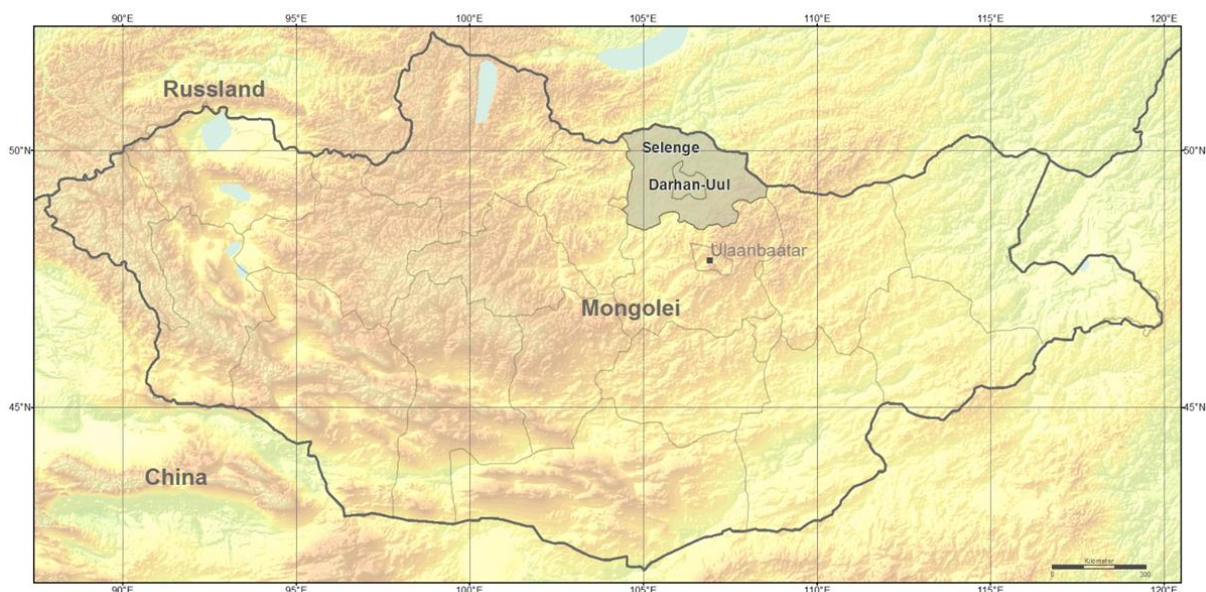


Abb. 10 Die zwei Aimags (Provinzen) Selenge und Darhan-Uul in der nördlichen Mongolei

Der Selenge *Aimag* (s. Abb. 10) umfasst eine aus Richtung Ulaanbaatar nach Norden abfallende Senke, die von zwei wichtigen Flüssen, dem Selenge und dem Orchon, durchzogen wird. Im Norden grenzt der *Aimag* an das benachbarte Russland. Hier liegt die *Aimag*-Hauptstadt Suchbaatar (10.000 Einwohner), die zugleich Grenzstadt und wichtiger Verkehrsknotenpunkt ist. Weitere angrenzende *Aimags* sind im Uhrzeigersinn betrachtet – von Osten beginnend – Chentii, Töv, Bulgan und Orchon. Der Darhan-Uul *Aimag* wird vom Selenge *Aimag* ganz eingeschlossen⁶². Hier befindet sich die drittgrößte Stadt der Mongolei Darchan (655 m) mit ca. 75.000 Einwohnern. Aus pragmatischen Gründen wurde dieses Gebiet für die Berechnung von Gesamtflächen mit aufgenommen. Die Vegetationszonen im Untersuchungsgebiet sind Steppe, Waldsteppe und Gebirgstaiga (Klimek 1984). Typisch für die Waldsteppe ist, dass im bergigen Gebiet die Nordseite bewaldet und die Südseite von Steppengras bedeckt ist. Auf der Kammlinie befindet sich die klare Trennlinie zwischen Wald und Steppe. In den unteren Höhenlagen ab 700 m wachsen hauptsächlich die Waldkiefernwälder (*Pinus sylvestris*). Hier sind die kargen sandigen Böden ideal für diese Pionierbaumart. Auf vereinzelt größeren Sanddünen südlich der Stadt Suchbaatar sind Waldkiefernwälder (*Pinus sylvestris*) anzutreffen. Mit zunehmender Höhe bis ca. 1.200 m ist die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) auch auf den südexponierten Hängen zu beobachten. Auf den Nordhängen stockt vor allem sibirische Lärche (*Larix sibirica*). Über 1.200 m befindet sich die sibirische Kiefer (*Pinus sibirica*) durch ihre Toleranz gegenüber tiefen Temperaturen und Trockenheit im Wettbewerbsvorteil. Die sibirische Kiefer ist häufig auf den Bergkuppen bestandsbildend. In den Hochlagen, auf besser wasserversorgten Hängen, ist subalpine Vegetation mit sibirischer Tanne (*Abies sibirica*) und sibirischer Fichte (*Picea sibirica*) vertreten. Entlang der Flüsse wächst häufig eine Auenvvegetation aus Weiden (*Salix* spp.), Pappeln (*Populus* spp.), Birken (*Betula* spp.) und Ulmen (*Ulmus* spp.).

Südöstlich Suchbaatar liegt der sog. „Heilige Kiefernwald“⁶³. Dieser ist besonders symbolträchtig für die seit 1991 zu beobachtende Waldzerstörung in der Mongolei. Der knapp 10.000 ha große Kiefernwald (*Pinus sylvestris*), der auf relativ ebenem Gelände leicht zugänglich ist, wurde nach der politischen Wende in großem Umfang illegal abgeholzt. Der Schutz dieses Gebiets wurde zum Politikum in der Mongolei. Große Aufforstungskampagnen wurden gestartet, um den Wald zu rehabilitieren. Vereinzelt sind die Aufforstungen unter den schwierigen klimatischen Bedingungen erfolgreich. Drößler & Mühlenberg (2005) attestieren in ihrer Untersuchung, dass unter günstigen Bedingungen ein mittelfristiger Pflanzenerfolg von bis zu 38 % möglich ist. Allerdings ist nach durchgeführten Kahlschlägen eine Rehabilitation auf den ausgeräumten Flächen selten erfolgreich. Hierfür sind vor allem zwei Gründe anzuführen: Erstens werden die jungen Bäume durch Steppenbrände, die häufig in die Pflanz- und Verjüngungs-

⁶² Gunin *et al.* (1999:18) zählen das Gebiet zur Transbaikalregion.

⁶³ Mongolisch „Tujii Nars“

flächen „hineinbrennen“, geschädigt oder abgetötet. Zweitens erschwert die schnelle Vergrasung der ehemaligen Waldflächen den Anwuchserfolg für die Pionierbaumart Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), deren natürliche Ansamung⁶⁴ auf einem freien Mineralboden am größten ist. Um Suchbaatar bleibt der illegale Holzeinschlag weiterhin ein Problem, wenn auch von nachlassender Intensität. Dies könnte daran liegen, dass die leicht zugänglichen Gebiete bereits ausgeplündert worden sind und die längeren und sich im schlechten Zustand befindlichen Anfahrtswege die Rentabilität stark reduzieren.

4.2.2 Tunkhel

Das erste Hauptuntersuchungsgebiet Tunkhel (750 m) liegt in 100 km Luftlinie nördlich der Hauptstadt Ulaanbaatar (1.350 m). Das *Bag*-Zentrum Tunkhel ist eine größere Siedlung im Mandal *Sum*. Thunkel wurde 1962 als ein staatliches Holzkombinat gegründet. Vormalig befand sich hier ein buddhistisches Kloster, das in den von der kommunistischen Regierung durchgeführten „Säuberungsaktionen“ um 1936 zerstört wurde. Das *Bag* Tunkhel besitzt eine Fläche von 107.600 ha (van Odijk 2005:41). Es liegt an den südwestlichen Ausläufern des Chentii-Gebirges (1.300 m - 1.700 m). Die Vegetation wird von der Waldsteppe dominiert und unterscheidet sich expositionsbedingt deutlich voneinander. Die nördlich ausgerichteten Hänge werden von Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und Birken (*Betula platyphylla*) bedeckt. Die südlich ausgerichteten Hänge werden von Grassteppe und reicher Hochstaudenflora dominiert. Die durchschnittliche Temperatur liegt im Januar bei -23°C und im Juli bei +21°C. Der durchschnittliche jährliche Niederschlag beträgt 250 mm (van Odijk 2005:40).

Eine wichtige Holzbrücke führt über den Haraa *Go*⁶⁵, der die Ortschaft westlich begrenzt (s. Abb. 11). In Tunkhel befindet sich ein Bahnhof der Trans-Mongolischen Eisenbahn. Die nächste größere Ortschaft ist die Stadt Zuunkharaa, die 35 km nordöstlich liegt. Im Süden grenzt der *Bag* Batsumber an. Dies ist zugleich die Außengrenze der Provinz Selenge.

Die Sägewerksindustrie war während der sozialistischen Zeit der Hauptarbeitgeber. Allerdings bedeutete die „Schocktransformation“ für den Ort, dass das staatliche Holzkombinat schlagartig aufgelöst und die Arbeitsplätze abgebaut wurden. Erst mit dem einsetzenden Bauboom in der Hauptstadt Ulaanbaatar Anfang 2000 entstand wieder ein Absatzmarkt für Schnitt- und Bauholz. Mehrere riesige, auch frische Sägemehlhügel dominieren heute das Bild des Ortes. Dies verdeutlicht, dass die Rundholzverarbeitung weiterhin ein wichtiger ökonomischer Faktor ist. Die wenigen legalen Sägewerke verfügen über Konzessionen zum Holzeinschlag. Allerdings sind die offiziell zugeteilten Quoten sehr niedrig. Da der Holzbedarf deutlich höher ist und Kontrollen nur sporadisch durchgeführt werden, wird das Holz zum größten Teil illegal eingeschlagen. Die meisten Sägewerke verfügen über keine Konzession und werden illegal

⁶⁴ Verjüngung durch Samen aus den Kiefernzapfen

⁶⁵ *Go* = Fluss

betrieben. Bei durchgeführten Razzien durch die staatlichen Inspektoren wurden bis zu 50 illegale Sägewerksbetriebe gezählt und die Betreiber sanktioniert. Allerdings sind dies sporadische Maßnahmen und angesichts mangelnder Alternativen für die lokale Bevölkerung politisch schwierig durchzuhalten. Mittlerweile verfügt der Ort administrativ als sog. „Walddorf“ über einen Sonderstatus, um spezielle direkte Förderprogramme zu ermöglichen.



Abb. 11 Blick auf Tunkhel mit seinen typischen Sägespänehaufen (Foto: Teusan 2007)

Die Folgen des unkontrollierten Holzeinschlags sind in den Waldgebieten um die Ortschaft deutlich sichtbar. Die ökonomisch interessante Kiefer mit einem BHD⁶⁶ von 25 cm bis 35 cm ist kaum mehr anzutreffen. Forstlich betrachtet, sind die Wälder um das Gebiet in den befahrbaren Gebieten ausgeplündert. Damit vergrößert sich der Radius für die Anfuhr von benötigtem Holz. Einhergehend wird aufgrund der größeren Transportkosten der Sägewerksbetrieb zunehmend unwirtschaftlicher.

Daher war die Auswahl von Tunkhel als ein Hauptuntersuchungsgebiet unter dem Aspekt des besonderen sozioökonomischen Brennpunkts interessant. Außerdem befindet sich die Ort-

⁶⁶ Brusthöhendurchmesser ist der Stammdurchmesser in 1,3 m Höhe über dem Boden.

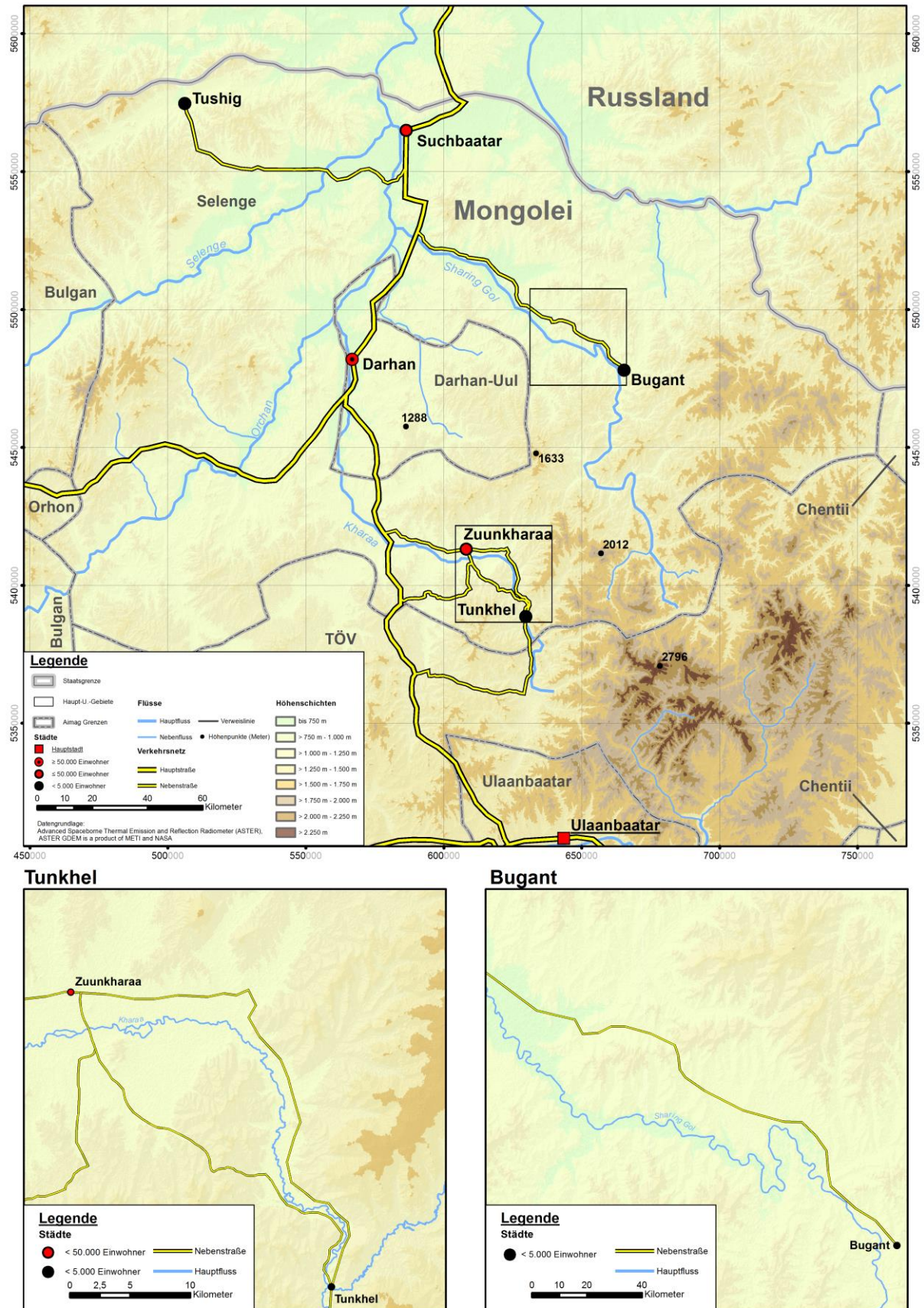


Abb. 12 Topographische Karte der Selenge und Darhan-Uul Aimags

schaft ca. 30 Flugminuten von der Hauptstadt Ulaanbaatar entfernt (s. Abb. 12). Es wurde eine Befliegung des Gebiets mit einem Kleinflugzeug eingeplant. Dies waren wichtige zusätzliche Auswahlkriterien für Tunkhel als eines der zwei Hauptuntersuchungsgebiete.

4.2.3 Bugant

Das zweite Hauptuntersuchungsgebiet waren die Waldgebiete in der Nähe der Ortschaft Bugant (950 m). Das Gebiet befindet sich ca. 230 km Luftlinie nördlich der Hauptstadt Ulaanbaatar. Es liegt an den westlichen Ausläufern des Chentii-Gebirges (1.300 m - 1.700 m) und liegt ökologisch betrachtet zwischen Waldsteppe und Gebirgstaiga. Westlich von Bugant nimmt die durchschnittliche Geländehöhe zunehmend ab. Hier dominieren die Waldsteppe mit Kiefern-/Birkenwäldern auf den Nordhängen und von Steppengras bewachsenen Südhängen. Östlich von Bugant nimmt die Geländehöhe durchschnittlich zu und die südlichen Hänge sind zunehmend durch die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) bewaldet. Dagegen setzt sich auf den nördlichen Hängen die sibirische Lärche (*Larix sibirica*) durch. In den Hochlagen sind vereinzelt Zirbelkiefernbestände (*Pinus sibirica*) anzutreffen. Während der sozialistischen Zeit waren die Wälder mit einem Waldwegenetz entlang der wichtigsten Täler erschlossen. Seit Auflösung der staatlichen Betriebe im Jahre 1991 werden die vorhandenen Waldwege nicht mehr unterhalten. Die privaten Waldkonzessionen reparieren vereinzelt Waldwege, soweit diese für den eigenen Holzabtransport genutzt werden. Ebenfalls werden sporadisch Wege und Brücken durch die Goldminenkonzessionen repariert oder erbaut, um die An- und Abfuhr von Material und Gerät für das eigene Bergbauunternehmen zu ermöglichen.

Die Ortschaft Bugant wurde als Bergbau- und Holzkombinat gegründet. Das Gebiet ist sehr gold- und walddreich. Es entstanden viele neue Arbeitsplätze. Benötigte Arbeitskräfte wurden aus anderen Regionen der Mongolei angesiedelt. Heute bestimmen die zerfallenen Gebäudekomplexe dieser ehemaligen Mine das Ortschaftsbild. Die Siedlung ist an das staatliche Stromnetz angeschlossen und besitzt ein Telefonamt, ein Krankenhaus, eine Schule sowie eine eigene Polizeistation. Während der sozialistischen Zeit wurde eine kohlebefeuerte Hochdruckdampfturbine für die Wärmeversorgung von mehreren fünfgeschossigen Plattenbauten, die Goldminengebäude und die öffentlichen Verwaltungsgebäude betrieben. Dieses Kraftwerk ist mittlerweile außer Betrieb. Ein neues Gebäude für einen kohlebefeierten Wasserheizkessel wurde errichtet. Aus dem Wasserkessel wird Warmwasser in das noch existierende Heizwasserleitungssystem geleitet. Allerdings reicht der Wasserdruck kaum aus. Daher sind die Lebensbedingungen in den Wohnbauten insbesondere während der Wintermonate schlecht.

Das ehemalige Waldkombinat wurde im Rahmen der „Schocktherapie“ zerschlagen und durch Versteigerung privatisiert. Vier Forstunternehmer verfügen über Konzessionen mit jährlichen Holzeinschlaglizenzen. Die durch die staatlichen Behörden zugeteilten Holzeinschlagsmengen fallen in der Regel sehr niedrig aus. Hier werden vorrangig als Grund der Naturschutz und

der bereits ausgeplünderte Zustand der Wälder angegeben. Der Binnenmarkt fordert aber viel größere Mengen, als offiziell genehmigt werden. Daher kann angenommen werden, dass die benötigte Differenz als illegaler Einschlag erfolgt. Angesichts des schlechten Zustands der Waldwege, ist der Einschlag nur mit geländefähigen Fahrzeugen möglich. Ein einfaches Heranfahen an Waldbestände zur schnellen illegalen Holzernte ist, anders als in Tunkhel, in Bugant nicht flächendeckend durchführbar.

Generell bedeutet die steigende Nachfrage nach Holz aus Ulaanbaatar für die Forstkonzessionäre die Erschließung neuer Absatzmärkte. Neue Arbeitsplätze wurden geschaffen. Trotzdem blieben hohe Arbeitslosigkeit und verbreiteter Alkoholismus ein besonderes Problem für den Ort. Wie die Ortschaft Tunkhel, besitzt Bugant ebenfalls einen Sonderstatus als „Wald-dorf“, um damit direkte finanzielle Hilfen durch Sonderprogramme zu erhalten (Hans Hoffmann, mdl. Mitt. 2004).

4.3 Klassifizierung einer Landsat-Satellitenbildserie

Das Landsat-Programm sammelt seit über 40 Jahren ununterbrochen Fernerkundungsdaten. Es verfügt damit über die älteste und längste Zeitreihe von Erdbeobachtungsdaten. Für das ausgewählte Untersuchungsgebiet wurden die öffentlich verfügbaren Aufnahmen des Landsat-Programms⁶⁷ heruntergeladen. Dies erfolgte über das Webportal *Earth Explorer* der *U.S. Geological Survey (USGS)*⁶⁸. Bei der Abfrage des Archivs war das Kriterium ein Bewölkungsgrad (*cloud cover*) von weniger als 30 %. Die Suche berücksichtigte für den Zeitraum 1990 bis 2015 alle verfügbaren Landsat-Sensoren⁶⁹. MSS Satellitenbilddaten von Landsat 3 oder älter wurden nicht eingesetzt.

Als Zeitabstand zwischen den Satellitenbildszenen wurde ein Intervall von fünf Jahren gewählt. Für die Hauptuntersuchungsgebiete Bugant und Tunkhel ergaben sich für den Untersuchungszeitraum von 25 Jahren folglich sechs Satellitenbildszenen. Gewünschter Aufnahmezeitpunkte waren jeweils am Ende der Vegetationszeit im Spätsommer (Anfang bis Mitte September) und während der Vegetationsruhezeit, d.h. mit Schneedecke (Dezember - März). Allerdings stellte sich heraus, dass nur wenige Satellitenbildszenen der gewünschten Datenqualität entsprachen. Daher konnten die angestrebten Fünf-Jahresintervalle nicht exakt eingehalten werden. Für das gesamte Untersuchungsgebiet Selenge Provinz wurden deshalb für den Monat September nur zwei Zeitpunkte mittels einer überwachten Klassifizierung ausgewertet: 1990 und 2011 (s. Abb. 21).

⁶⁷ URL: <http://landsat.gsfc.nasa.gov/> (online 03.03.2014)

⁶⁸ URL: <http://earthexplorer.usgs.gov/> (online 15.02.2012)

⁶⁹ Landsat 4-5 TM, Landsat 7 ETM+ (1999-2003), Landsat 8 OLI/TIRS (ab 11.02.2013)

Entsprechend der ersten aufgestellten Arbeitshypothese war es mit Hilfe von Landsat-Zeitserien (*Landsat Time Series*, LTS) beabsichtigt, die möglichen Veränderungen der Bodenbedeckung (*land cover change*) im Beobachtungszeitraum zu analysieren. Die ersten zwei Aufnahmezeitpunkte (16.09.1990 und 17.09.1990) der Satellitenbilddaufnahmen fallen kurz vor den einschneidenden politischen Zusammenbruch in der Mongolei im Verlauf des Jahres 1991, d.h. den Übergang von einem sozialistischen zu einem marktwirtschaftlichen Wirtschaftssystem. Dies ist somit eine wichtige *Baseline* für die durchgeführten Untersuchungen. Das autoritäre sozialistische Regime hatte die Bewegungsfreiheit der Bevölkerung streng kontrolliert und illegale Aktivitäten, wie sie nach dem politischen Umbruch zu beobachten sind, nicht zugelassen. Eine Liste der verwendeten Satellitenbildszenen befindet sich in Anh. 20.

Für die Analyse der Waldentwicklung wurden die Methoden der überwachten und unüberwachten Klassifizierung eingesetzt, die im Folgenden genauer erklärt wird.

4.3.1 Überwachte Klassifizierung

Die multispektrale Klassifizierung basiert auf der Zuordnung von ähnlichen Reflexionseigenschaften von Objekten in definierten Objektklassen. Die Reflexionsgrade unterscheiden sich aufgrund der jeweils oberflächentypischen Wellenlängenabhängigkeit des jeweiligen Objektes. Daher haben Objektklassen wie Boden, Vegetation und Wasser generell sehr unterschiedliche Reflexionseigenschaften (Albertz 2007:155). Für jedes aufgenommene Pixel weisen die Messdaten in den Spektralbereichen λ_1 , λ_2 und λ_3 einen bestimmten Wert auf. Diese Messwerte können einem Bereich im dreidimensionalen Merkmalsraum zugeordnet werden. In der Praxis überlappen sich allerdings die Merkmalsräume. Diese Überlappungen werden außerdem durch auftretende Störungen verstärkt, wie z.B. Schattenhänge im Gelände mit hohem Relief sowie strukturelle Unterschiede innerhalb einer Objektklasse, die eine thematische Kartierung in ihrer Genauigkeit nachteilig beeinflussen. Die Trennschärfe zwischen den Objektklassen nimmt ab. Fehlinterpretationen sind die mögliche Folge.

Für die Klassifizierung werden entwickelte Algorithmen eingesetzt. Die häufigsten zwei sind (Albertz 2007:159):

- *Maximum-Likelihood-Classification* (Verfahren der größten Wahrscheinlichkeit)
- *Minimum-Distance-Classification* (Verfahren zur nächsten Nachbarschaft)

Die *Maximum-Likelihood-Classification* nimmt an, dass die Messwerte im mehrdimensionalen Raum um jede Klassenmitte normalverteilt sind. Mittels einer Wahrscheinlichkeitsfunktion werden die Werte aus den vorher angelegten Trainingsgebieten abgeleitet. Das Ergebnis ist eine überwachte Klassifizierung. Da das Verfahren generell gute Ergebnisse liefert, wurde das entsprechende Werkzeug im *Spatial Analyst* aus dem Programm *ArcMap* vom Softwarepaket *ArcGIS* für die Auswertung der Hauptuntersuchungsgebiete eingesetzt.

4.3.1.1 Prozesskette

In der Prozesskette wurden die für die Hauptuntersuchungsgebiete ausgewählten Landsat-Satellitenbildszenen (vgl. Tab. 2) „gestackt“ (*band stacking*), mosaikiert und auf das jeweilige Untersuchungsgebiet zugeschnitten (*clipping*).

Tab. 2 Verwendete Landsat-Satellitenbildszenen für überwachte Klassifizierung (Bugant)

Gebiet	Pfad/Reihe	Satellitentyp	Kanäle	Auflösung	Aufnahmetag	Jahreszeit
Bugant	132/25	LANDSAT-5 (TM)	1 bis 7	30 m x 30 m	16.09.1990	Sommer
Bugant	132/25	LANDSAT-5 (TM)	1 bis 7	30 m x 30 m	12.03.1991	Winter
Bugant	132/25	LANDSAT-8 (OLI)	1 bis 11	30 m x 30 m	21.12.2013	Winter
Bugant	132/25	LANDSAT-5 (TM)	1 bis 7	30 m x 30 m	08.09.2010	Sommer

Anhand der sorgfältig ausgewählten Trainingsgebiete wurde die Klassifizierung mittels *Maximum Likelihood Classification* (Verfahren der größten Wahrscheinlichkeit) durchgeführt. Jedes Pixel wird aufgrund einer statistischen Wahrscheinlichkeit einer vorgegebenen Klasse zugeordnet. Die für die Untersuchung definierten Objektklassen waren:

- Geschlossener und dichter Wald (Fd = *Forest dense*)
- Locker Wald (Fl = *Forest light*)
- Steppe (St = *Steppe*)
- Agrarfläche (Ag = *Agrarian areas*)

Das Ziel der überwachten Klassifizierung ist, im ausgewählten Untersuchungsgebiet jede Zelle einer bekannten Klasse zuzuordnen. Als Software wurde das Programm *ArcMap* (*ArcGIS*) eingesetzt. Zuerst wurden die Eingabebänder identifiziert und erforderliche Kanalkombinationen ausgewählt, um die Reflexionseigenschaften besser voneinander unterscheiden zu können. Für jede Klassifizierung der einzelnen Klassen (Fd, Fl, St, Ag) wurden mindestens zehn Trainingsgebiete erstellt. Mit Hilfe des Trainingsgebiets-Manager (*ArcMap*) wurden die Trainingsgebiete erfasst und eine Signaturdatei erstellt. Als nächster Arbeitsschritt folgte die Klassifizierung. Die jeweiligen Ergebnisse wurden mit Hilfe von den terrestrischen Geländepunkten und einer GeoEye-1-Satellitenbildszenen verglichen.

In einigen Bereichen wurde „*No Data*“ klassifiziert, wenn Wolken das Untersuchungsgebiet bedeckten. Außerdem wurde eine möglichst genaue Differenzierung zwischen dichtem Wald, lockerem Wald (Kronenschlussgrad < 30 %) und Steppe angestrebt. Eine Wiederholung der überwachten Klassifizierung erfolgte, wenn die Korrelation zwischen den terrestrischen Stichprobenpunkten und der überwachten Klassifizierung sich als zu gering erwies. Entsprechend wurde die Anzahl der Trainingsgebiete erhöht, um eine genauere Abgrenzung zu erreichen.

Die Differenzierung zwischen offen gelassenen Agrarflächen mit Tendenz zur Verbuschung und Waldsteppe erwies sich aufgrund eines ähnlichen Spektralbereichs als problematisch.

Dies ergab sich aus den ersten Vorauswertungen. Die Agrarflächen konzentrierten sich insbesondere auf die unteren Höhenlagen des Selenge-Beckens. Diese sind besonders für die Landwirtschaft geeignet.

Für die Auswertung der Winterszenen mit dem Ziel der Identifizierung der Kiefernwälder (*Pinus sylvestris* und *Pinus sibirica*) wurde ebenfalls eine überwachte Klassifizierung durchgeführt. Die Auswahl der Landsat-Satellitenbildszenen erfolgte für das gesamte Untersuchungsgebiet Selenge Provinz. Es wurden Aufnahmen aus den Wintermonaten mit einer Wolkenbedeckung unter 30 % ausgewählt. Eine erste Vorauswertung deutete daraufhin, dass aufgrund des starken Reliefs die Schattenhänge nur sehr aufwendig zu interpretieren waren und der Arbeitsaufwand sich dadurch erheblich steigerte. Aus diesem Grund erfolgte die detaillierte überwachte Klassifizierung der Kiefernflächen exemplarisch nur für das Gebiet Bugant.

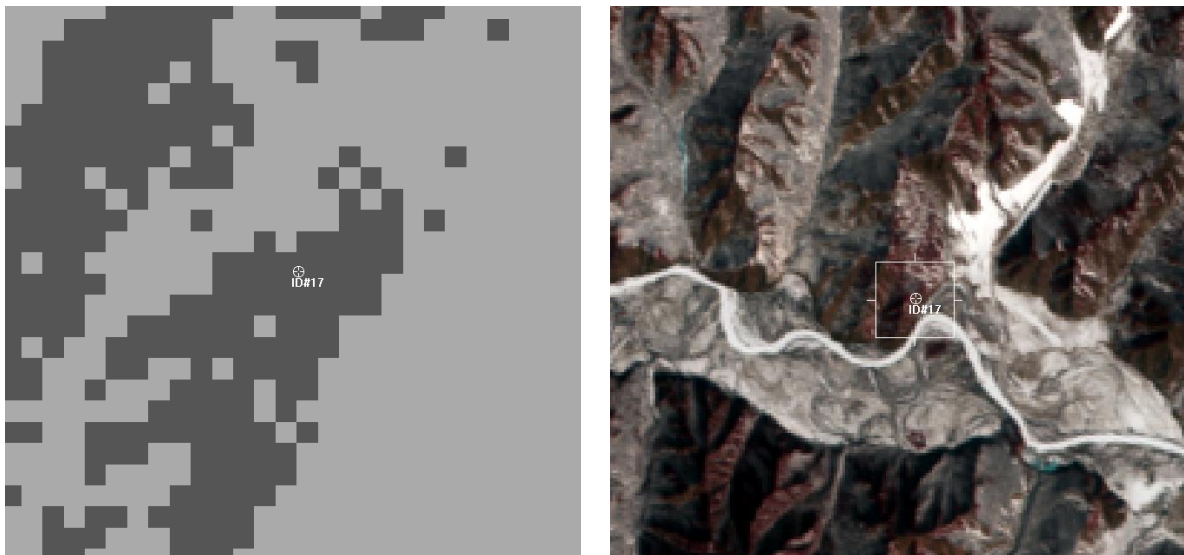
Anschließend wurde die Klassifizierung eines Zeitpunktes mit dem Folgezeitpunkt verglichen. Dadurch konnten Flächenerhalt bzw. -änderungen (land cover change) ermittelt werden. In Anh. 2 wird das eingesetzte Schalenschema zur Interpretation der Flächen dargestellt.

4.3.1.2 Qualitätskontrolle

Jede visuelle und digitale Interpretation von Fernerkundungsdaten ist aus den bereits beschriebenen Gründen fehleranfällig. Kellenberger (1996:194f) unterscheidet zwischen objekt- und verfahrensbedingten Fehlern. Objektbedingte Fehler werden beispielsweise durch die Reflexionseigenschaften des Objekts verursacht. Verfahrensbedingte Fehler beziehen sich auf Messfehler oder eingesetzte Algorithmen. Congalton & Green (2008) beschreiben ausführlich Methoden der Genauigkeitsanalyse für die Bewertung von Ergebnissen aus Fernerkundungsdaten. Für die Genauigkeitsanalyse (*accuracy assessment*) der durchgeführten Klassifizierungen wurde der Kappa Koeffizient mit folgenden Genauigkeitswerten berechnet:

- *Producers accuracy* (Häufigkeit der richtigen Zuordnung im Vergleich zu Kontrolldaten);
- *User accuracy* (Wahrscheinlichkeit der richtigen Klassenzuordnung);
- *Overall accuracy* (Verhältnis richtige Zuordnung zur Gesamtmenge).

Der statistische Vergleich der Klassifikationsergebnisse erfolgte sowohl mit verfügbaren hochauflösenden Fernerkundungsdaten (GeoEye-1) als Referenzbild (2010) für das Untersuchungsgebiet Tunkhel sowie Kontrolldaten aus den durchgeführten terrestrischen Datenerhebungen für beide Untersuchungsgebiete (2011). Für die älteren Zeitabschnitte wurde ein visueller Vergleich mit den vorhandenen Fernerkundungsdaten und eigener Geländeerfahrung durchgeführt. Aufgrund der Vorauswertungen wurden die Klassen Agrarfläche (Ag) und Steppe (St) zusammengelegt, da der Untersuchungsschwerpunkt auf den Waldflächenveränderungen lag.



U-Gebiet:	Bugant
Satellit:	Landsat 5 TM
Datum:	12.03.1991
Referenz:	Foto ID#119
Datum:	#10.09.2011
Punkt ID:	#17
Vorgabe:	Kiefer (Ki)
Kontrolle:	Kiefer (Ki)
Ergebnis:	korrekt

Abb. 13 Vergleich Ergebnis der überwachten Klassifizierung mit terrestrischen Stichprobenpunkt (Bildausschnitt aus ERDAS® Imagine 2016)

Für die Genauigkeitsbewertung wurden zufällige Stichprobenpunkte in *ArcMap* erzeugt. Hierfür wurde das *Sampling Design Tool for ArcGIS*⁷⁰ verwendet. Für jede der drei Klassen (Fd, Fl, Ag/St) wurden 50 zufällige Stichprobenpunkte generiert. Danach erfolgte der Import der Stichprobenpunkte in ERDAS IMAGINE® 2016. Jede mit *ArcMap* im *Shapefile*-Format erstellte Klassifizierung wurde in eine Rasterdatei umgewandelt. Die jeweilige Datei wurde ebenfalls in ERDAS IMAGINE® 2016 importiert, reklassifiziert (Klasse 0: Background; Klasse 1: Fd; Klasse 2: Fl; Klasse 3: St & Ag; Klasse 4: NoData) und mit dem Werkzeug *Accuracy Assessment* für überwachte Klassifizierungen bearbeitet. Es werden zwei Fenster verlinkt dargestellt. In dem ersten Fenster werden die Klassifikationsergebnisse mit den Stichprobenpunkten angezeigt. In dem zweiten Fenster werden ebenfalls die Stichprobenpunkte mit der dazugehörigen Satellitenbildszene angezeigt (s. Abb. 13). Jeder Stichprobenpunkt wurde einzeln nacheinander aufgerufen und die Richtigkeit der Klassifizierung bewertet. Nach Abschluss der Kontrolle wurde ein Genauigkeitsbericht mit den Bestandteilen *Error Matrix*, *Accuracy Totals* und *Kappa-Statistics* erstellt.

Es wurden Kiefernflächen anhand einer Satellitenbildszene (12.03.1991) mit einem terrestrischen Stichprobenpunkt (ERDAS ID #17; Bodenmesspunkt ID# 119, s. Anh. 25) verglichen.

⁷⁰ <https://coastalscience.noaa.gov/project/sampling-design-tool-ArcGIS/> (abgerufen 11.10.2015)

Der Stichprobenpunkt wurde zwar deutlich später erhoben, aber die Kiefern am Punkt sind deutlich älter als 20 Jahre. Damit konnte die Klassifizierung für diesen Punkt bestätigt werden.

Für die Einschätzung der Genauigkeit haben Monserud & Leemans (1992:285) folgende Bewertungstabelle aufgestellt:

Tab. 3 Kappa-Werte und Genauigkeitsbewertung

Kappa-Wert	Wahrscheinlichkeit der Übereinstimmung
0,00 - 0,05	keine
0,05 - 0,20	sehr gering
0,20 - 0,40	gering
0,40 - 0,55	mittel
0,55 - 0,70	gut
0,70 - 0,85	sehr gut
0,85 - 0,99	exzellent
0,99 - 1,00	perfekt

Das Ergebnis der Genauigkeitsbewertung für die überwachte Klassifizierung ist in Tab. 4 und im Anh. 21 tabellarisch für jede klassifizierte Satellitenbildszene dargestellt. Die *Overall Classification Accuracy* variierte zwischen 76,00 % und 85,45 %. Die *Overall Kappa Statistics* fiel nur einmal für die Bewertung der Kiefern „mittel“ aus. Generell war der Wert „gut“ und in einem Fall „sehr gut“.

Tab. 4 Overall Classification Accuracy und Overall Kappa Statistics (überwachte Klassifizierung)

SatSzene	Datum	Gebiet	Overall classification accuracy	Overall Kappa statistics	Bewertung
Landsat 5 TM	12.09.1994	Bugant	81.82%	0,6227	gut
Landsat 5 TM	17.09.1990	Bugant	76.00%	0,6398	gut
GeoEye-1	11.09.2011	Bugant	85.45%	0,7662	sehr gut
GeoEye-1	25.08.2010	Bugant	78.67%	0,6807	gut

4.3.2 Unüberwachte Klassifizierung

Ergänzend zur überwachten Klassifizierung wurde eine unüberwachte Klassifizierung für die ausgewählten Hauptuntersuchungsgebiete Bugant und Tunkhel durchgeführt. Die unüberwachte Klassifizierung (Cluster-Analyse) unterteilt die Gesamtheit der Bildelemente in natürliche Untergruppen mit ähnlichen spektralen Eigenschaften. Die Untergruppen werden so zusammengefasst, dass jedes Bildelement einer homogenen Klasse zugeordnet wird. Der Iso-daten-Cluster-Algorithmus (ISO = *iterative self-organizing*) ordnet nach einer vorgegebenen Anzahl von Klassen iterativ jede Zelle einem entsprechenden Merkmalsraum zu. Diese Herangehensweise beruht auf einem rein statistischen Verfahren zur Auswertung der Multispektraldaten (s. Albertz 2007:157). *A priori* sind keine Trainingsgebiete erforderlich. *A posteriori* werden die erstellten Klassen thematisch definiert. Hierfür werden die erforderlichen

Referenzinformationen durch Geländeerhebungen oder hochauflösende Fernerkundungsdaten eingesetzt.

4.3.2.1 Prozesskette

Für die Durchführung der unüberwachten Klassifizierung wurde das entsprechende Werkzeug „Unüberwachte Iso-Cluster-Klassifizierung“ von dem Programm *ArcMap* (*ArcGIS*) eingesetzt. Die Anzahl der Untergruppen wurde mit 25 festgelegt, da dies nach ersten Tests als hinreichend genau erachtet wurde. Als nächster Arbeitsschritt folgte die Zuordnung der einzelnen Klassen zu den jeweiligen definierten Objektklassen: Wald dicht (Fd), Wald locker (Fl), Steppe (St) und Agrarfläche (Ag) (s. Abb. 14). Hierzu wurden die terrestrisch aufgenommenen Bodenmesspunkte im Gelände und der visuelle Vergleich mit der hochauflösenden Satellitenbildszene GeoEye-1, soweit für das Gebiet vorhanden, herangezogen. Für die Satellitenbildszene vor 2010 erfolgte eine Interpretation anhand der jeweils verwendeten Satellitenbildszene durch visuellen Vergleich und der eigenen vorhandenen Geländeerfahrung.

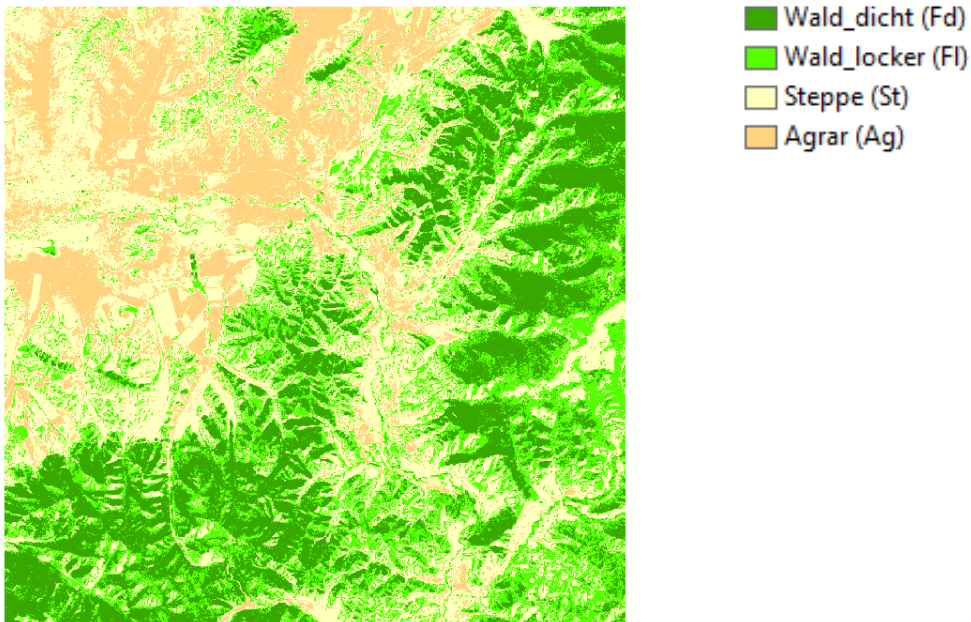
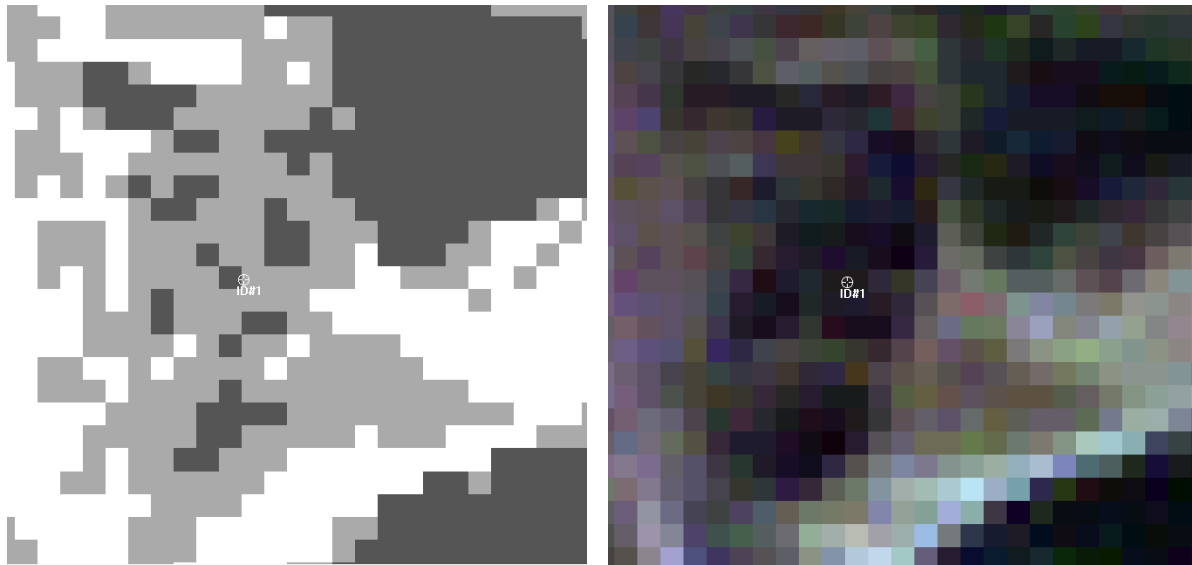


Abb. 14 Ausschnitt *ArcMap* als Ergebnis aus unüberwachter Klassifizierung (Tunkhel, 2011)

4.3.2.2 Qualitätskontrolle

Für die unüberwachte Klassifizierung wurde ebenfalls eine Genauigkeitsbewertung (*Accuracy Assessment*) entsprechend den Schritten durchgeführt, wie im obigen Abschnitt 4.3.1.2 beschrieben. Die Ergebnisse der Klassifizierung wurden mit zufällig generierten Stichprobenpunkten und Bodenmesspunkten verglichen. Insbesondere für die Abschnitte, wenn eine hochauflösende Satellitenbildszene vorlag, konnte eine effiziente und zuverlässige Kontrolle durchgeführt werden. Ebenfalls erlaubten die Bodenmesspunkte eine einfache Kontrolle der Ergebnisse. Da im Jahr 2011 die terrestrischen Stichproben erhoben wurden, konnte die

Genauigkeit sowohl mit diesen Bodenpunkten (s. Abb. 15) als auch mit der hochauflösenden GeoEye-1-Satellitenbildszene für das Gebiet Tunkhel verglichen werden



Satellit: Landsat TM 5
 Datum: 11.09.2011
 Referenz: Bodenmesspunkt, #1,
 Datum: 19.05.2011
 Punkt ID: #1
 Vorgabe: Wald licht (FI)
 Kontrolle: Wald licht (FI)
 Ergebnis: **korrekt**

Abb. 15 Vergleich von Stichprobenpunkt mit Ergebnis aus unüberwachter Klassifizierung (Auszug ERDAS® Imagine 2016)

Die Abb. 15 zeigt, dass das Ergebnis „Wald licht“ (FI) (mittelgraue Fläche) der durchgeführten unüberwachten Klassifizierung mit dem identifizierten Wert FI im Stichprobenpunkt Nr. 1 in der Satellitenbildszene Landsat TM 5 (s. Anh. 25) übereinstimmt. Daher ist die unüberwachte Klassifizierung in diesem Bereich als „korrekt“ bewertet worden.

Die Ergebnisse der unüberwachten Klassifizierung für die Gebiete Bugant und Tunkhel werden in der Tab. 5 sowie im Anh. 22 (mit weiteren Details) aufgeführt.

Tab. 5 Overall Classification Accuracy und Overall Kappa Statistics (unüberwachte Klassifizierung)

Aufnahmetag	Gebiet	Overall Classification Accuracy	Overall Kappa Statistics	Bewertung Overall Kappa Statistics
17.09.1990	Bugant	66.00%	0.4903	mittel
12.09.1994	Bugant	74.67%	0.6161	gut
10.09.2002	Bugant	78.00%	0.6675	gut
29.09.2006	Bugant	79.33%	0.6916	gut
08.09.2010	Bugant	90.91%	0.8151	sehr gut
06.09.2015	Bugant	82.67%	0.7415	sehr gut
17.09.1990	Tunkhel	91.33%	0.8701	exzellent
12.09.1994	Tunkhel	76.00%	0.6309	gut
12.09.2000	Tunkhel	89.33%	0.8400	sehr gut
07.09.2004	Tunkhel	86.00%	0.7903	sehr gut
11.09.2011	Tunkhel	85.33%	0.7797	sehr gut
03.09.2014	Tunkhel	86.00%	0.7901	sehr gut

Generell liegt der Kappa-Wert zwischen „gut“ und „exzellent“. Nur in einem Fall für die Satellitenbildszene aus Bugant (17.09.1990) aus dem Jahre 1990 ist der Genauigkeitswert „mittel“.

4.4 MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)

Der Sensor MODIS⁷¹ (*MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer*) wurde durch die NASA auf der Plattform Terra im Dezember 1999 auf eine Umlaufbahn gebracht. Ein zweiter MODIS-Sensor wurde im Mai 2002 auf der Aqua-Plattform gestartet. Die Daten sind öffentlich über die U.S. Global Survey Webseiten verfügbar⁷². Die Forschungssatelliten Terra und Aqua liefern Daten für die Erforschung komplexer Prozesse in Ökosystemen. Der Terra MODIS Sensor erhebt zweimal täglich Daten um 10:30 Uhr und um 22:30 Uhr. Der Aqua MODIS Sensor erhebt ebenfalls zweimal Daten um 13:30 Uhr und um 01:30 Uhr. Im Rahmen der NASA-Politik, die Fernerkundungsdaten benutzerfreundlich zur Verfügung zu stellen, sind folgende *Near Real Time* Daten (NRT) bzgl. Feuer über die betriebenen Webportale öffentlich verfügbar:

Das MODIS Feuerteam bietet Forschern Daten zu aktiven Feuern (*MODIS Active Fire & Burned Area Products*) an⁷³. Es wurden folgende MODIS Produkte ausgewertet:

- MODIS/Terra+Aqua Burned Area Monthly L3 Global 500m SIN Grid V005 (Kurzbezeichnung **MCD45A1**). Das Produkt MCD45A1 ist eine monatliche Zusammenfassung der Feuermaske (*fire mask*). Für die Auswertung wurden die kompletten Datensätze für die Jahre 2000 bis 2015 verwandt. Die Daten haben eine Pixelseitenlänge von 500 m. Der MCD45A1 Algorithmus verwendet die *bidirectional reflectance distribution function* (BRDF) als Veränderungsmodell, um Winkeländerungen zu bearbeiten. Der Algorithmus beachtet auch eine Veränderungswahrscheinlichkeit, d.h. basiert auf weiteren erhobenen Daten in einem Dreimonatszeitraum (Atmosphäre, Reflektion).

Die Daten wurden über das NASA-Webportal Reverb⁷⁴ heruntergeladen. Die Auswertung erfolgte für die ausgewählten Untersuchungsgebiete (Selenge Provinz, Bugant und Tunkhel). Es wurden die detektierten Vegetationsbrände im Zeitraum April 2000 bis Ende 2015 ausgewertet. Eine Auswertung aller Brandflächen erfolgte monatlich und jährlich. Außerdem erfolgte eine Analyse bezüglich des *fire return intervals*, d.h. wie oft dieselbe Fläche wiederholt von einem Feuer durchlaufen wurde. Weitere Analysen wurden bezüglich des betroffenen Vegetationstyps durchgeführt (Wald, Waldsteppe, Steppe). Um den jahreszeitlichen Verlauf zu analysieren wurde ebenfalls der Monat des Feuerausbruchs und die Höhenstufe (100 m Stufen) korreliert. Es wurde angenommen, dass während des jahreszeitlichen Wechsels, die Feuer in

⁷¹ *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*

⁷² URL: <https://earthdata.nasa.gov/> (online 02.11.2013)

⁷³ URL: <http://modis-fire.umd.edu/index.html> (online 31.10.2013)

⁷⁴ URL: <http://reverb.echo.nasa.gov/> (online 02.11.2013)

höheren Lagen ausbrechen, da die Vegetation in den unteren Höhenlagen zuerst austrocknet und zuerst dort die Feuergefahr ansteigt. Weiterhin ist im Gelände häufig zu beobachten, dass bei der Bearbeitung landwirtschaftlicher Flächen kontrollierte Feuer eingesetzt werden, um Stoppel- oder grasbewachsene Felder zu reinigen. Auch die potenzielle Korrelation zwischen Hangexposition und Feuerereignis wurde untersucht. Hier wurde erwartet, dass die südlich ausgerichteten Hänge eine höhere Häufigkeit an Feuerereignissen aufweisen als nördlich exponierte Hänge, deren Thermohaushalt sich deutlich von den südexponierten Hängen unterscheidet. Die Tab. 6 zeigt die Datensätze, die für die Auswertung eingesetzt werden. Insgesamt wurden drei Kacheln verwendet, um das Gebiet Selenge abzudecken (s. Anh. 4).

Tab. 6 Übersicht der verwendeten MODIS-Datensätze (MCD45A1)

Jahr	Aufnahmedaten für die Kacheln h24v3 h24v4 h25v4											
	Monat											
	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez
2000	-	-	-	092	122	153	183	214	245	275	306	336
2001	001	031	060	091	121	-	182	213	244	274	305	335
2002	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2003	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2004	001	032	061	092	122	153	183	214	245	275	306	336
2005	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2006	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2007	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2008	001	032	061	092	122	153	183	214	245	275	306	336
2009	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2010	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2011	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2012	001	032	061	092	122	153	183	214	245	275	306	336
2013	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2014	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335
2015	001	032	060	091	121	152	182	213	244	274	305	335

4.5 Digitales Höhenmodell

Die Topografie ist ein entscheidender Standortfaktor für die Verteilung der Vegetation und das Feuerregime. Die Höhe über Meeresspiegel und die Exposition entscheiden über das am Standort vorherrschende Temperaturregime. Der Thermohaushalt bestimmt die Verteilung der Vegetation. Daher wurde ein digitales Höhenmodell (DHM) anhand von – öffentlich u.a. über USGS – verfügbaren *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) Daten⁷⁵ für die nördliche Mongolei erstellt. Die Auflösung beträgt ca. 90 m (3 Bogensekunden). Die Daten wurden mit *ArcMap* (*ArcGIS*) auf Hangexposition und Höhe ausgewertet. Die Exposition wurde in acht Himmelsrichtungen eingeteilt (N, NO, O, SO, S, SW, W, NW).

⁷⁵ Das ASTER GDEM (GDEM 2) wurden Oktober 2011 von NASA und METI veröffentlicht. vgl. URL: https://lpdaac.usgs.gov/about/news_archive/meti_and_nasa_release_version_2_aster_global_dem (online 02.04.2016).

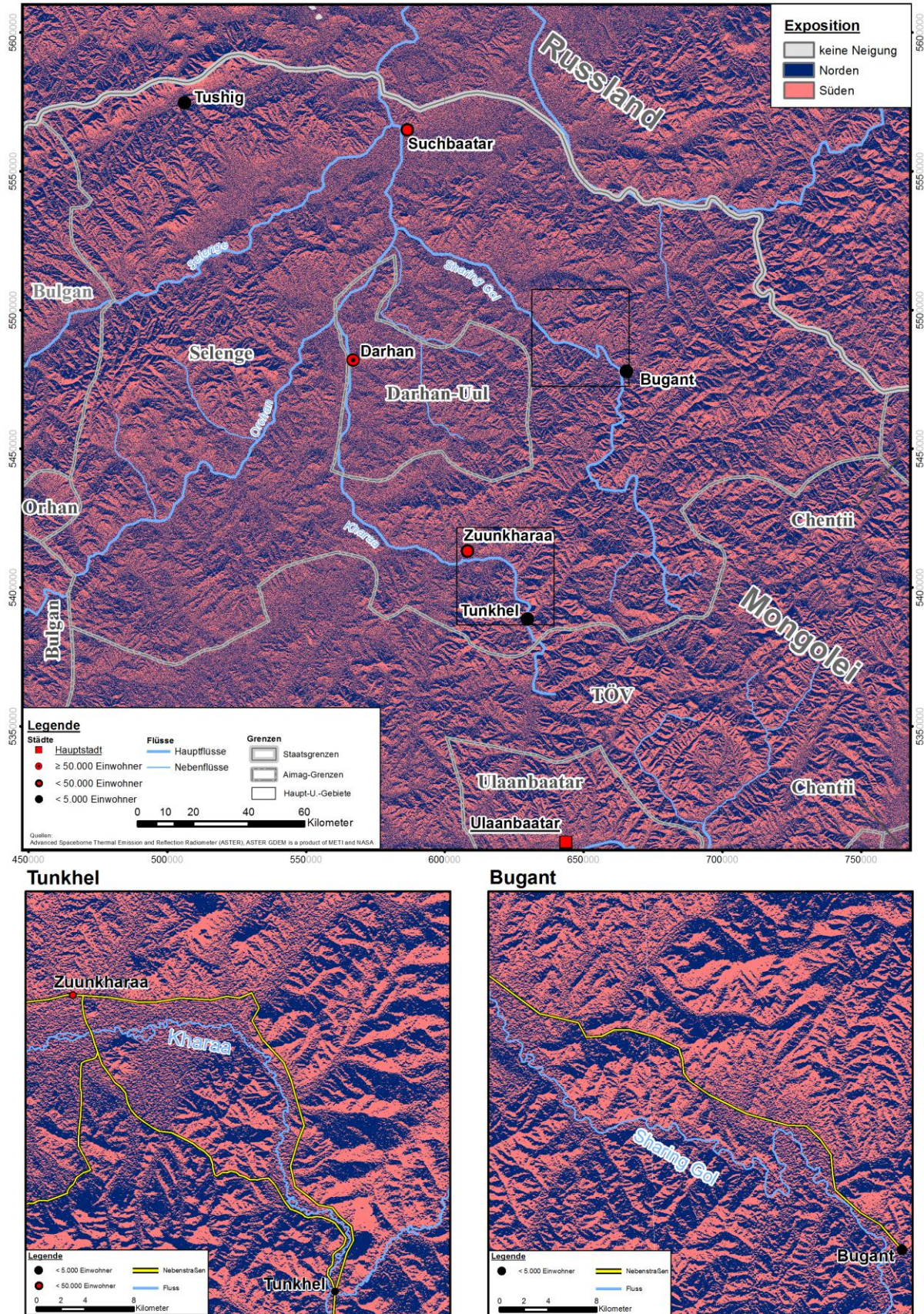


Abb. 16 Hangexposition in den Selenge und Darhan-Uul Aimags

Die kartographische Darstellung zeigt zur besseren Übersicht nur den Nord- und Südhang sowie Ebenen (s. Abb. 16). Wie schon beschrieben, unterscheiden sich Nord- und Südseiten generell aufgrund der dort anzutreffenden Vegetation stark voneinander. Dies wird besonders deutlich in den tiefer gelegenen Ausläufern des borealen Waldes. Daher wurde erwartet, dass Tendenzen und Korrelation nach den durchgeführten Vegetationsklassifizierungen im Vergleich mit den ASTER-Daten zu identifizieren sind. Außerdem wurde alternativ hierzu noch in Nord- und Südseite mit unterschiedlichen Neigungen eingeteilt (<10 %, 10-30 %, 31-45 %, 46-60 %, >60 %), um den geoökologischen Fragestellungen Rechnung zu tragen. Detailliertere Ausschnitte der digitalen Geländemodelle Bugant und Tunkhel werden im Anh. 16 dargestellt.

4.6 Indices

Neben der überwachten und überwachten Klassifizierung wurde die Verwendung von Indices, wie der Normalisierte Brandindex, *Tasseled Cap Index* und *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), erstellt und sollte in die Untersuchung mit einbezogen werden.

4.6.1 Normalized Burn Ratio (NBR)

Der Index zur Ermittlung des „normalisierten Brandverhältnis“ (*Normalized Burn Ratio* - NBR) wird häufig zur Bewertung von Vegetationsbränden berechnet. Der NBR wird anhand der folgenden Formel aus dem nahen (near infrared, NIR) und kurzwelligen (shortwave infrared, SWIR) Infrarot hergeleitet (vgl. Kap. 3.2.2.2):

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$$

Für ausgewählte Ausschnitte wurde das differenzierte normalisierte Brandverhältnis *differential Normalized Burn Ratio* - dNBR) berechnet, d.h. Gebiete mit einer offensichtlichen Störung der Vegetation durch biotische oder abiotische Faktoren.

$$\text{dNBR} = \text{NBR pre-fire} - \text{NBR post-fire}$$

Der dNBR wird von dem *First Order Fire Effects Model* (FOFEM) eingesetzt, um die Auswirkungen eines Feuers auf die Vegetation zu berechnen. Die ausgewählten Satellitenbildszenen sind in Anh. 3 aufgeführt.

4.6.2 Tasseled Cap Index

Für die Analyse der Vegetation, insbesondere der Waldstruktur, wurde der *Tasseled Cap Index* berechnet (vgl. Kap. 3.2.1.2). Dies erfolgte mit ausgewählten Landsat 5 TM Szenen für das Untersuchungsgebiet. Nach Zusammensetzung der ausgewählten Bänder der Landsat-Szenen (*Layer Composites*) wurden die Rasterdaten streifenweise⁷⁶ mosaikiert und der

⁷⁶ Es wurde streifenweise berechnet, da die zeitliche Nähe der Einzelszenen homogenere Resultate erbrachte. Durch den zeitlich größeren Abstand zwischen den Pfaden (*path*) als zwischen den Reihen (*row*) sind die Tageszeit und der Aufnahmewinkel sehr ähnlich.

Tasseled Cap Algorithmus mit *ArcMap* berechnet. Der entsprechende Algorithmus sowie die *Reflectance*-Werte sind hinterlegt. Nach der Berechnung wurden die Rasterdaten mit dem *RGB Clustering* Verfahren bearbeitet, um eine Attributierung der Rasterdateien durchführen zu können. Anschließend erfolgte die Zuordnung der Zahlenwerte zum Vegetationstyp durch visuelle Interpretation. Hierfür wurden die Werte in Gebieten mit vorliegenden terrestrischen Kontrollstichpunkten zugeordnet.

Eine erste Vorauswertung ausgewählter Landsat-Sommerszenen zeigte, dass die Waldstruktur deutlich zu erkennen war. Es konnte zwischen dichteren und weniger dichten Wäldern unterschieden werden. Ebenso war die Abgrenzung von Wald und Nicht-Wald-Flächen gut möglich. Allerdings wurde entschieden, das Iso-Cluster-Verfahren vorzuziehen, da erste Vorauswertungen nicht den erhofften Ergebnissen entsprachen.

4.6.3 Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

Neben der Unterscheidung der Vegetation von vegetationslosen Gebieten standen der Zustand und deren Veränderung im Mittelpunkt der Untersuchungen. Daher wurde für die Untersuchungsgebiete der normalisierte differenzierte Vegetationsindex (NDVI⁷⁷) berechnet. Dieser Vegetationsindex (Albertz 2009:218ff) basiert auf folgender Formel (vgl. Kap. 3.2.1.1):

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{ROT}) / (\text{NIR} + \text{ROT})$$

Eine Berechnung für die ausgewählten Landsat-Sommerszenen erfolgte automatisiert mit der entsprechenden Funktion in *ArcMap*.

Der NDVI wurde ebenfalls für die ausgesuchten Winterszenen berechnet. Es wurde erwartet, dass die wintergrünen Kiefern sich von den anderen Baumarten abzeichnen, d.h. eine Reflektion im nahen Infrarotbereich in den Kieferngebieten zu erkennen ist. Allerdings erfolgte keine Endauswertung, da die Resultate nicht die gewünschte Genauigkeit aufwiesen.

4.7 Eigenbefliegung des Waldgebiets Tunkhel

Aktuelle Luftbilder waren für die Untersuchungsgebiete nicht verfügbar. Die Luftbildaufnahmen, die der Forstverwaltung zur Verfügung stehen, wurden in den 1960er und 1970er Jahren aufgenommen. Diese sind in der Regel nicht georeferenziert und nicht orthogonal korrigiert. Für die Prospektion von neuen Goldminen werden Luftbildaufnahmen aufgenommen, die aber nicht an Dritte weitergeben werden. Daher entstand die Idee, eine Flächenbefliegung eines Waldgebiets in einem ausgewählten Untersuchungsgebiet in eigener Regie durchzuführen, um über aktuelle Luftbilddaten zu verfügen.

⁷⁷ *Normalized Difference Vegetation Index*

Vor der Befliegung wurde ein Flugplan erstellt. Der Streifenabstand wurde mit 500 m und die Anzahl der Soll-Flugstreifen mit 15 berechnet. Vor dem Flug wurde ein Laptop vorbereitet, um die Flugroute während des Fluges dem Piloten vorzugeben. Mit Hilfe der Software Touratech QV 4 und einem mit dem Laptop verknüpften Garmin 60 CSx GPS-Empfänger wurde während des Flugs die Position des Flugzeugs auf dem Bildschirm des Laptops angezeigt. Das Ziel war, eine Quer- und Längsüberlappung von 10 % bzw. 60 % zu erreichen. Alle 6 Sekunden wurde eine Bildaufnahme ausgelöst. Die eingesetzte Software war die Nikon 4 Bildbearbeitungssoftware. Als Flugbesatzung wurden neben dem Piloten zwei Navigatoren und ein Fotograf festgelegt. Navigator 1 saß neben dem Piloten und wies diesen in die Soll-Fluglinien ein. Navigator 2 koordinierte die Auslösung der Bildaufnahmen durch den Fotografen. Der Fotograf war für die Bildaufnahmen verantwortlich und löste auf Anweisung des Navigators 2 die Bilder aus. Die Kamera war über ein Kabel mit einem Laptop verknüpft. Die Kamera wurde mit Hilfe des Laptops und der eingesetzten Bildverarbeitungssoftware ausgelöst.

Eine ausführliche Beschreibung der Befliegung findet sich bei Fimiarz (2008) weitere Details sind im Anh. 19 zu finden. Die thematische Auswertung der aufgenommenen Luftbildaufnahmen erfolgte durch Appel (2008). Die Georeferenzierung erfolgte mit einer Quick-Bird-Szene und eine objektbasierte Klassifizierung wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit (Krüger 2008) durchgeführt.

4.8 Hochauflösende Satellitenbildszene

4.8.1 QuickBird-2

Die private Firma DigitalGlobe Inc. (ehem. EarthWatch) betreibt nach eigenen Angaben⁷⁸ die größte Anzahl an Satelliten mit einer Auflösung von unter einem Meter. Dies umfasst nach Zusammenschluss mit der Firma GeoEye Inc. im Jahre 2013 die Satelliten QuickBird, WorldView-1, WorldView-2, IKONOS und GeoEye-1.

Der Satellit QuickBird-2 wurde am 18.10.2001 erfolgreich gestartet und verfügte zur damaligen Zeit über die höchste Auflösung eines privaten kommerziellen Satelliten. Der Satellit kann bei einer Umlaufhöhe von 450 km simultan panchromatische Bilder mit einer Auflösung von 0,61 m und multispektrale Bilder mit einer Auflösung von 2,5 m aufnehmen. Das multispektrale Bild besteht aus vier Kanälen Blau, Grün, Rot und NIR. Die angegebene Genauigkeit liegt bei einem linearen Fehler von 17 m und einem kreisbezogenen Fehler von 23 m ohne Kontrollbodenpunkte.

⁷⁸ URL: <http://www.digitalglobe.com/products/data/satellite-tasking/> (online 03.03.2014)

Tab. 7 Sensoreigenschaften QuickBird-2

Spektralband ⁷⁹	Wellenlänge (µm)	Auflösung (Nadir) (m)	Auflösung (bei 30° ab- seits Nadir) (m)
1 (Blau)	0,45 - 0,52	2,50	2,90
2 (Grün)	0,52 - 0,60	2,50	2,90
3 (Rot)	0,63 - 0,69	2,50	2,90
4 (NIR)	0,76 - 0,89	2,50	2,90
Panchromatisch	0,45 - 0,90	0,61	0,73

Eine QuickBird 2-Aufnahme aus dem Jahre 2005 mit einer Fläche von 66 km² stand für die Auswertung im Untersuchungsgebiet „Tunkhel“ über das Institut für Geoforschung geo3 der Beuth Hochschule für Technik (BHT) zur Verfügung. Die Aufnahme deckt das Untersuchungsgebiet „Tunkhel“ komplett ab. Die Aufnahme diente zur Vorauswahl von Geländemesspunkten und der Überprüfung der Trainingsflächen für die überwachte Klassifikation der Landsat-Winter- bzw. Sommerszenen.

4.8.2 GeoEye-1

Für das Untersuchungsgebiet „Tunkhel“ wurde eine GeoEye-1 Szene, aus eigenen Mitteln finanziert, bestellt. Der Satellit GeoEye-1 ist im Jahre 2008 durch die Firma GeoEye, Inc. gestartet worden. Die Aufnahme deckt 10 km² ab und überlappt komplett⁸⁰ mit der im vorherigen Abschnitt beschriebenen Fläche der QuickBird-2 Aufnahme. Im panchromatischen Bereich

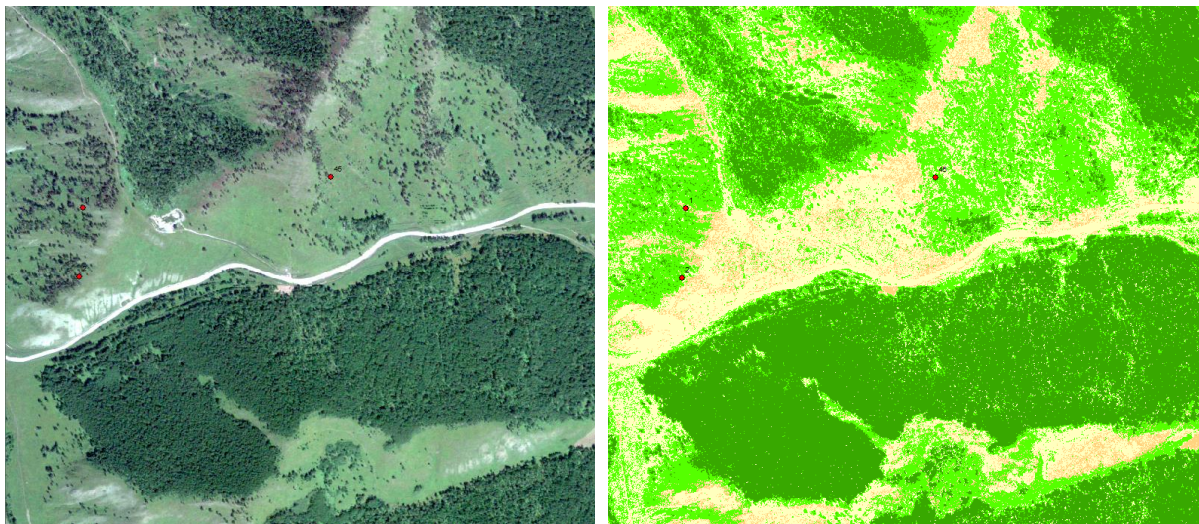


Abb. 17 ArcMap-Ausschnitt von GeoEye-1 (Tunkhel) mit Originaldaten und mit überwachter Klassifizierung (einschl. Bodenmesspunkten)

liefert der Satellit Bilder mit einer Auflösung von 0,41 m x 0,41 m (gesetzlich für die kommerzielle Nutzung zugelassen sind nach US Bestimmungen 0,5 m x 0,5 m). Im multispektralen

⁷⁹ URL: <http://www.crisp.nus.edu.sg/~research/tutorial/quickbird.htm> (online 03.03.2014)

⁸⁰ Koordinaten: 1, B: 48.6485986704°, L: 106.5745104978°; 2, B: 48.7386469723°, L: 106.5773215747°; 3, B: 48.7367058921°, L: 106.7132380055°; 4, B: 48.6466636921°, L: 106.7101849771°.

Bereich besitzt der Satellit eine Auflösung von 1,65 m x 1,65 m. Das Aufnahmedatum war der 25. August 2010 (04:13 UTC) mit einem Bewölkungsgrad von 0 %. Die Abb. 17 zeigt einen *ArcMap*-Ausschnitt und drei Bodenmesspunkte.

4.9 Terrestrische Stichprobenflächen

Die Validierung der eingesetzten Fernerkundungsdaten erfolgte mittels terrestrischer Stichproben im Jahr 2011 (Mai: Tunkhel und September: Bugant). Für die visuelle Interpretation von Satellitendaten ist eine Überprüfung vor Ort immer erforderlich, um eine höhere Genauigkeit der Ergebnisse zu erzielen und einen Fehlerwert angeben zu können.

Bei der Messkampagne 2011 sind alle Stichproben in Form von Probekreisen mit vordefinierten Radien erhoben worden. Die Auswahl erfolgte zufällig in den mit Hilfe von GeoEye-1 (Tunkhel) und Landsat 5/ETM+ vorstratifizierten Flächen. Jeder Probekreis wurde mit x und y UTM-Koordinate, Höhe und Uhrzeit der Aufnahme erfasst. Die Koordinaten wurden mittels eines GPS-Empfängers (Garmin 60 CSx) erhoben. Zur Absicherung erfolgte die Notierung der GPS-Werte analog im Aufnahmeformular vor Ort.

In den 2011 durchgeführten Geländeaufnahmen liegen zusätzlich für jeden Probekreis Bildaufnahmen (Spiegelreflexkamera Nikon D300) vor. Die Aufnahmen der Bilddokumentation erfolgten in den vier Haupthimmelsrichtungen (N, O, S, W). In Anh. 25 werden ausgewählte exemplarischen Stichprobenpunkte dargestellt. Die fünfte Aufnahme nach unten diente zur Erfassung der Bodenvegetation. Die letzte Aufnahme erfolgte vertikal nach oben, um den Kronenschlussgrad aufzunehmen. Alle Aufnahmen sind automatisch über einen angeschlossenen GPS-Empfänger (Modell Garmin 60 CSx) georeferenziert worden. Als zusätzliche Sicherung wurden die GPS-Koordinaten analog vor Ort im verwendeten Aufnahmeformular notiert.

Die Aufnahme der Geländedaten erfolgte mit dem öffentlich verfügbaren Formular des US *Forest Service*. FIREMON⁸¹ (Lutes *et al.* 2006). Die ausgedruckten Formulare dienten der analogen Datenerhebung im Gelände. Nach Rückkehr aus dem Gelände wurden die Daten digital erfasst. Die Position und Beschreibung der Bodenmesspunkte konnte danach für die weitere Kontrolle übernommen werden (s. Anh. 24).

⁸¹ URL: www.frames.gov/firemon (online 06.02.2011)



Abb. 18 Aufnahme eines Stichprobenpunkts

Für jeden Stichprobenpunkt liegt eine ausführliche Beschreibung vor. Die Angaben wurden während der Geländeaufnahmen in das FIREMON-Geländeformblatt (*Plot Description Form*) eingetragen (s. Anh. 6 und Anh. 7). Folgende Angaben charakterisieren jeden Aufnahmepunkt:

- Stichprobenpunktnummer
- Aufnahmedatum
- Koordinaten (Längen- und Breitengrad)
- Höhe (m über Meereshöhe)
- Hangneigung (%)
- Hanglage (Ober-, Mittel-, Unterhang)
- Exposition (Grad)
- Anmerkungen

Das Aufnahmeformular unterscheidet in Abhängigkeit vom Mindestdurchmesser der Bäume bzw. deren Höhenstufen für jeden Stichprobenpunkt drei Straten:

- Baumbewuchs (*mature trees*); BHD >10 cm; Radius $r = 12,61$ m
- Jungwuchs (*saplings*) >1,3 m; Radius $r = 12,61$ m
- Verjüngung (*seedlings*) <1,3 m, Radius $r = 5,64$ m

Für jeden Baum, soweit zutreffend, wurden folgende Baummerkmale aufgenommen (s. Anh. 6), um Information über Baumartenzusammensetzung, Waldstruktur und Gesundheitszustand zu erhalten:

- Baumnummer (*tree number*)
- Baumart (*tree species*)
- Baumstatus (sozialer Status)
- Brusthöhendurchmesser auf 1,3 m (*diameter at breast height*)
- Höhe (*tree height*)
- Lebender Kronenanteil in Prozent (*live crown percentage*)
- Höhe der brennbaren Baumkronenunterseite über Boden (*crown fuel base height*)
- Kronenklasse (*crown class*)
- Alter (*age*)
- Todesursache (*mortality cause*)
- Schadmerkmale 1 und 2 (*damage code*)
- Verbrennungsmerkmale durch Feuer am Stamm (*char height*)
- Kronenschaden durch Feuer (*crown scorch %*)

Für eine interne Kontrolle und ggf. Wiederholung der Messung erfolgte eine Erfassung des Abstands zum Kreismittelpunkt und des Winkels zum Kreismittelpunkt. Es wurden nur maximal zwei Baumhöhen aus dem herrschenden oder vorherrschenden⁸² Baumbestand durchgeführt. Bei den 2011 durchgeführten Erhebungen wurde das Baumalter mittels eines Zuwachsbohrers⁸³ gemessen und nur im Ausnahmefall geschätzt.

Der **Gesundheitszustand** der Bäume wurde nach den Vorgaben von FIREMON bewertet und in folgende Gesundheitsklassen eingestuft:

- Gesund (*healthy*): Baum weist keinen oder nur einen geringen biotischen oder abiotischen Schaden auf,
- Ungesund (*unhealthy*): Baum weist einen geringen biotischen oder abiotischen Schaden auf, der das Baumwachstum nachteilig beeinflusst. Jedoch wird der Baum offensichtlich nicht dadurch in naher Zukunft absterben,
- Krank (*sick*): Baum weist einen auffälligen biotischen oder abiotischen Schaden auf. Dieser Schaden wird voraussichtlich zum Absterben innerhalb der nächsten fünf bis zehn Jahre führen,

⁸² Bäume, die eine Höhe gleich oder höher als die durchschnittliche Oberschicht in einem Wald aufweisen.

⁸³ Forstliches Messgerät, mit dem radial durch die Rinde bis in den anvisierten Stammmittelpunkt gebohrt und ein Bohrkern entnommen wird. Am Bohrkern lassen sich die Jahresringe erkennen und somit relativ genau das Baumalter bestimmen, wenn der Stammmittelpunkt sichtbar getroffen wurde.

- Abgestorben (*dead*): Baum oder Totholz ohne lebende Äste oder Blätter.

Als weitere wichtige Kenngröße erfolgte die Erfassung der Kronenklasse (*crown class*), d.h. der soziale Status des Baumes (vgl. auch „KRAFT’sche Klassen“) im Waldbestand, nach FI-REMON-Vorgaben bewertet:

- Freistehend/Überhälter (*open growth*)
- Vorherrschend (*emergent*)
- Herrschend (*dominant*)
- Mitherrschend (*codominant*)
- Beherrscht (*intermediate*)
- Unterständig (*suppressed*)

Die Auswirkung der **Feuereinwirkung** (*fire severity*) von vorausgegangenen Waldbränden auf der Fläche wurde ebenfalls dokumentiert. Da die genaue Berechnung der Feuerintensität nur mittels genauer Messung der Flammenlänge (*flame length*) möglich ist, werden indirekte Merkmale zur Bewertung herangezogen. Zwei weitere wichtige Kenngrößen:

- *Bole char height* (Höhe der Brandmarke am Stamm): Die Brandspuren (angebrannte und verkohlte Rinde) wird hangabwärts oder in der Ebene an der geringsten Höhe der verkohlten Stelle gemessen. Der Wert gibt einen Hinweis auf die Flammenlänge der Feuerlinie und damit auf die Feuerintensität,
- *Crown scorch in percent* („Prozent der Kronenversengung“): Der Wert wird in Prozent angegeben und schätzt den Anteil des verbrannten bzw. durch Hitzeauswirkung während eines Feuers abgestorbenen Anteils der grünen Krone.

Die Messung des **Jungwuchses** (*saplings*) erfolgte mittels Einteilung in vier Durchmesserklassen, d.h. in 2,5 cm Stufen gemessen (0 cm bis 2,5 cm; >2,5 cm bis 5 cm; <5 cm bis 7,5 cm; >7,5 cm bis 10 cm). Hier erfolgte die Aufnahme der Baumart, des Gesundheitsstatus, sowie der durchschnittlichen Höhe. Als Aufnahmeradius wurde relativ groß für dieses Stratum $r = 12,61$ m gewählt, da erfahrungsgemäß die Wälder in den Gebieten Tunkhel und Bugant nur eine geringe Bestandsgrundfläche aufweisen. Bei zu kleinem Radius wäre die Anzahl der Bäume zu gering, um aussagekräftige Ergebnisse zu liefern.

Bei der **Verjüngung/Sämlingen** (*seedlings*) wurde die Anzahl nach fünf Höhenstufen, Baumart und Gesundheitszustand aufgenommen (>0,0 cm bis 0,2 cm; >0,2 cm bis 0,5 cm; >0,5 cm bis 0,8 cm; >0,8 cm bis 1,0 cm; >1,0 cm bis 1,4 cm). Die Aufnahme erfolgte im verkleinerten Radius ($r = 5,64$ m).

Neben den Stichprobenkreisen wurde eine Erhebung der Biomasse auf ausgewählten Referenzflächen (Rechtecke mit 100 m Seitenlänge) in Form einer Vollaufnahme um die Ortschaft

Bugant durchgeführt. Alle Bäume über 10 cm BHD wurden aufgenommen. Das Ziel war die Erhebung von Biomasse in exemplarischen Waldgebieten östlich der Ortschaft Bugant. Diese Arbeiten wurden in Kooperation und mit Unterstützung der Deutschen GTZ durchgeführt. Es wurde ein Projektantrag für den Bau eines Biomassekraftwerks gestellt. Ein positiver Bescheid blieb allerdings aus. Eine Wiederholung und Neuvermessung der Aufnahmen erfolgte im September 2011 durch Alexander Gradel (2011, mdl. Mitt.) und wird aktuell im Rahmen einer Dissertation ausgewertet.

4.10 Vegetationskundliche und klimatische Informationsauswertung

4.10.1 Forsteinrichtungskarten

Die Vermessung des Waldes und die genaue Erfassung von Holzvorräten ist die klassische Aufgabe des Försters seit Einführung des Konzepts einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Dieses Konzept beruht auf dem Ansatz, nur so viel zu nutzen wie tatsächlich nachwächst. Unterschiedliche Verfahren zur Taxation des Waldes wurden entwickelt und in die Praxis umgesetzt. Diese waren, wie der Name erklärt, Schätzverfahren, deren Genauigkeit stark abhängig von der Erfahrung des Försters ist. Eine Kombination aus dem Schätzverfahren und der kartographischen Erfassung der Waldbestände entwickelte sich zu Forsteinrichtungsverfahren. Die Forsteinrichtung beschreibt den Waldzustand und das mögliche Nutzungspotenzial für festgelegte Zeiträume. Erst in den 1930er Jahren wurden statistisch abgesicherte Verfahren entwickelt und die Biometrie in der Forstwissenschaft eingeführt.

Die vorhandenen mongolischen handkolorierten Forsteinrichtungskarten (FEK); 1:50 000 wurden für die vorliegende Untersuchung nicht ausgewertet, da diese nicht über eine ausreichende Genauigkeit verfügen. Die Erstellung erfolgte im Rahmen von nationalen Forstinventuren. Grundlage für die Erstellung der Karten sind semikontrollierte panchromatische Luftbildmosaik aus den Jahren 1966 bis 1982 (Baasan 2010:7). Die Einteilung der Abteilungen und Unterabteilungen erfolgt durch die Anfertigung von Handskizzen vor Ort im Rahmen der Waldbegehung und Taxation der vorhandenen Holzmassen. Vorhandene Daten der Holzmassenschätzung wurden ebenfalls aufgrund der großen Ungenauigkeiten nicht ausgewertet. Erst in den letzten Jahren wurden die Methoden unter Einbeziehung von Stichproben und verfügbaren Fernerkundungsdaten modernisiert. Die zuständige Behörde (*Forest Management Center*) betreut die Übertragung der analogen Karten in ein Geografisches Informationssystem (GIS). Eine neue nationale Forstinventur auf Stichprobenbasis wird im Jahr 2014 mit Unterstützung der GIZ begonnen (mdl. Mitt. Erdenebat Erdenejav 2014).

4.10.2 Wetterdaten

Für eine Vorauswertung der meteorologischen Daten wurde auf die über das Internet *online* verfügbaren Daten der US-amerikanischen Firma *The Weather Underground, Inc.*⁸⁴ zugegriffen. Für ausgewählte Wetterstationen sind das aktuelle Wetter sowie der historische Wetterverlauf abrufbar. Verfügbar sind Temperatur, Taupunkt, Feuchtigkeit, relativer Luftdruck, Sichtweite, Windgeschwindigkeit, Niederschlagsmenge und Hinweise auf Ereignisse (z.B. Schneefall, Regen). Für das Untersuchungsgebiet wurden die Wetterdaten der Station Baruunkharaa (48.92 °N, 106.07 °Ö; 807 m Höhe; WMO Index 44241) abgerufen. Der Ort ist im südlichen Teil des Selenge *Aimags* gelegen und liegt Luftlinie 48 km nordöstlich von der Ortschaft Tunkhel. Die Daten können per Monat heruntergeladen werden. Ab 01. Juni 2004 sind die meteorologischen Daten komplett für die Station Baruunkharaa erhältlich. Weitere Wetterstationen im Selenge *Aimag* waren nicht abrufbar. Daher wurden für die Analyse der monatlichen MODIS-Feuerdaten (April 2001 bis Mai 2004) als Ersatz die meteorologischen Daten der Wetterstation Ulaanbaatar (47.83 °N, 106.78 °Ö; 1.330 m; WMO Index 44292) verwendet. Diese befindet sich Luftlinie 132 km südöstlich von Baruunkhara. Es wurden die monatlichen Feuerereignisse (Flächen) mit den monatlichen Wetterdaten verglichen und auf mögliche Korrelationen analysiert. Nach ersten Voruntersuchungen wurde dies aber nicht weiterverfolgt.

4.10.3 Geokryologische Karte

Für den borealen Wald ist die An- und Abwesenheit von Permafrost (Dauerfrostboden) ein wesentlicher Standortfaktor. Daher wurde als Zusatzinformation die geokryologische Karte der Mongolei (1:12.000.000) mit den vier geokryologischen Zonen in der Mongolei hinterlegt. Die Definitionen sind in Kap. 2.3.2 aufgeführt. Eine wichtige Hintergrundinformation, allerdings war eine weitere Auswertung aufgrund des kleinen Maßstabes nicht weiter sinnvoll.

⁸⁴ URL: <http://www.wunderground.com/> (online 12.12.2013)

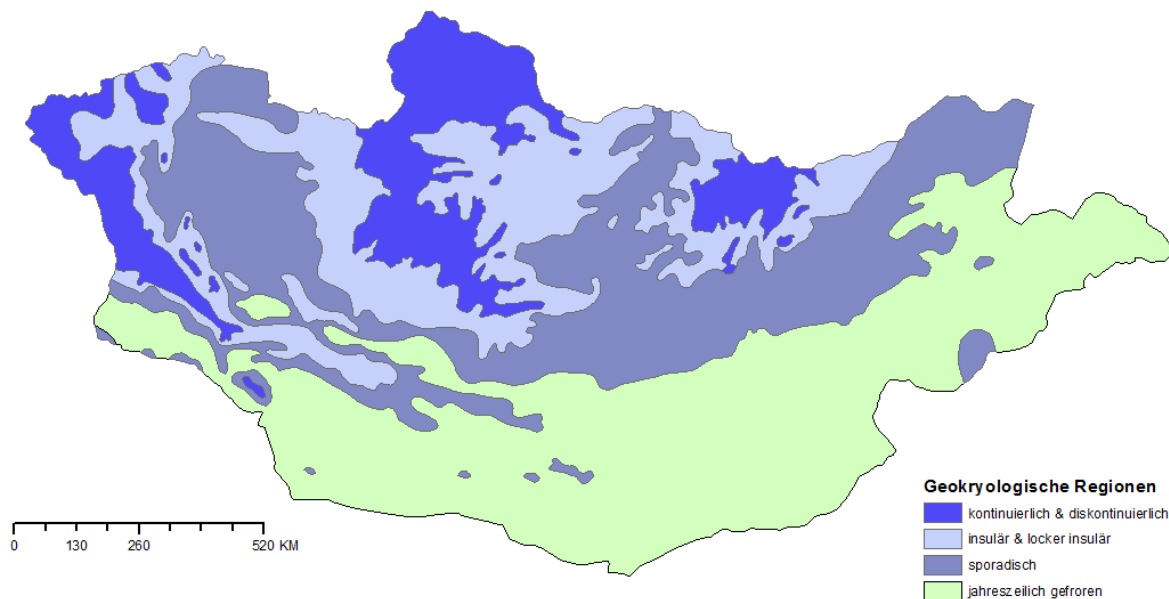


Abb. 19 Geokryologische Regionen in der Mongolei (Sodnom & Yanshin 1990)

4.11 Illegaler Holzeinschlag

Eine sozioökonomische Analyse für die untersuchten Gebiete im Rahmen dieser Arbeit wurde nicht durchgeführt. Allerdings stellt, wie anfangs bereits erwähnt, die unkontrollierte Waldnutzung durch illegalen Holzeinschlag und illegale Jagd ein Problem für die Wälder in der Mongolei dar (vgl. Kap. 2.5.3). Über das tatsächliche Ausmaß stehen nur vereinzelt Informationen zur Verfügung. Die Lokalisierung und Quantifizierung der Problematik ist aufgrund politischer Widerstände äußerst schwierig. Die wenigen zur Verfügung stehenden staatlichen Inspektoren sind nicht in der Lage, die illegale Nutzung der natürlichen Ressourcen durch Abschreckung zu verhindern oder begangene Straftaten aufzuklären und zu ahnden. Konfiszierte Fahrzeuge werden häufig vor Ort durch den Eigentümer nach Bezahlung eines Strafgebildes wieder „freigelöst“. Die Rechtsdurchsetzung ist eine Herausforderung, wie der für die Mongolei berechnete *Corruption Perception Index* (CPI) von 38 aus 100 (Platz 83 von 177)⁸⁵ zeigt. Zum Vergleich liegt die Schweiz bei einem CPI von 85 von 100 und damit auf dem 7. Platz⁸⁶.

Daher hat eine Komponente des ehemaligen GTZ-Programms „Schutz und Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen“ die Partizipation der Mongolei am ENA-FLEGT⁸⁷-Prozess unterstützt. Besondere Herausforderung war die Partizipation der Regierung sowie der formellen und informellen Interessensgemeinschaften an diesem Prozess. Neben den staatlichen Organisationen wurden die Waldnutzerguppen aufgefordert zu partizipieren, die durch das neue

⁸⁵ URL: <http://www.transparency.org/country#MNG> (online 02.03.2013)

⁸⁶ URL: <http://www.transparency.org/country#CHE> (online 02.03.2013)

⁸⁷ *Europe-North Asia, Forest Law, Enforcement, Governance and Trade.*

mongolische Waldgesetz einen verbesserten Status erhalten haben. Es wurde ein Lenkungsausschuss (*steering committee*) eingerichtet, um den Prozess politisch fortzuführen. Im Gelände wurden sechs Freiwillige unter den autorisierten Waldnutzern sowie bei der zuständigen Behörde (*Inspection Agency*) identifiziert, denen mobile Telefone mit einer 3,2 MB Pixel Kamera sowie einem GPS-Empfänger übergeben wurden, um Aufnahmen im Gelände zu erheben. Beim damaligen GTZ-Programm wurde ein mongolischer Projektmitarbeiter als FLEGT-Beauftragter ernannt, der die per Telefonnetz eingesandten Daten in Empfang nahm, archivierte, übersetzte und mit Hilfe eines geografischen Informationssystems (GIS) visualisierte. Diese Arbeit wurde durch den Autor maßgeblich begleitet und betreut. Daher wurde eine Nachbereitung der Auswertung durchgeführt, um exemplarisch die Möglichkeiten eines solchen personalisierten Überwachungssystems zu demonstrieren. Die Daten wurden in der Region um die Ortschaft Zuunkharaa (Breite 48°51', Länge 106°27') erhoben. Die Ortschaft liegt ca. 35 km nordwestlich der Ortschaft Tunkhel.

Die aufgenommenen Parameter waren u.a. Name des Berichterstatters, GPS-Koordinaten, Datum, Bild vom Holztransport, Beschreibung des illegal beschafften Produkts, und die involvierte Holzart und Identifizierung des Täters, z.B. durch Angabe der Kraftfahrzeug-Nummer oder Name des Täters soweit bekannt (s. Anh. 8). Es wurde ein Mobiltelefon (vgl. Abb. 20) sowie eine Telefonkarte dem FLEGT-Beobachter gestellt. Die Nachricht mit den Bildkoordinaten und einer Beschreibung des Tathergangs wurde per MMS nach Ulaanbaatar an das GTZ-Projekt verschickt.



- GPS Empfänger
- Kamera mit 3,2 Megapixel
- MS Office (Word, Excel)
- SMS, MMS, Modem

Abb. 20 Aufnahmegeräte für illegale Aktivitäten (Nokia E71)

Die Daten wurden nach einer ersten Auswertung der zuständigen staatlichen Überwachungsbehörde übergeben. Eine weitere strafrechtliche Verfolgung wurde zugesichert. Ob diese tatsächlich erfolgte, ist dem Autor nicht bekannt.

5. Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den durchgeführten Datenauswertungen in sechs Unterabschnitten vorgestellt: In den ersten beiden Abschnitten werden die Waldflächenerfassung und -veränderung als Endprodukt aus der überwachten und unüberwachten Klassifizierung aufbereitet. Drittens werden die Indices beispielhaft dargestellt. Viertens werden die Erfahrungen aus dem selbst organisierten Bildflug präsentiert. Fünftens werden die Resultate aus der Analyse der Vegetationsbrände gezeigt. Abschließend werden exemplarisch die Erkenntnisse aus dem Monitoring des illegalen Holzeinschlags bzw. Abtransports des illegalen Holzes erläutert.

5.1 Überwachte Klassifizierung der Selenge Provinz

Die mit dem *Maximum-Likelihood*-Algorithmus durchgeführte überwachte Klassifizierung (vgl. 4.3.1) von Landsat-Satellitenbildszenen für das gesamte Untersuchungsgebiet Selenge war im ursprünglich geplanten 10-Jahresintervall (Jahre 1990, 2000 und 2010) nicht möglich. Die Kriterien ‚Schneefreiheit‘ und ‚Wolkenbedeckungsgrad (<30 %)‘ reduzierte die geeignete Zahl auf wenige geeignete Satellitenbildszenen. Das erste potenziell wolkenfreie Zeitfenster im Frühjahr (01.04. bis 10.06.) war zu kurz. Die Frühlingsaufnahmen wiesen häufig bis Mai eine Schneedecke in höheren Lagen auf. In den Sommerregenmonaten Juni bis August betrug die Wolkenbedeckung generell über 30 %. Ende September ist die Vegetationsperiode wieder beendet und die bewaldeten Höhenlagen sind teilweise erneut schneebedeckt. Damit reduzierte sich das für die Untersuchungsziele geeignete jahreszeitliche zweite potenzielle Zeitfenster auf wenige Tage (01.09. bis 21.09.).

Es wurden zwei Landnutzungsklassifizierungen („Waldmasken“) für die Zeitpunkte September 1990 und September 2011 erstellt. Selbst für nur diese zwei Zeitpunkte mussten wolkenbedeckte Abschnitte mit Ausschnitten einer Satellitenbildszene aus einem anderen Abschnitt ergänzt werden. Erst dann war es möglich, eine Entwicklung über einen Zeitraum von 20 Jahren zu analysieren. Mit dem Auswertungsbeginn im Jahre 1990 ist eine *Baseline* für die Bewertung der anschließenden Jahre verfügbar. Denn 1991 erfolgte der einschneidende sozioökonomische Umbruch in der Mongolei (vgl. Kap. 2.2).

Die Auswahl von Trainingsgebieten und die folgende überwachte Klassifizierung erforderte besondere Kenntnisse des Geländes. Die Unterscheidung der Agrarflächen von den Waldflächen erwies sich für „aufgelassene“, d.h. länger nicht mehr bewirtschaftete, Felder als problematisch. Junge Büsche auf den Feldern reflektieren wie Naturverjüngung im Wald oder am Waldrand. Die Strauchvegetation konnte in diesen Fällen nicht immer eindeutig von den sich verjüngenden Waldflächen oder flussbegleitender Auenwaldvegetation unterschieden werden.

Der Spektralbereich und die Oberflächenstruktur ähnelten sich stark. Hier zeigte sich eine visuelle Bildinterpretation als ein geeigneter Lösungsansatz. Erstens ermöglichten die geometrischen Feldstrukturen eine sichere Zuordnung zur landwirtschaftlichen Fläche. Zweitens wurden diese Flächen in der sozialistischen Ära vorwiegend in den Ebenen angelegt. Dies gewährte leichten Zugang und kostengünstige Bewässerungsmöglichkeit für die Agrarbetriebe. Die Verteilung dieser landwirtschaftlichen Flächen ist folglich eindeutig von Waldflächen abgrenzbar. Die Außengrenzen der identifizierten Ackerflächen wurden manuell digitalisiert und die Flächen entsprechend klassifiziert.

Nach einer sorgfältigen Einarbeitungszeit konnten für die „Waldmasken“ drei Vegetationstypen für den gesamten Selenge *Aimag* voneinander abgegrenzt werden: (1) Wald, (2) Waldsteppe und (3) Steppe. Für den Selenge *Aimag* wurde eine Waldkarte für die Jahre 1990 und 2011 (jeweils zum Monat September) erstellt. Diese beiden Zeitpunkte wurden anschließend miteinander verglichen, um Flächenveränderungen bei der Waldbedeckung und der Waldstruktur zu identifizieren.

5.1.1 Bi-temporale Analyse der Waldentwicklung Selenge Provinz

Für die quantitative Auswertung der Änderungen in der Flächenbedeckung wurden einmalige Werte vergeben. Durch die Addition des Ausgangswertes und des Zielwertes wurde die Entwicklung der Flächen in den untersuchten Zeiträumen 1990 zum Jahre 2011 beschrieben. Die Ergebnisse des Vergleichs der Flächennutzung werden in der Tab. 8 aufgeführt.

Die identifizierten **Grasflächen** zeigten eine hohe Resilienz und blieben hauptsächlich unverändert bestehen als Grasflächen (70 %). An zweiter Stelle konnten Grasflächen mit Einzelbäumen beobachtet werden. Knapp 10 % der Flächen entwickelten sich zu Wald.

Bei der **Waldsteppe** ist eine relativ hohe Abnahme der Bäume zu erkennen (ca. 70 %). Nur 21 % blieben als Waldsteppe erhalten. Auch haben sich nur 7 % zu geschlossenen Waldformationen entwickelt.

In den **Waldflächen** blieben 77 % als Waldflächen erhalten und weisen damit eine hohe Stabilität auf. Allerdings ist die Degradation der Waldflächen mit 20 % innerhalb von 20 Jahren beachtlich, da der Betrachtungszeitraum angesichts des wirtschaftlichen Umtriebsalters von 100 bis 130 Jahren relativ kurz ist.

Die **Brandflächen** entwickeln sich generell nicht zu einem Vegetationstyp, sondern das Feuer durchläuft und verändert einen Vegetationstyp. Die Aufnahmen von 1990 und 2011 sind damit eine Momentaufnahme der Brandflächen in einer definierten Objektklasse.

Tab. 8 Vergleich der Flächennutzung (km²) zwischen den Jahren 1990 und 2011 (Selenge Aimag)

Von Klasse	Zu Klasse			
	Fläche (km ²)		Fläche (km ²)	Prozent (%)
Gras	24.628.917	Gras	17.350.239	70,45
		Waldsteppe	3.787.222	15,38
		Wald	2.449.363	9,95
		Brandflächen	366.776	1,49
		Landwirtschaft	667.500	2,71
		Wasser	7.817	0,03
Waldsteppe	8.633.727	Gras	6.008.502	69,59
		Waldsteppe	1.814.032	21,01
		Wald	616.520	7,14
		Brandflächen	72.216	0,84
		Landwirtschaft	121.614	1,41
		Wasser	843	0,01
Wald	10.500.611	Gras	1.217.676	11,60
		Waldsteppe	975.946	9,29
		Wald	8.110.176	77,24
		Brandflächen	132.368	1,26
		Landwirtschaft	61.482	0,59
		Wasser	2.963	0,03
Brandflächen	846.614	Gras	442.391	52,25
		Waldsteppe	110.013	12,99
		Wald	241.789	28,56
		Brandflächen	39.951	4,72
		Landwirtschaft	12.054	1,42
		Wasser	416	0,05
Landwirtschaft	8.113.437	Gras	5.579.349	68,77
		Waldsteppe	739.444	9,11
		Wald	420.353	5,18
		Brandflächen	467.773	5,77
		Landwirtschaft	903.155	11,13
		Wasser	3.363	0,04
Wasser	121.264	Gras	15.403	12,70
		Waldsteppe	8.488	7,00
		Wald	63.360	52,25
		Brandflächen	7.490	6,18
		Landwirtschaft	4.340	3,58
		Wasser	22.183	18,29

Fast 30 % der Brandflächen befinden sich innerhalb von Waldflächen. Die Hälfte der Brandflächen ist 2011 auf Graslandflächen zu beobachten. An dritter Stelle sind ca. 13 % der Brandflächen in der Waldsteppe und lockeren Wäldern zu entdecken. Der Vergleich der **landwirt-**

schaftlichen Fläche in den zwei Zeitaufnahmen zeigt, dass fast 70 % der landwirtschaftlichen Flächen zu Grasflächen geworden sind. Nur 11 % der landwirtschaftlichen Fläche ist nach zwei Dekaden immer noch bzw. wieder eine landwirtschaftlich genutzte Fläche. Bei den **Wasserflächen** ist eine Veränderung der Flächen in Richtung Wald zu beobachten. Auch die Einstufung von 12,7 % Grasflächen aus ehemaligen Wasserflächen ist hoch. Die Klasse „Wasser“ und deren Entwicklung ist ein indirekter Indikator für eine potenzielle Falschinterpretation. Nur 18,3 % blieben als Wasserfläche erhalten.

Der visuelle Vergleich der Aufnahmepunkte Sept. 1990 und Sept. 2011 (Abb. 21) führt ebenfalls zu einem deutlichen Ergebnis. Für die Darstellung wurden „Ampelfarben“ gewählt und die Kategorien Wald, Waldsteppe und Steppe verwendet: Die grünen Flächen signalisieren eine Waldzunahme. Die beige markierten Flächen sind unverändert, d.h. 1990. Die roten Flächen kennzeichnen eine Waldabnahme. Auf diesen Gebieten ist die Waldbedeckung zum Zeitpunkt Sept. 2011 verschwunden.

Bei der Analyse der Flächenveränderungen in der Provinz Selenge zeigen sich deutliche regionale Schwerpunkte. Besonders sticht die Waldabnahme südöstlich der Provinzhauptstadt Suchbaatar, nordwestlich und südsüdwestlich von Bugant sowie um Tunkhel und Zuunkhara hervor. Die Waldabnahme ist prägnanter um das Gebiet Bugant als auf den anderen Flächen in der Provinz Selenge zu beobachten. Dagegen weisen die rötlich gekennzeichneten Flächen auf eine Abnahme des Waldes um die Siedlungen Tunkhel und Zuunkhara hin. In der Region Bugant ist deutlich ein Wandel von dichteren Wäldern in lockere Wälder zu erkennen. Generell ist aber bei einer visuellen Interpretation eine eindeutige Tendenz der Waldabnahme um die größeren Siedlungsgebiete abzuleiten. In den schwer zugänglichen Gebieten ist die Waldfläche gemeinhin unverändert bzw. nimmt sogar zu. Dies trifft allerdings nicht für alle abgelegenen Gebiete zu. Die Schwerpunkte einer Waldabnahme liegen im Norden der Provinz Selenge und südöstlich der Ortschaft Bugant.

Tab. 9 Entwicklung der Waldflächen im Untersuchungsgebiet Selenge Aimag

Wald Sommer 1990 – 2011	ha
Waldfläche 1990	1.595.860
Waldfläche 2011	1.344.827
Zunahme Wald 1990 bis 2011	232.646
Abnahme Wald 1990 bis 2011	483.679

Die Analyse der reinen Zahlen ohne direkten Flächenbezug zeigt, dass eine Nettoabnahme von ca. 250.000 ha (ca. 15 %) für den Selenge *Aimag* zu verzeichnen ist. Die Dynamik ist in dem untersuchten Gebiet sehr hoch und fast 50 % der Waldflächen haben sich verändert, wenn man die beobachteten Veränderungen in Bezug zur Waldfläche im Jahre 2011 setzt.

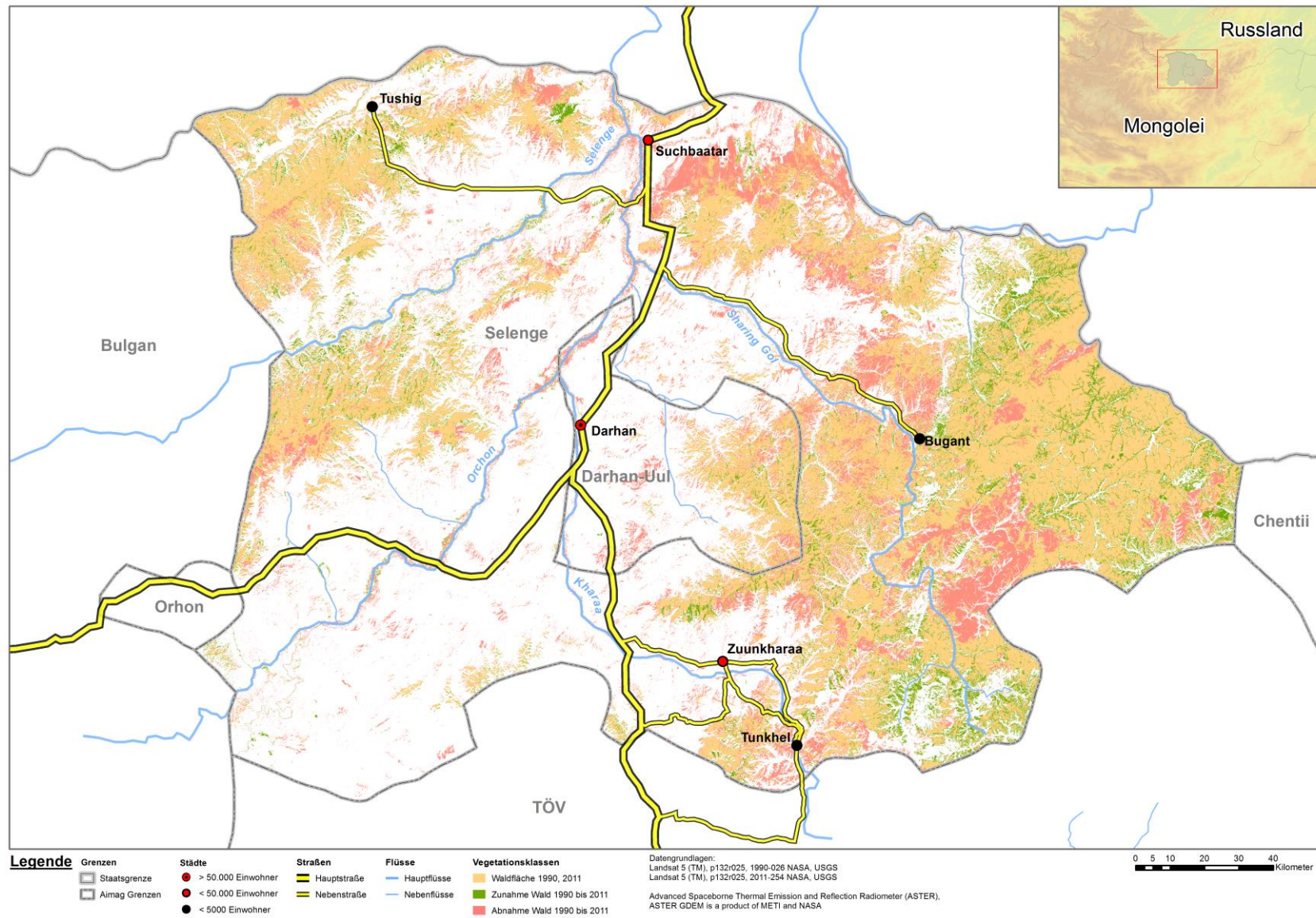


Abb. 21 Veränderung der Waldfläche zwischen 1990 und 2011 im Selenge Aimag (nördliche Mongolei)

5.1.2 Bi-temporale Analyse der Waldentwicklung in Bugant

Werden die zwei erstellten „Waldmasken“ für die Jahre 1990 und 2011 miteinander direkt verglichen, ergibt sich ebenfalls ein eindeutiges Ergebnis, wie folgende Abbildung (Abb. 22) veranschaulicht. Die unveränderten Flächen werden in beige Farbe dargestellt. Die Zunahme der Waldflächen ist besonders in einigen Tälern in den niedrigeren Lagen zu beobachten.

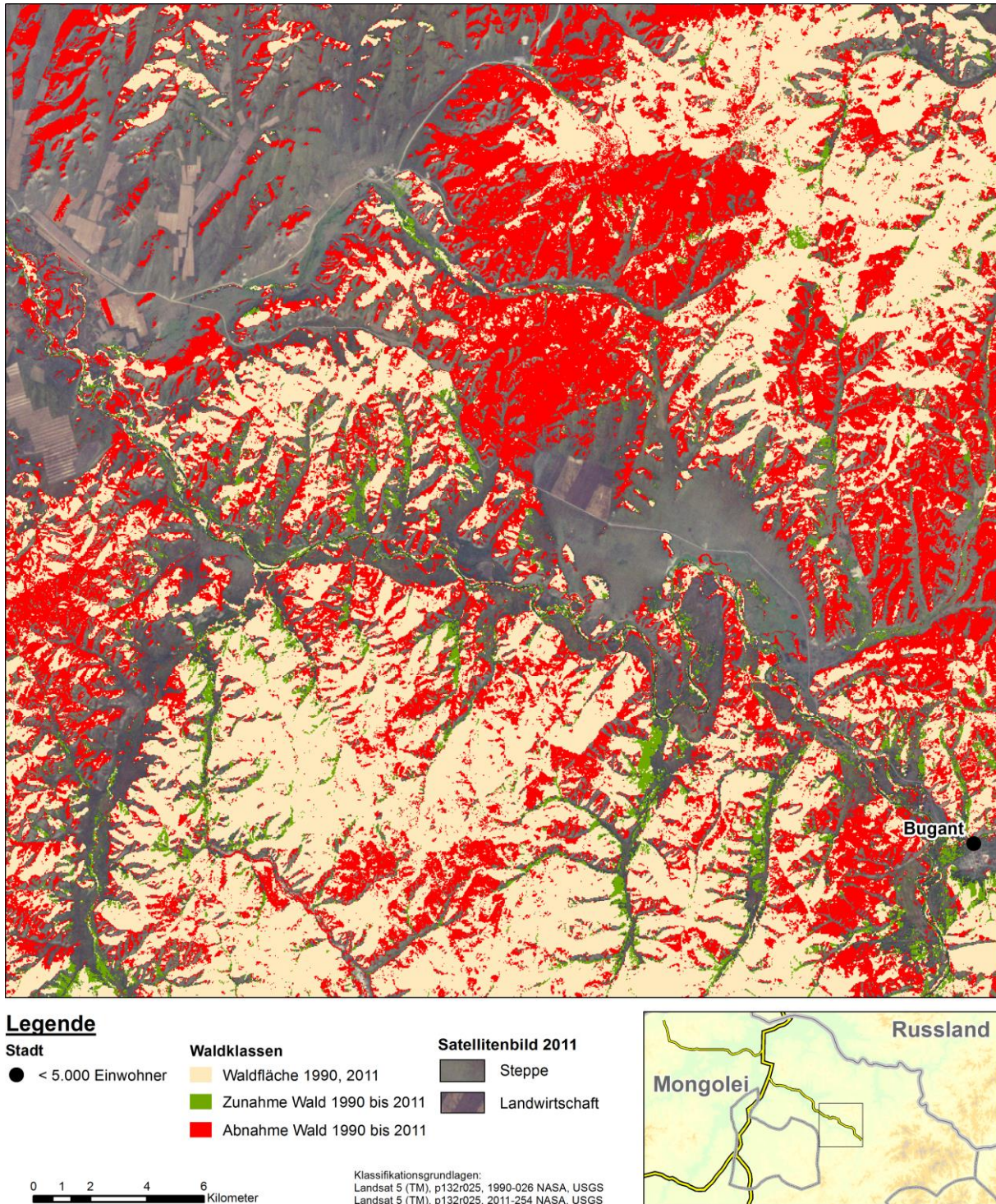


Abb. 22 Veränderung der Waldfläche zwischen 1990 und 2011 im Untersuchungsgebiet Bugant

Für diese Flächen kann nicht auf eine irreversible Walddegradation geschlossen werden, aber eine potenzielle Versteppung, d.h. Bewuchs durch eine Grasschicht, oder der Beginn einer langjährigen Erneuerungsphase durch eine natürliche Verjüngung dieser Waldgebiete darf unterstellt werden. Deutlich überwiegt die Waldabnahme gegenüber der Waldzunahme.

Die visuelle Interpretation der Untersuchungsergebnisse aus dem Vergleich der Sommerbildszenen zeigt für das Hauptuntersuchungsgebiet Bugant, dass es augenscheinliche Tendenzen bei der Waldzunahme gibt. Diese sind vor allem entlang der Flussläufe sowie in einigen Seitentälern in den unteren Lagen zu beobachten. Eine direkte Korrelation mit Standortfaktoren kann nur vermutet werden, insbesondere eine bessere Wasserversorgung in diesen Bereichen, die ein höheres Potenzial für die Regeneration bewirkt.

5.1.3 Bi-temporale Analyse der Kiefernentwicklung in Bugant

Analog zur Auswertung der Sommerbildszenen wurden ebenfalls die Winterbildszenen ausgewertet und die gleiche Farbsignatur für die Ergebnisauswertung verwendet (Abb. 23). Die beige Flächen markieren den unveränderten Kiefernbestand seit 1991 bis 2013. Die grünen Flächen kennzeichnen die Zunahme der Waldflächen. Die roten Flächen bezeichnen die Flächen mit einer Kieferwaldabnahme.

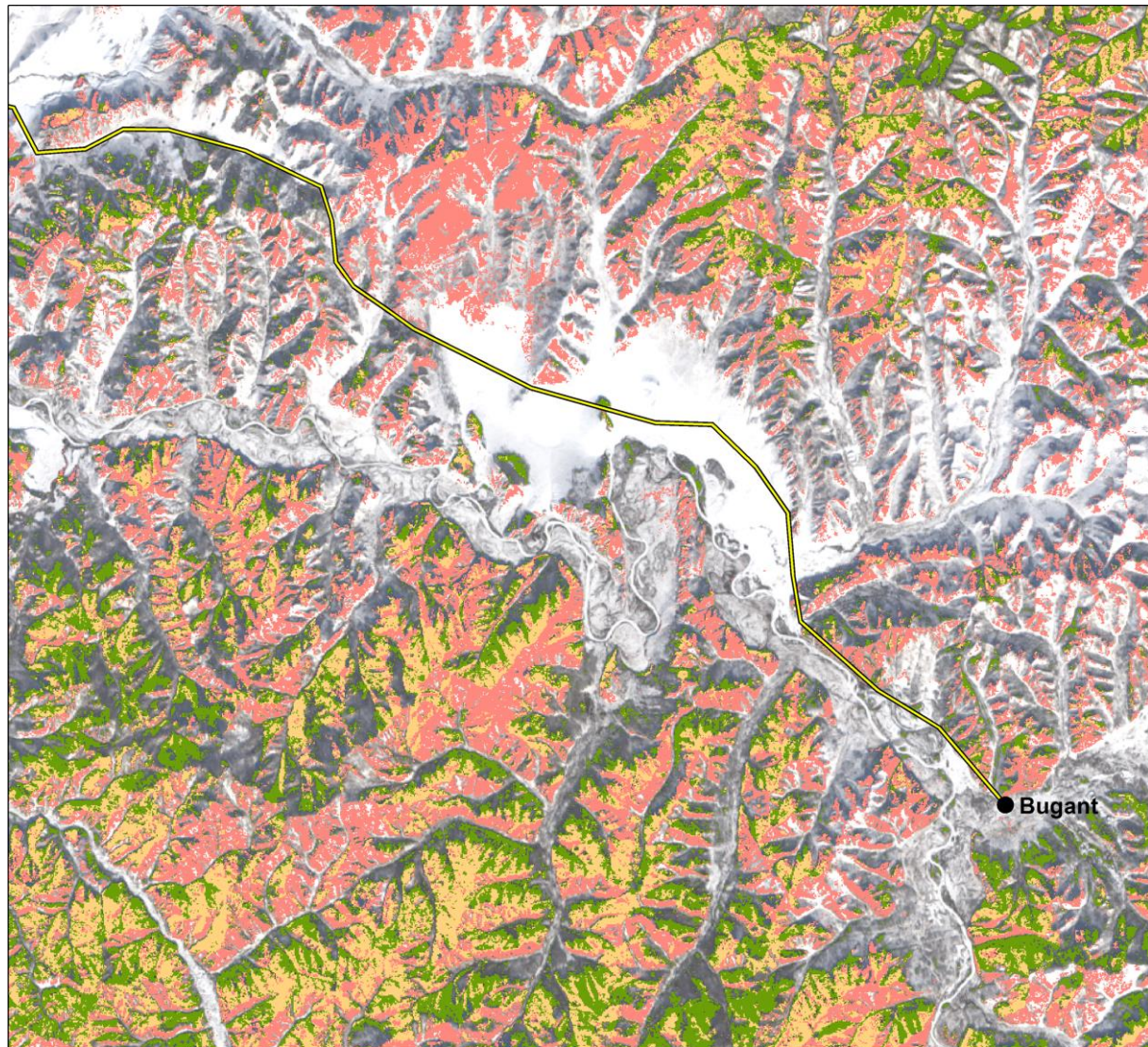
Die Karte aus dem Hauptuntersuchungsgebiet Bugant zeigt die Entwicklung der Kiefernflächen (Abb. 23). Die Ergebnisse aus der Analyse der Flächennutzungsänderung 1991 und 2013 verdeutlichen, dass großflächig die Kiefer entlang der aus Westen von der Hauptstraße Darchan-Suchbaatar nach Bugant verlaufende Straße abgenommen hat. Diese Flächen stimmen zum großen Teil mit den Brandflächen überein, die aus den Satellitenbilddaten MODIS hergeleitet wurden. Erwartungsgemäß verzeichnen die Flächen mit mehrmaligen Feuerereignissen auf derselben Fläche eine höhere Abnahme der Kiefernwälder zugunsten anderer Vegetationsformen (Gras bzw. Laubbäume). Außerdem veranschaulicht die Analyse, dass die Zunahme der sehr dynamischen Kiefer in weiter abgelegenen Tälern und in höheren Lagen erfolgt.

Tab. 10 Entwicklung der Kiefernflächen im Untersuchungsgebiet Bugant

Kiefer Winter 1991 - 2013	ha
Kieferfläche 1991	24.297,24
Kieferfläche 2013	16.642,94
Zunahme Kiefer 1991 bis 2013	8.767,50
Abnahme Kiefer 1991 bis 2013	16.421,80

Für das exemplarisch ausgesuchte Untersuchungsgebiet wurde für das Jahr 1991 eine Fläche von 24.297 ha Kiefernwald identifiziert (s. Tab. 10). Nach 22 Jahren hat sich die Fläche insgesamt um knapp 8.000 ha auf 16.642 ha reduziert. Allerdings fällt bei genauerer Betrachtung

auf, dass ca. 70 % der untersuchten Gesamtfläche von einer Kiefernabnahme betroffen ist. Ungefähr 30 % der Kiefernwaldfläche sind im Vergleich zur Ausgangslage neu entstanden. Da das Waldökosystem über ein Regenerationspotenzial verfügt, darf nicht jede Abnahme der Kiefer als irreversible Waldzerstörung bewertet werden. Die zwei Aufnahmezeitpunkte werden im Anhang dargestellt (Anh. 13 und Anh. 14).



Legende

Kiefernwald

- Kiefernfläche 1991, 2013
- Zunahme Kiefer 1991 bis 2013
- Abnahme Kiefer 1991 bis 2013

Stadt

- < 5.000 Einwohner

Verkehrsnetz

- Nebenstraße

Satellitenbild 2013

- Schattenhang, kieferlos
- offene Landschaft mit Schneedecke



Datengrundlage:
Landsat 5 (TM), p132r025, 1991-071 NASA, USGS
Landsat 8 (OLI), p132r025, 2013-355, NASA, USGS

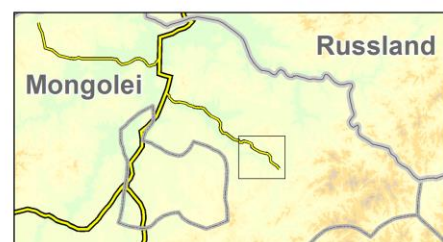


Abb. 23 Veränderung der Kiefernfläche (*Pinus* spp.) zwischen 1991 und 2013 im Untersuchungsgebiet Bugant (nördliche Mongolei)

5.2 Unüberwachte Klassifizierung

Für sechs Zeitpunkte mit einem Fünf-Jahresintervall (ab 1990) wurden unüberwachte *Iso-Cluster*-Klassifizierungen von Landsat-Satellitenbildszenen für die Hauptuntersuchungsgebiete Bugant und Tunkhel durchgeführt. Es konnte zwischen den Objektklassen dichter Wald (Fd), lockerer Wald (FI), Steppe (St) und Landwirtschaft (Ag) unterschieden werden. Die folgende Tab. 11 gibt Auskunft in absoluten Werten und als Prozentangabe über die festgestellten Veränderungen in dem Untersuchungsgebiet Bugant für die vier erfassten Objektklassen. Die Auswertungen beziehen sich auf den Monat September. Es wird aufgezeigt, inwieweit Flächenumwandlungen stattgefunden haben und welche Tendenzen festgestellt wurden.

Die in Tab. 11 grülich markierten Felder weisen auf die Resilienz in jeder Objektklasse hin, d.h. dem Verbleib der Fläche in der eigenen Klasse. Die geringste Veränderung ist bei der Steppe (St) zu beobachten. Drei Viertel (76,43 %) blieb unverändert. An zweiter Stelle hinsichtlich Resilienz steht die Objektklasse ‚Wald dicht‘ (Fd). Nach 25 Jahren sind im Untersuchungsgebiet Bugant ca. 54 % des dichten Waldes (Fd) unverändert geblieben. Ungefähr jeweils ein Drittel der Flächen blieben bei ‚Wald locker‘ (FI) und Agrarflächen (Ag) unverändert.

Bei der ‚Waldfläche dicht‘ (Fd) steht die Änderungen in Steppe (St) mit 30 % an erster Stelle. An zweiter Stelle folgt die Auflockerung des dichten Waldes (Fd) in lockeren Wald (FI). Hier wurde 15 % der dichten Waldfläche (Fd) in lockeren Wald (FI) umgewandelt. Dagegen wurde nur 2,4 % in Agrarflächen (Ag) umgewandelt. Bei den Flächen, die mit lockeren Wald (FI) bedeckt waren, verwandelte sich nur ein sehr geringer Anteil wieder zu dichtem Wald (5,2 %). Fast zwei Drittel (62,06 %) des lockeren Waldes (FI) wurde zur Steppe (St). Dies ist die höchste festgestellte Flächenänderung von einer Objektklasse in eine andere Objektklasse im Untersuchungsgebiet Bugant. Ein ähnlich hoher Wert zeigt sich bei der Landwirtschaft (Ag). Hier wurden 62,01 % in Steppe (St) umgewandelt. Allerdings betrug der Anteil der landwirtschaftlichen Flächen mit 13,82 km² – absolut betrachtet – nur einen geringen Anteil (ca. 1 %) von der Gesamtfläche (1.225 km²). Beachtenswert ist, dass sich der Waldrückgang (Fd + FI) im Untersuchungsgebiet Bugant ca. 30 % innerhalb des Beobachtungszeitraums belief.

Tab. 11 Flächenentwicklung (km²) in Bugant zwischen 1990 und 2015 (September)

von / zu	Wald dicht (Fd)		Wald locker (FI)		Steppe (St)		Landwirt. (Ag)		Gesamt	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km	%
Wald dicht	285,61	53,93	80,90	15,28	150,38	28,40	12,71	2,40	529,60	100,00
Wald locker	2,61	5,20	14,50	28,86	31,18	62,06	1,95	3,88	50,24	100,00
Steppe	35,40	5,60	93,03	14,72	482,99	76,43	20,51	3,25	631,93	100,00
Landwirt.	0,18	1,30	0,27	1,95	8,57	62,01	4,80	34,73	13,82	100,00

Die folgende Tab. 12 veranschaulicht, wie die vorherige Tabelle, ebenfalls die Flächenentwicklung, diesmal für das Gebiet Tunkhel. Auch hier weisen die grau hinterlegten Felder auf die Resilienz der Objektklassen hin. Ebenfalls, wie in Bugant, erweisen sich die Steppenflächen

am stabilsten. Zwei Drittel (73,56 %) blieben über den Beobachtungszeitraum unverändert. Bei ‚Wald dicht‘ (Fd) und ‚Wald licht‘ (FI) verharrten ca. 50 % der Flächen in ihrer ursprünglichen Klasse. Die Steppenflächen zeigen sich somit stabiler als in dem Untersuchungsgebiet Bugant. Die Agrarflächen blieben nur zu ca. 11 % unverändert. Ein grosser Anteil der landwirtschaftlichen Flächen (Ag) wurden wieder in Steppe umgewandelt. Allerdings ist der absolute Anteil der Agrarflächen in diesem Untersuchungsgebiet relativ gering (10 %). Ungefähr ein Drittel (37,11 %) der dichten Waldfläche (Fd) hat sich zu ‚Wald licht‘ (FI) aufgelockert. Nur ca. 15 % des dichten Waldes (Fd) wurde in Steppe (St) oder Agrarfläche (Ag) umgewandelt. Beim ‚Wald licht‘ (FI) verlief mit 25,94 % die Entwicklung hauptsächlich in Richtung Steppe. Mit ca. 5 % hielt sich die Abnahme der Steppe durch Bewaldung sehr in Grenzen. Insgesamt ist für Tunkhel eine absolute Entwaldung von ca. 15 % zu beobachten.

Tab. 12 Flächenentwicklung (km²) in Tunkhel zwischen 1990 und 2014 (September)

von / zu	Wald dicht (Fd)		Wald locker (FI)		Steppe (St)		Landwirt. (Ag)		Gesamt	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km	%
Wald dicht	77,64	47,41	60,78	37,11	22,01	13,44	3,34	2,04	163,77	100,00
Wald locker	49,20	16,42	145,79	48,65	77,74	25,94	26,94	8,99	299,67	100,00
Steppe	0,25	0,04	34,82	5,29	484,62	73,56	139,11	21,12	658,80	100,00
Landwirt.	0,51	0,49	22,74	22,00	68,18	65,97	11,92	11,53	103,35	100,00

Die Entwicklung über den Gesamtzeitraum betrachtet in Bugant und in Tunkhel deutet darauf hin, dass die Steppenflächen relativ resilient sind. Der absolute Waldverlust ist in dem Gebiet Bugant mit ca. 30 % doppelt so hoch, wie im Gebiet Tunkhel (ca. 15 %). Dafür ist die tendenzielle Auflockerung der Wälder in Tunkhel (37,11 %) deutlich stärker als in Bugant (15,28 %).

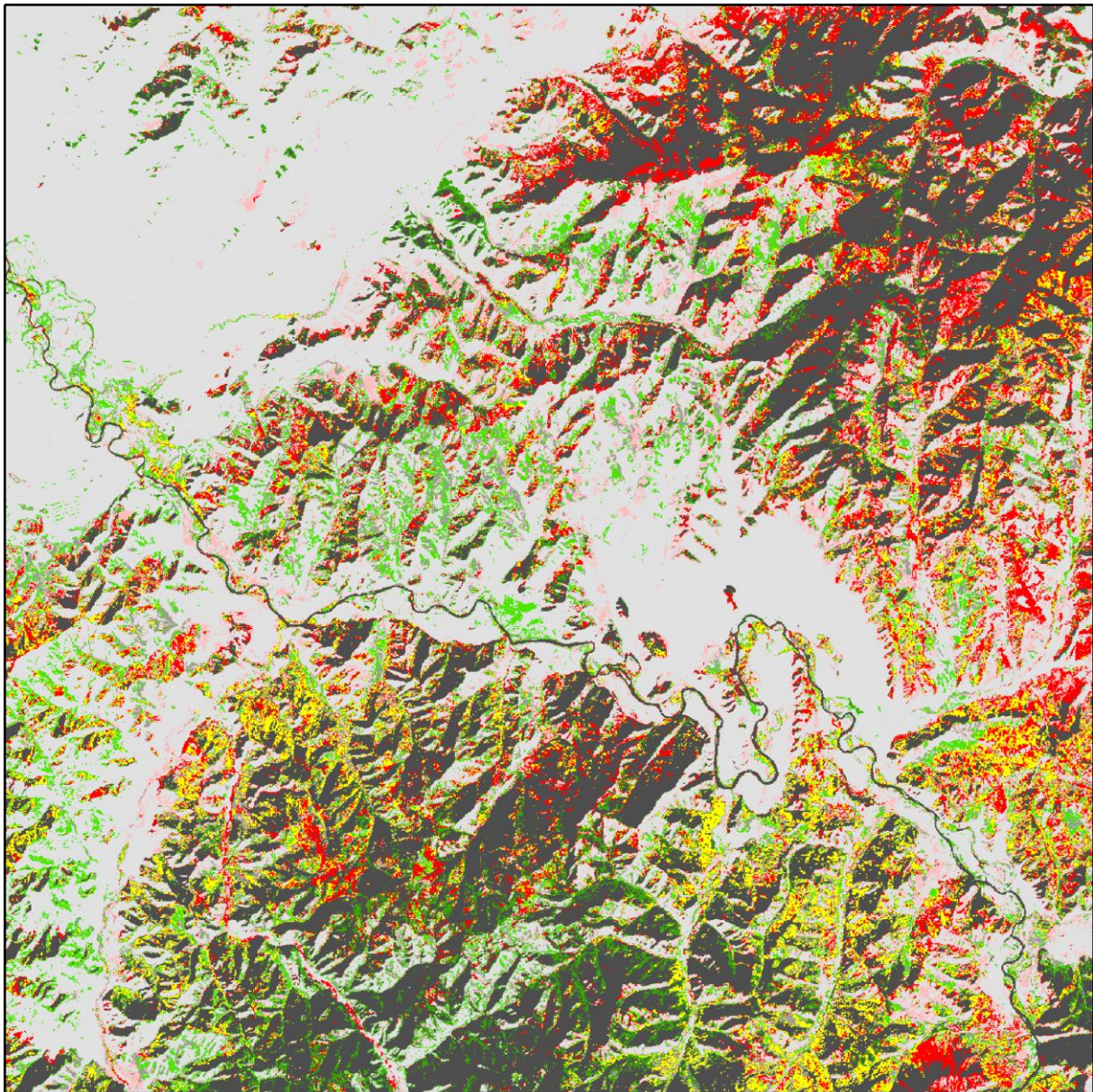
Die weiteren Ergebnisse der unüberwachten Klassifizierungen sind in den Anhängen aufgeführt. Im Anh. 9 werden für das Untersuchungsgebiet Bugant die sechs untersuchten Zeitabschnitte im Zeitraum 1990 bis 2015 dargestellt. Die ausgewählten Satellitenbildszenen stammen alle aus dem Monat September. Es werden die Klassen Wald dicht (Fd), Wald locker (FI), Steppe (St) und Landwirtschaft (St) aufgeführt. Der Zustand der Vegetations schwankt zwischen den Jahren. Aber der Vergleich der ersten Satellitenbilddaufnahme aus dem Jahre 1990 mit der letzten Satellitenbilddaufnahme vermittelt den Eindruck, dass die Walddichte abgenommen hat. Im Anh. 10 ist die Darstellung entsprechend für das Untersuchungsgebiet Tunkhel erstellt worden. Der direkte Vergleich der ersten Satellitenbildszenen aus dem Jahre 1990 mit der letzten Satellitenbildszenen aus dem Jahre 2014 verdeutlicht eine Waldabnahme zugunsten der Steppe.

Ebenfalls wurde eine Auswertung der Winteraufnahmen mit einer unüberwachten Klassifizierung durchgeführt. Die Ergebnisse sind im Anh. 11 für Bugant und im Anh. 12 für Bugant visualisiert. Es werden ebenfalls die Klassen Fd, FI und St dargestellt. Anders als bei den Septemberaufnahmen wurde die Klasse Schneefläche (Sn) verwendet. Tendenziell nimmt der dichte

Wald (Fd) sowohl für beide Untersuchungsgebiete ebenfalls zwischen der ersten (1991 bzw. 1994) und der letzten Auswertung (2015) ab. Allerdings schwankt die Waldfläche stärker zwischen den Jahren als bei den Septembereaufnahmen. Dies wurde bei den Vorauswertungen dem niedrigeren Sonnenstand und dadurch anspruchsvolleren Klassifizierung zugeschrieben. Für das Jahr 1990 waren keine geeigneten Satellitenbildszenen verfügbar war.

Die Karte mit den Flächennutzungsänderungen für Bugant visualisiert exemplarisch die Änderung der Landnutzung zwischen den Aufnahmezeitpunkten 2002 und 2015 (Abb. 21). Die Flächen in dunkelgrün und hellgrün weisen auf die Flächenentwicklung in Richtung lockeren Wald (FI) oder dichten Wald (Fd) hin, d.h. auf eine allgemeine Waldzunahme. Die dunkelgrauen Flächen verweisen auf die Flächen mit ‚Wald dicht‘ (Fd). Hier ist keine Veränderung zu beobachten. Die gelben Flächen deuten auf eine Auflockerung der dichten Wälder (Fd) zu lockeren Wäldern (FI). Die roten Flächen zeigen die Entwaldung an, d.h. den Verlust von dichtem Wald (rot) oder lockeren Wald (rosarot). Die Schwerpunkte der Waldabnahme sind vor allem im Norden und Osten des Untersuchungsgebiets zu verzeichnen. Insbesondere die Gegend in unmittelbarer Nähe zu Bugant ist von Walddegradation betroffen. Auffällig stechen in diesem Gebiet die roten und gelben Flächen heraus, die eine Waldabnahme signalisieren. Im Süden und im Westen ist tendenziell eine Waldzunahme zu beobachten. Ein weiteres Beispiel ist im Anh. 15 in der thematischen Karte mit den Flächennutzungsänderungen für Bugant zwischen 1994 und 2002 dargestellt. Für diesen älteren Zeitabschnitt ist die Abnahme der dichteren Wälder weiter vom Ort Bugant entfernt, d.h. vornehmlich in westlicher und nordwestlicher Richtung.

Im Anh. 17 und Anh. 18 werden die Ergebnisse für die Untersuchungsgebiete Bugant und Tunkhel tabellarisch präsentiert. Jede Satellitenbildszene wurde nach den vorab definierten Objektklassen klassifiziert. Der Flächenwandel wurde durch den Vergleich der Klassifizierung von einem Aufnahmezeitpunkt mit dem jeweiligen folgenden Zeitpunkt quantifiziert. Dadurch wurde es möglich, die Änderungstendenzen jeder Objektklasse zu erfassen.



Legende

Flächenänderung (Change Detection)

 Ag --> Fd	 Fd --> Fd	 Fd --> FI	 Fd --> St
 St --> Fd	 St --> FI	 St --> St	 St --> Ag
 FI --> Fd	 FI --> FI	 FI --> St	 FI --> Ag
 Ag --> FI	 Ag --> St	 Ag --> Ag	 Fd --> Ag

Bezeichnungsschlüssel

Ag = Agrarflächen (<i>Agriculture</i>)
Fd = dichter Wald (<i>Forest dense</i>)
FI = lockerer Wald (<i>Forest light</i>)
St = Steppe (<i>Steppe</i>)



Datengrundlagen:
 Landsat 7 (ETM+), p132r025, 2002-253 NASA, USGS
 Landsat 8 (OLI), p132r25, 2015-249, NASA, USGS

Abb. 24 Flächennutzungsänderungen für Bugant zwischen 2002 und 2015

5.3 Normalisierter differenzialer Brandindex

Der für die Identifizierung von Störungen berechnete *differenced Normalized Burn Ratio* (dNBR) konnte nicht auf der gesamten Untersuchungsfläche effektiv verwendet werden. Das Hauptproblem bestand in der Verfügbarkeit brauchbarer Satellitenbilddaten zeitnah vor und nach dem identifizierten Störungsereignis. Zudem ist der dNBR stark anfällig gegenüber einer Wolkenbedeckung. Vereinzelt konnten mit Hilfe des dNBR-Index die Störungsflächen nach einem nachgewiesenen Feuerereignis eindeutig identifiziert werden, wie in den Abb. 25 und Abb. 26 beispielhaft demonstriert wird. Im ersten Beispiel wurde im linken oberen Satellitenbildausschnitt ein Vegetationsfeuer im Mai 2001 anhand der MODIS-Daten nachgewiesen. Einen Monat später zeigt die Aufnahme rechts oben im Juni 2001 deutlich eine starke Störung der Vegetation, wenn der Zustand mit einer Satellitenbildszene aus dem Vorjahr (August 2000) verglichen wird (rote Flächen). Bemerkenswert ist, dass die „Störungen“ der landwirtschaftlichen Nutzung auf diese Weise ebenfalls erfasst werden. Die Bearbeitung der Felder am Ende der Sommermonate ist in der rechten Szene deutlich an den geometrischen Formen zwischen den Waldflächen erkennbar. Dies schliesst Feuer als Störfaktor aus. Wahrscheinlich ist, dass die Ackerflächen an diesen Stellen umgepflügt wurden und noch keine Saatbestellung stattgefunden hatte. Auf anderen Feldern ist deutlich erkennbar, dass ein starkes Vegetationswachstum (grüne Flächen) stattgefunden hat. Hier wurde die Aussaat bereits ausgebracht. Entsprechend sind die Felder durch Nutzpflanzen bedeckt. Während der Aufnahme der Kontrollstichprobenpunkte im Mai 2011 wurde häufig das Abbrennen von Stoppelfeldern in der Mongolei beobachtet. Das Ziel war die Wuchsbedingungen für die Saat zu verbessern. Es ist nicht auszuschließen, dass landwirtschaftlichen Feuer vereinzelt Ursache für Steppen- und Waldbrände sind.

Im zweiten Beispiel in Abb. 25 wurde ebenfalls ein Waldbrand nachgewiesen (April 2007). Der Vergleich der Aufnahme im Mai 2007 mit dem Vorjahreszustand September 2007 zeigt erneut die Auswirkungen des Feuers auf die Waldvegetation. Die Störung ist in diesem Fall nicht ganz so deutlich wie in dem vorherigen Beispiel. Die Ursachen hierfür können vielfältig sein. Sehr wahrscheinlich ist, dass das Feuer aufgrund der Wetterbedingungen und des Waldzustands weniger intensiv gebrannt hat.

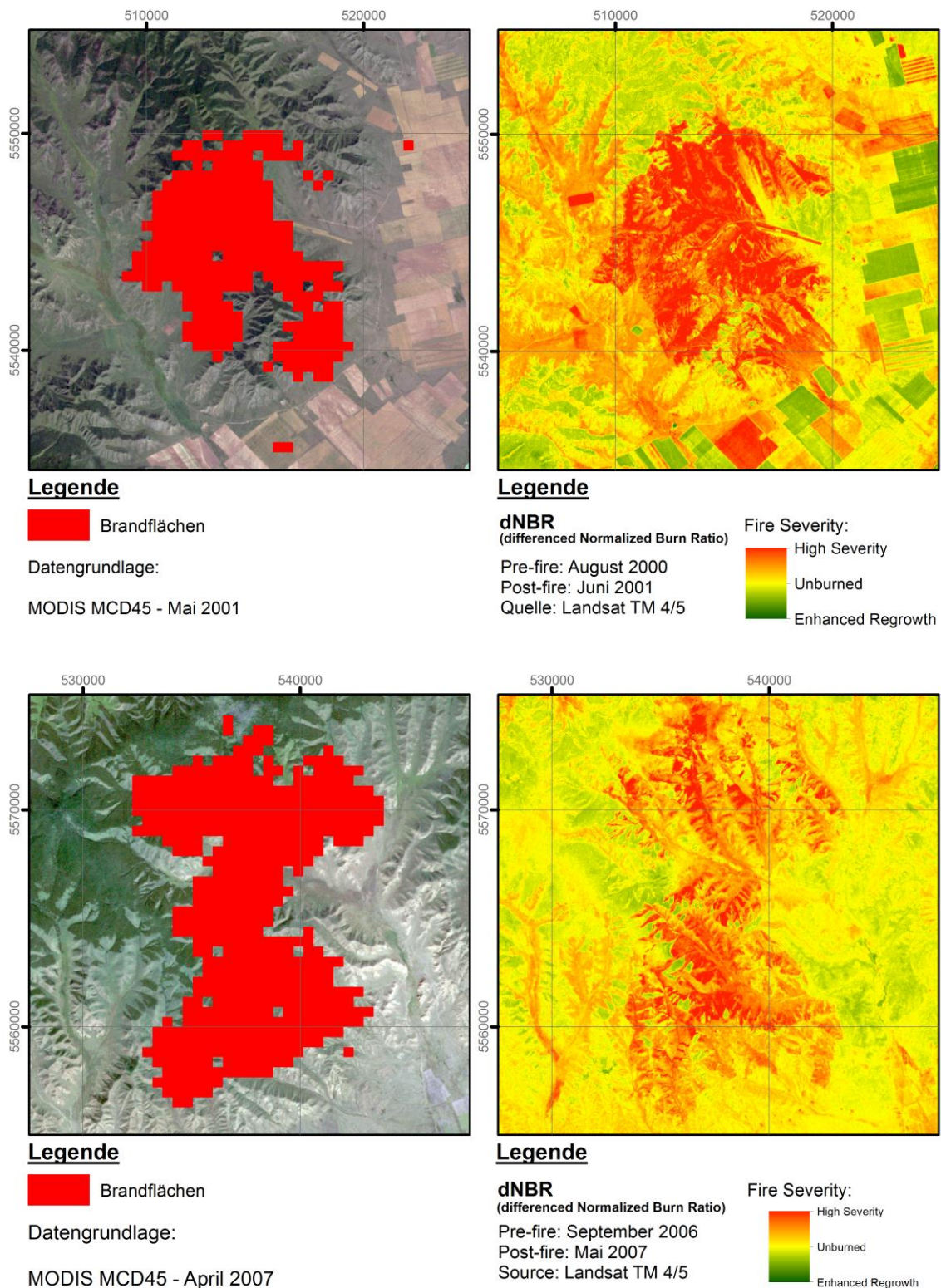


Abb. 25 Der dNBR als Nachweis für eine starke (*high severity*) Störung und MODIS-Satellitenbilddaten als Bestätigung

Der Ausschnitt in Abb. 26 führt ebenfalls den Nachweis eines Feuerereignisses anhand von MODIS-Satellitenbilddaten für den Monat Juni 2000 auf. Der Vergleich des Vegetationszustandes nach einem Jahr im Juni 2001 mit dem Zustand im Vorjahr (August 2000) zeigt in diesem Fall, dass das Vegetationsfeuer deutlich zu einem verstärkten Wachstum auf den ehemaligen Brandflächen geführt hat. Die Wiederbesiedelung der Fläche durch die Vegetation ist an dem gesteigerten Wachstum (grüne Flächen) erkennbar. Die feuerangepassten Bäume reagieren häufig mit starkem Stockausschlag (Birke) oder Wurzelbrut (Zitterpappel). Auch wird das Graswachstum auf den ehemaligen Brandflächen stark angeregt.

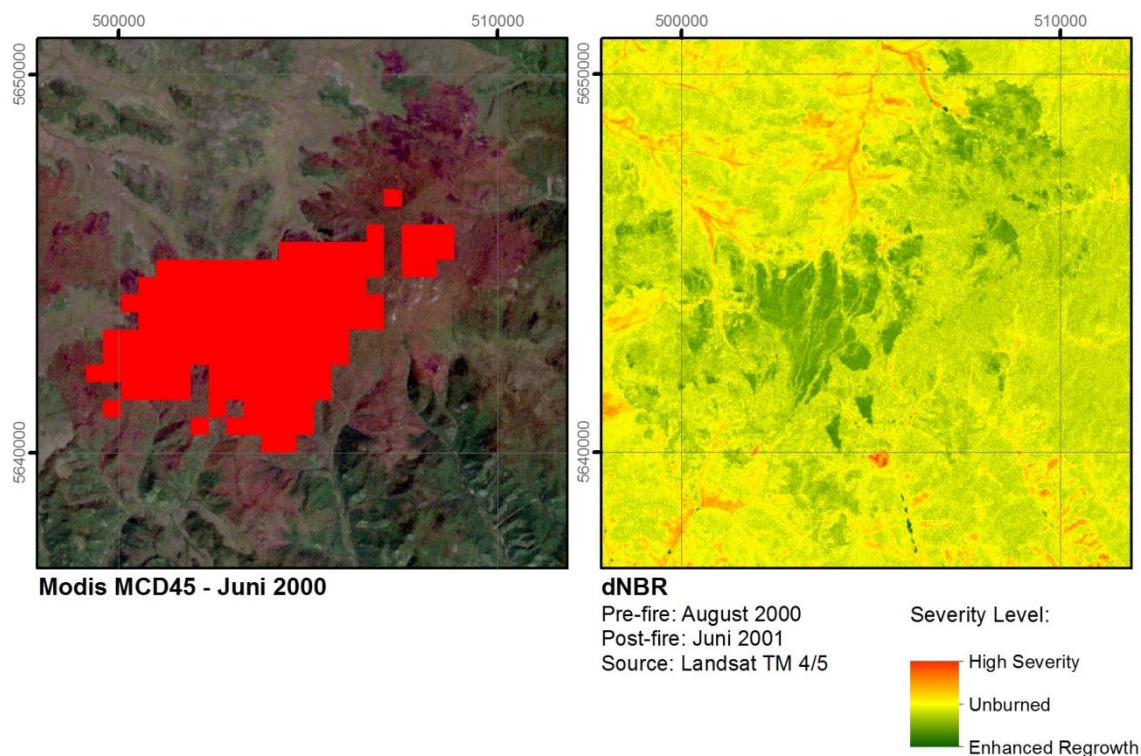


Abb. 26 Der dNBR als Nachweis für ein verstärktes Wachstum (*enhanced regrowth*) und MODIS-Satellitenbilddaten als Bestätigung

5.4 Eigenbefliegung

Die Auswertung der Ergebnisse nach dem Befliegen des Gebiets Tunkhel stellte sich aus organisatorischen und technischen Gründen als eine große Herausforderung heraus. Das ganze Gebiet von 100 km² konnte nicht befliegen werden. Ursache war die Energieversorgung der Kamera, die durch eine Lithium-Ion EN-EL3e (7.4 V, 1500 mAh) Batterie erfolgte. Die relative geringe Außentemperatur reduzierte die Leistung. So konnte nur ein Teil des geplanten Aufnahmegebiets befliegen werden. Theoretisch hätten ungefähr 2.000 Bilder aufgenommen werden müssen. Ein Speicherproblem bestand nicht, da die Kamera mit dem Laptop direkt verbunden war und die Bilder direkt auf die Festplatte des Laptops abgespeichert wurden. Es

wurden 907 digitale Luftbilder aufgenommen. Jeder Datensatz umfasste den Bildnamen, die Bildnummer, die geographische XY-Koordinate sich auf den Bildmittelpunkt beziehend (Mittelpunkt-Koordinate). Mit Hilfe eines Fernauslösers wurden die Aufnahmen über dem Zielgebiet alle 5 sec. ausgelöst, um eine ausreichende Überlappung zu gewährleisten. Die Befliegung fand am 11. August 2007 statt.

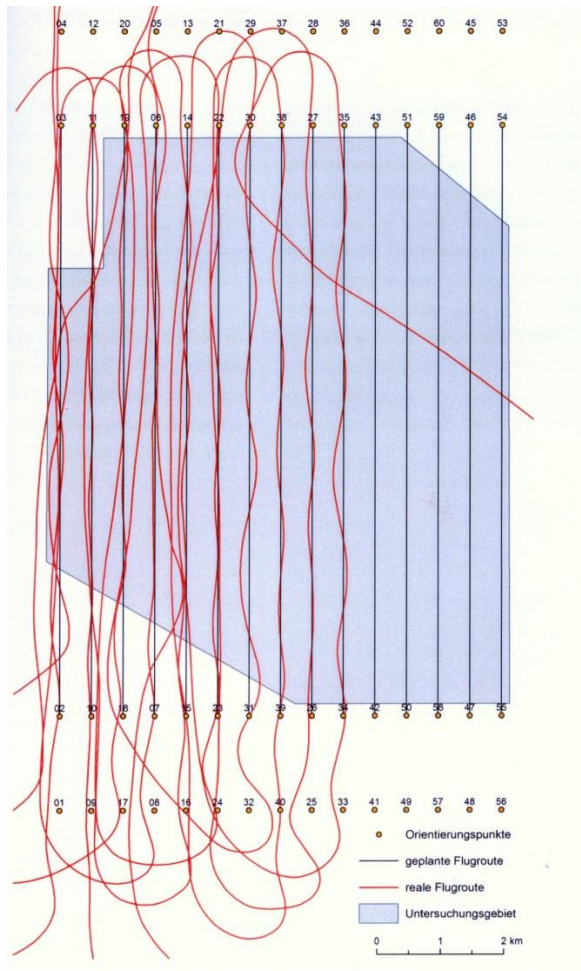


Abb. 27 Befliegungsrouten im Untersuchungsgebiet Tunkhel (nach M. Fimiarz 2008)

Die grundlegende Problematik bestand in der Einhaltung der geplanten Befliegungslinien (s. Abb. 27). Der Flugzeugführer benötigte einige Anläufe, bis das Flugmuster entsprechend den Vorgaben annähernd eingehalten werden konnte. Dies führte zu einer hohen Variation in der Quer- und Längsüberlappung der Luftbildaufnahmen.

Eine weitere Schwierigkeit waren die Wetterbedingungen im Monat August. Aufgrund der höheren Niederschlagsmengen in diesem Monat standen nur wenige Flugtage mit einer geringen Wolkenbedeckung zur Verfügung. Daher konnte der Flug in den folgenden Tagen nicht wiederholt bzw. das restliche Gebiet befliegen werden, da dies die Wetterbedingungen nicht zuließen. Eine weitere Einschränkung ergab sich außerdem durch die zeitlich beschränkte Verfügbarkeit des angemieteten Flugzeugs und des gestellten Piloten.

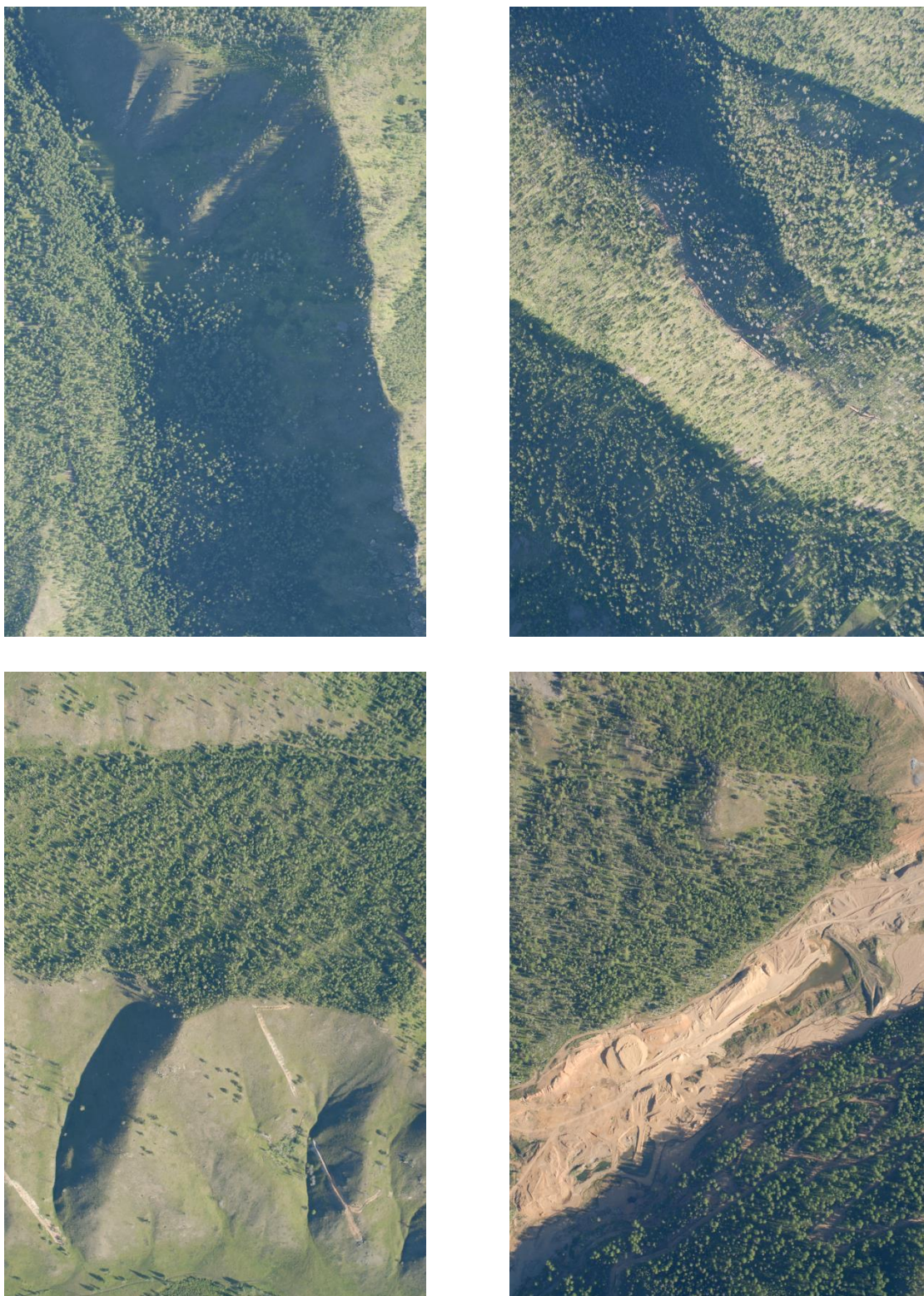


Abb. 28 Beispielaufnahmen Luftbilder aus Eigenbefliegung (Bodenauflösung 20 cm)

Nach dem Befliegen gestaltete sich die Auswertung der einzelnen Luftbilder als eine Herausforderung. Die Mittelpunktkoordinate wurde mit Hilfe der Software ACDSee aus der NIKON-TIF.Dateien ausgelesen.

Eine automatisierte Bearbeitung der Bilder war mangels geeigneter Passpunkte nicht möglich. Daher wurden die Passpunkte manuell gesetzt. In den mit ERDAS 9.2 LPS bearbeiteten Bildern wurden 10 Passpunkte platziert. Die Überprüfung der gesetzten Passpunkte erfolgte im Vergleich mit der georeferenzierten QuickBird-2 Szene. Die Längsverknüpfung verlief problemlos. Die Querverknüpfung konnte nur durch ein manuelles Setzen der Passpunkte hergestellt werden. Vom ursprünglichen Auswertungsziel von 270 Bildern, konnten aufgrund der zeitintensiven Bearbeitung im Rahmen einer Bachelorarbeit nur bei 20 Bildern eine Passpunkt-messung sowie Triangulation durchgeführt werden, um schließlich ein Orthobild mit ERDAS 9.2 LPS zu erzeugen. Die Auflösung betrug 20 cm. Aufgrund der zahlreichen Schwierigkeiten und der geringen Anzahl von nur 20 ausgewerteten Luftbildern, wurden die Luftbilder nicht in die Landnutzungsauswertung übernommen.

5.5 Vegetationsbrände

Die Auswertung der MODIS Daten konzentrierte sich auf das Produkt **MCD45A1**, das monatlich zur Verfügung steht. Die Kacheln deckten das gesamte Untersuchungsgebiet ab. Die Auswertung erfolgte monatsweise von April 2000 bis Dezember 2015 (s. Tab. 6). Für den Zeitraum davor lagen keine verlässlichen Daten vor. Die offiziellen Daten der mongolischen Behörden sind unvollständig und beschränken sich auf geschätzte Brandflächen.

5.5.1 Brandflächen

In der Abb. 29 werden die Vegetationsbrände im Verlauf der ausgewerteten Jahre visualisiert. Dies schließt die Brandflächen auf allen identifizierten Vegetationstypen ein, d.h. Wald, Steppe und sonstigen Flächen. Der Aspekt des Feuerzyklus wurde ebenfalls untersucht, d.h. wenn sich Feuer auf denselben Flächen wiederholen. Die Flächen mit Mehrfachbränden sind insbesondere zwischen Suchbaatar und Bugant zu finden (s. Abb. 30). Außerdem zeigt die Karte, dass Feuerereignisse in manchen Jahren als grenzübergreifende Phänomene zwischen der Mongolei und der russischen Föderation aufgetreten sind. Insbesondere die Jahre 2007 und 2009 waren durch besonders große Brandflächen gekennzeichnet.

Die visuelle Interpretation der Ergebnisse verdeutlicht, dass tendenziell dieselben Gebiete von Feuern betroffen sind. Das sind insbesondere die Waldgebiete im nordwestlichen Teil des Selenge *Aimags*. Auch die Kiefernwälder südöstlich von der Provinzhauptstadt Suchbaatar sind Schauplatz von zahlreichen Wiederholfeuern. Ebenso ist das Gebiet um Bugant stark von Vegetations- und Waldbränden betroffen. Das Gebiet um Tunkhel war ebenfalls von Vegetationsfeuern betroffen, aber in deutlich geringerem Ausmaß.

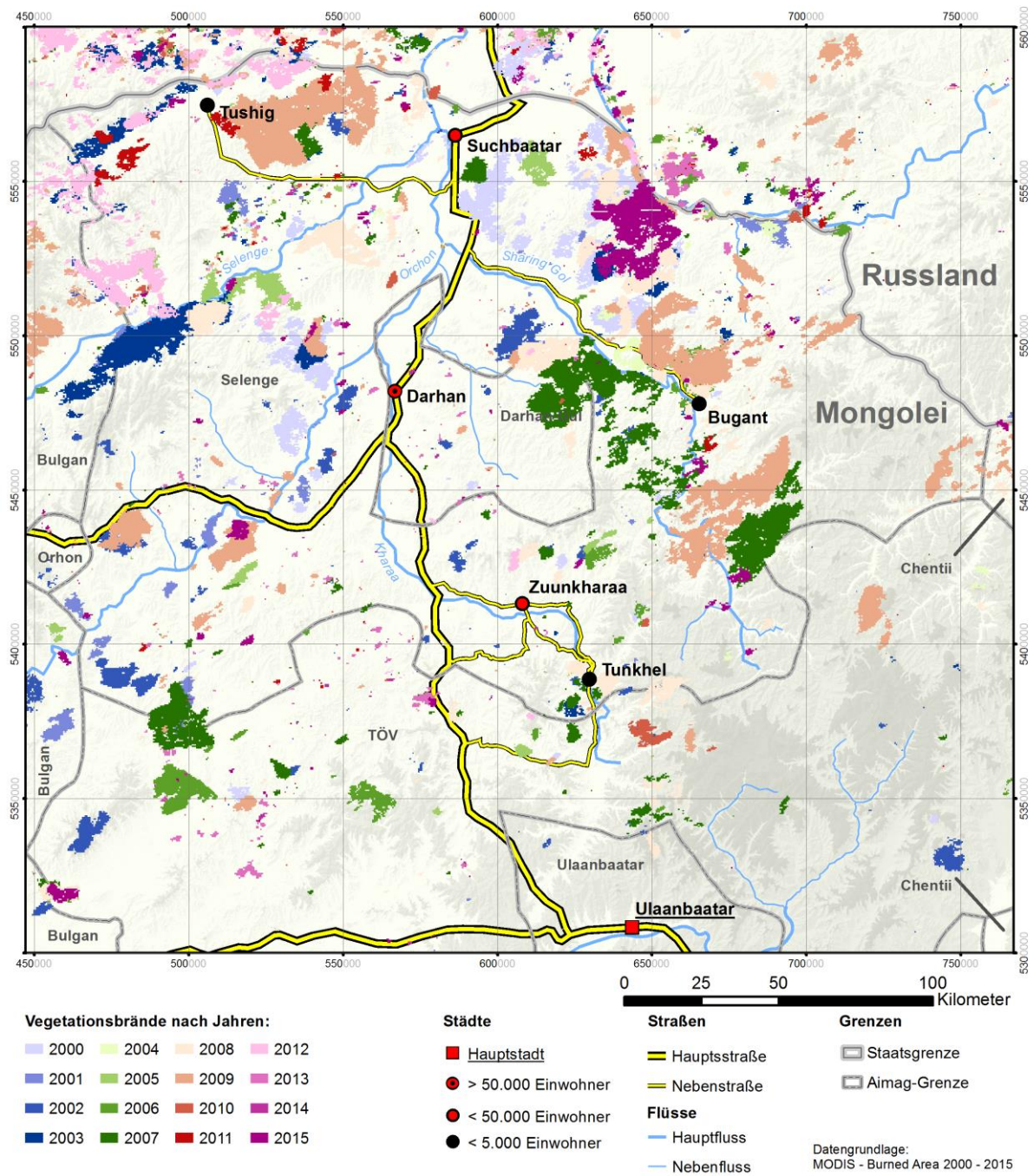


Abb. 29 Vegetationsbrände im Selenge Aimag nach Jahren (2000 - 2015)

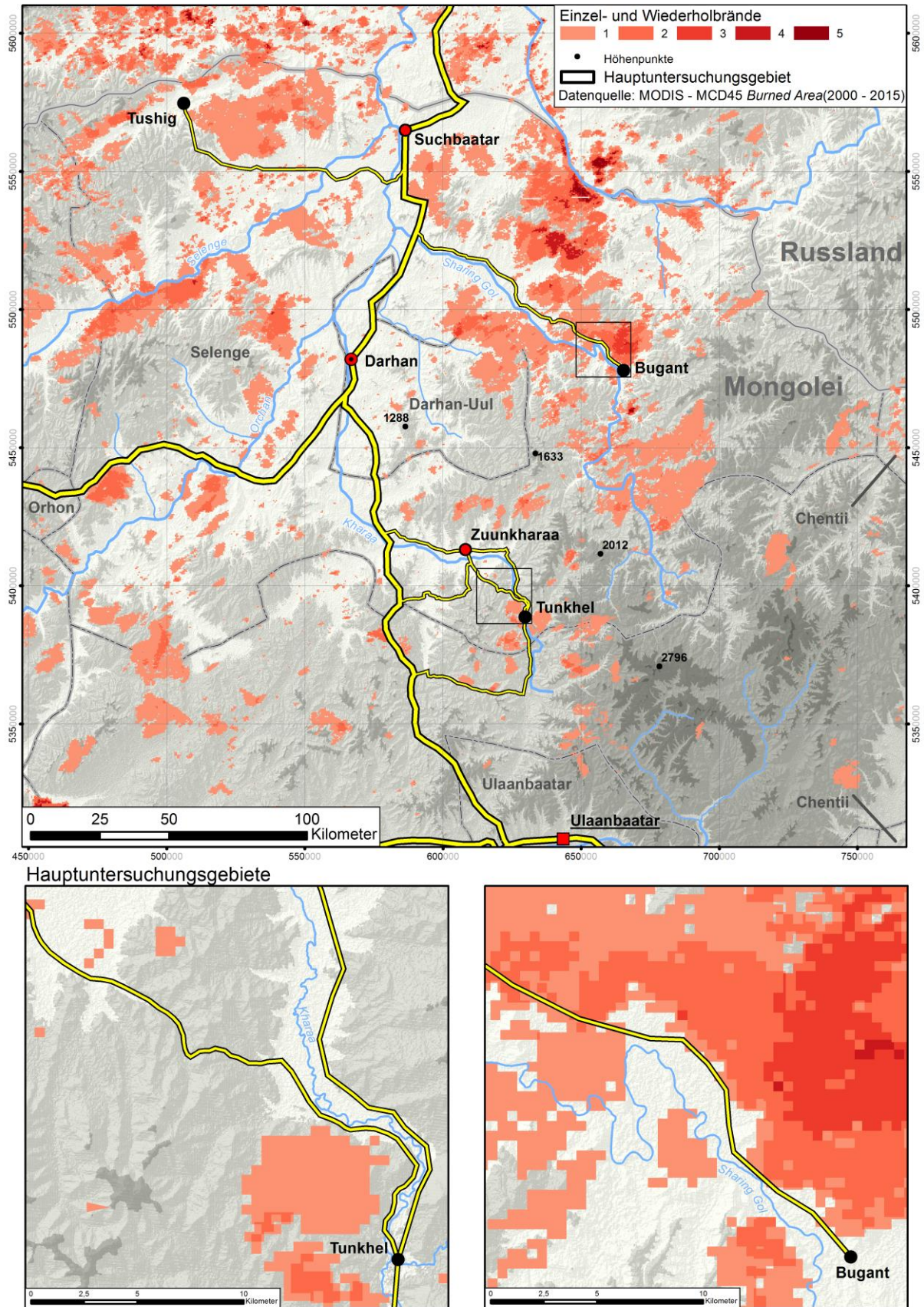


Abb. 30 Vegetationsbrände in den Selenge und Darhan-Uul Aimags von 2000 - 2013

Um zwischen Steppen- und Waldfeuern unterscheiden zu können, wurde die 1990-Waldmaske mit den Brandflächen verglichen. Das Ergebnis war eine erfolgreiche Unterscheidung zwischen Steppen- und Waldbränden. Innerhalb des Zeitraums April 2000 bis Dezember 2015 durchliefen Vegetationsfeuer bis zu fünf Mal die Flächen um Bugant. Für den Zeitraum vor April 2000 liegen keine MODIS Satellitendaten vor und hier lassen sich weitere ältere Feuerereignisse nur vermuten. Diese scheinen aber angesichts des Vegetationszustandes auf den anderen Flächen nicht in größerem Ausmaß in diesem Gebiet stattgefunden zu haben.

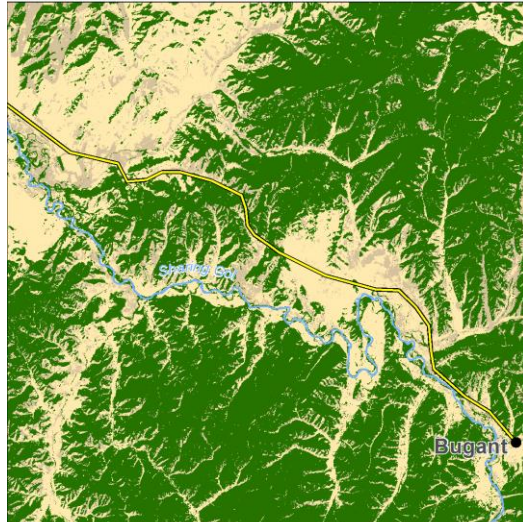
Beim Vergleich der Satellitenbilddaten über einen Zeitraum von 20 Jahren ist eine Auflockerung der Wälder um Bugant und Tunkhel augenscheinlich. Um den Einfluss des abiotischen Faktors Feuer in diesem Ökosystem zu erfassen, wurden die Brandflächen und die Wiederholung der Brandereignisse auf der selben Fläche superponiert. Das Ergebnis ist eine augenscheinlich signifikante Korrelation zwischen Feuern und Reduktion der Waldvegetation. Innerhalb des Zeitraums April 2000 bis Dezember 2015 durchliefen Vegetationsfeuer bis zu fünf Mal die Flächen um Bugant.

Die Abb. 31 zeigt die Veränderung der Flächen (Wald, Waldsteppe, Steppe) zwischen den Jahren 1990 und 2011 in den beiden Hauptuntersuchungsgebieten Tunkhel (linke Spalte) und Bugant (rechte Spalte). Im direkten Vergleich wird deutlich, wie die Waldflächen um das Gebiet Tunkhel stark abnehmen und sich in Waldsteppe und Steppe verwandelt haben. Bei der Auswertung des verfügbaren MODIS-Datenmaterials zeigt sich eine Übereinstimmung in den Kerngebieten mit den Feuerflächen (drittes Bild in jeweiliger Spalte). Da die MODIS-Daten erst ab April 2000 verfügbar sind, können frühere Feuerereignisse nur vermutet werden. Für das Gebiet um Bugant ist die Waldabnahme noch beeindruckender sowie auch die augenscheinliche Übereinstimmung mit den festgestellten Feuerereignissen. Hier ist die Korrelation zwischen festgestellter Waldabnahme und Feuerereignis noch höher. Die Abb. 27 analysiert auch detaillierter den Feuerzyklus im Untersuchungsgebiet. Es wurden innerhalb der ausgewerteten 14 Jahre bis zu fünf Wiederholungsbrände auf manchen Flächen identifiziert. Großflächige und mehrfache Feuerereignisse prägen die Hauptuntersuchungsgebiete Tunkhel und Bugant. Ungefähr 20 % der Fläche wurde in Tunkhel von einem Feuerereignis betroffen. Das untersuchte Gebiet in Bugant wurde auf ca. 60 % der dargestellten Gesamtfläche von Feuern gestört. Hier ist die Häufigkeit der wiederholten jährlichen Feuerereignisse auffällig. Allerdings konnte aufgrund des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht auf eine eindeutige Tendenz zurückgeschlossen werden, d.h. ob die Vegetationsbrände flächenmäßig zu- oder abnehmen. Erwartungsgemäß tritt eine vorläufige Abnahme der Waldvegetation nach einem oder mehreren Brandereignissen ein.

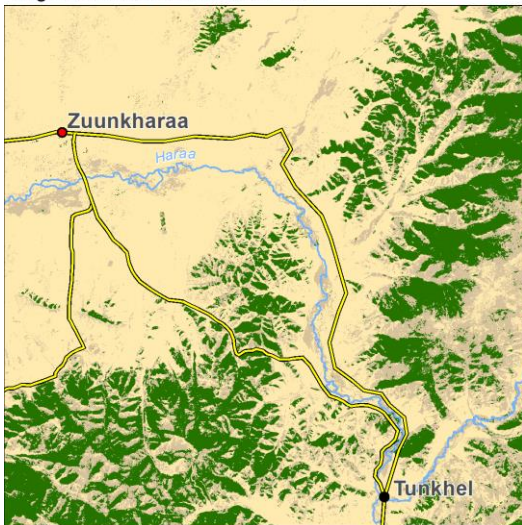
Vegetationszustand im Jahr 1990



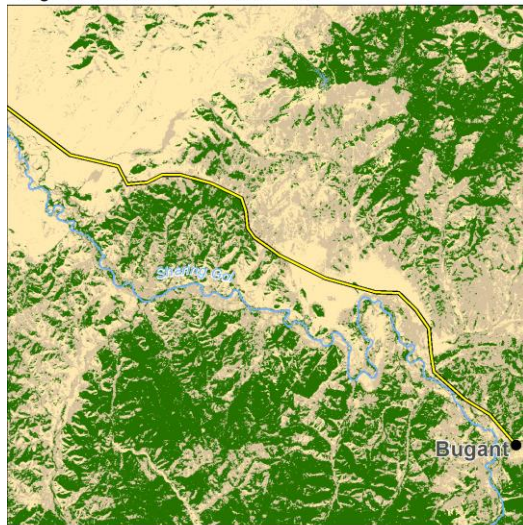
Vegetationszustand im Jahr 1990



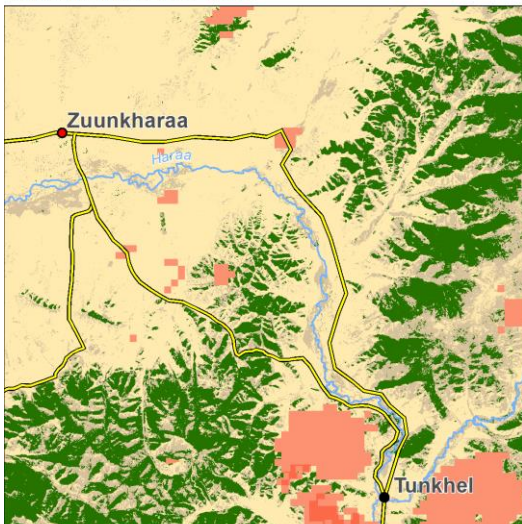
Vegetationszustand im Jahr 2011



Vegetationszustand im Jahr 2011



Brandflächen 2000 - 2013



Brandflächen 2000 - 2013

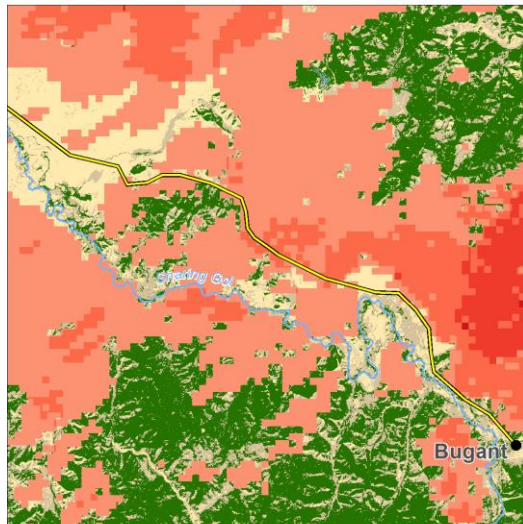


Abb. 31 Vegetationszustand 1990, 2011 und Brandflächen (2000-2013) im Hauptuntersuchungsgebiet Tunkhel und Bugant

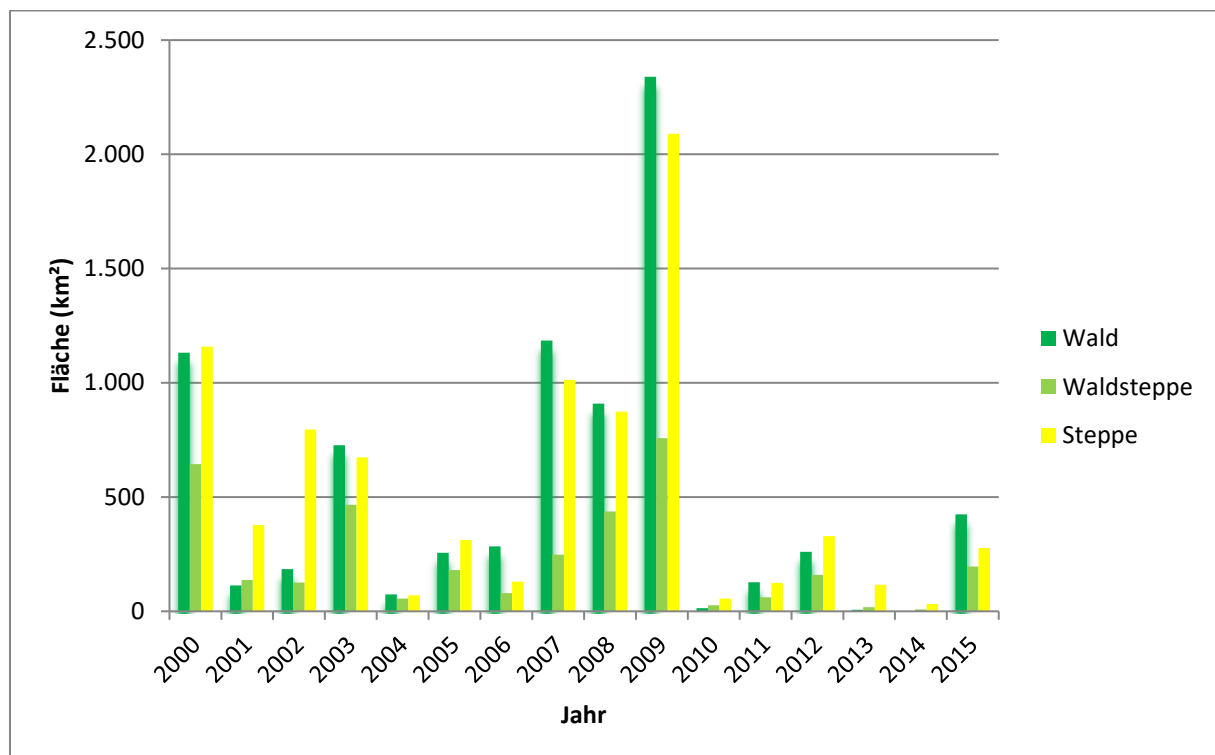


Abb. 32 Jährliche Übersicht der Feuer (MODIS MCD45) in Selenge Provinz (Baseline 1990)

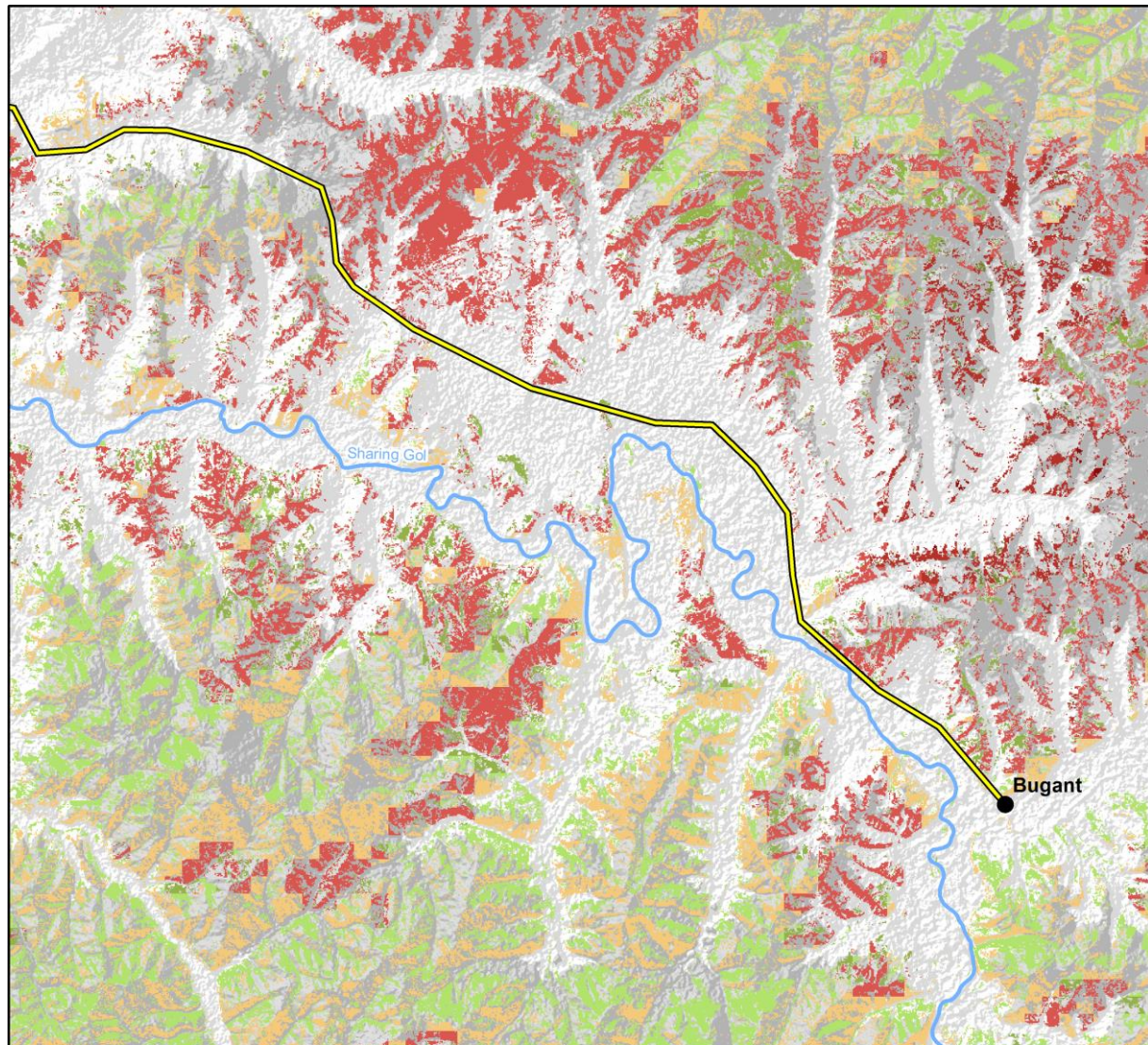
Das Balkendiagramm in Abb. 32 zeigt eine Auswertung der Vegetationsbrände in der Provinz Selenge. Insbesondere die Jahre 2000 und 2009 waren von starken Wald- und Steppenbränden gekennzeichnet. Der Anteil der Steppenbrände beträgt in der Regel 30 % bis 40 %. Die Wald- und Waldsteppenbrände belaufen sich jährlich auf 30 % bis 50 % der Gesamtfläche, die von Bränden betroffen ist. Die Auswertung zeigt deutlich, dass jährlich starke Schwankungen auftreten und Vegetationsfeuer in den Jahren 2004, 2010 und 2013 nur eine geringe Rolle gespielt haben.

Die Vermutung, dass eine Korrelation zwischen Hangausrichtung und Feuerereignis besteht, wurde bestätigt. Mit Hilfe des digitalen Geländemodells wurden die Hangausrichtung und die Lage der Brandereignisse auf den acht Expositionen (N, NO, O, SO, S, SW, W und NW) ausgewertet. In den Jahren 2000 und 2009 wurden im Selenge *Aimag* besonders häufige Feuer verzeichnet. Vermutlich hängt dies mit der dort häufiger vorhandenen Vegetation zusammen. Es könnte allerdings auch angenommen werden, dass die Grasfeuer weniger intensiv und heiß brennen, so dass der Schwellwert für den MODIS-Sensor nicht erreicht wird.

5.5.2 Analyse der Walddynamik am Beispiel Bugant

Die Identifizierung der Kiefernbestände wurde nur für das Untersuchungsgebiet Bugant durchgeführt. Für dieses Gebiet konnte die Waldstruktur weiter differenziert werden. Zuerst wurden die Aufnahmen aus dem Sommer 1990 und dem Winterbild 1991 zusammengeführt. Dann die

Lage der Kiefernwälder in den Wäldern abgegrenzt. Das Ergebnis ist in folgender Karte (Abb. 23) wiedergegeben. Ebenfalls wurden die Sommerszene 2011 und die Winterszene 2013 zusammengeführt. Im direkten Vergleich ist zu erkennen, dass Kiefern eindeutig in ihrer Fläche abgenommen haben.



Legende

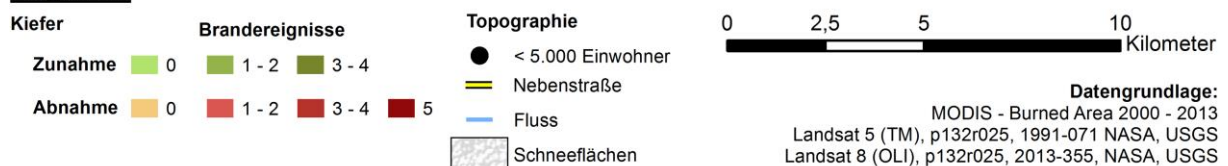
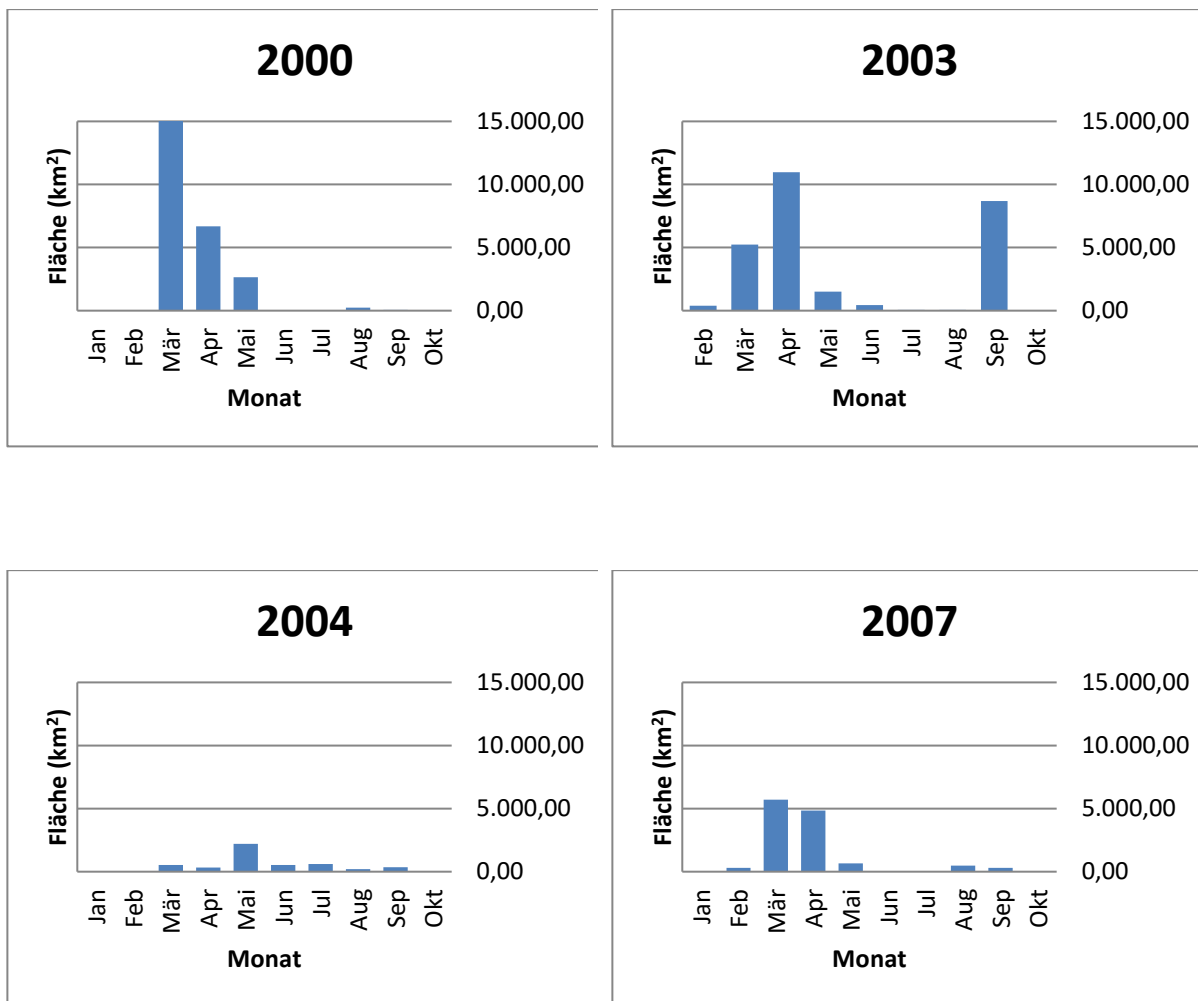


Abb. 33 Brandereignisse und Veränderungen der Kiefernwälder im Untersuchungsgebiet Bugant

Um die Veränderungen der Kiefernflächen zwischen 1990 und 2013 zu erklären, wurden die verfügbaren Feuerdaten aus MODIS eingesetzt (s. Abb. 33). Obwohl für einen Beobachtungszeitraum von rund 10 Jahren (Januar 1990 - März 2000) MODIS-Feuerdaten fehlen, sind sehr viele Flächen durch Brandereignisse erklärbar. Die Flächen, die eine Zunahme von Kiefern verzeichneten, sind zumindest seit 2000 nicht von einem größeren Feuerereignis betroffen

gewesen. Für die orangen Flächen wurde eine Abnahme der Kiefernfläche verzeichnet, aber kein Feuerereignis registriert. Hier sind vermutlich Feuerereignisse vor März 2000 beteiligt gewesen. Insbesondere die Jahre 1996 und 1997 waren von starken Feuerereignissen geprägt. Andere Störfaktoren wie Holzeinschlag, Windwurf und Insektenbefall sind weitere mögliche Erklärungen.

5.5.3 Jahreszeitliche Verteilung



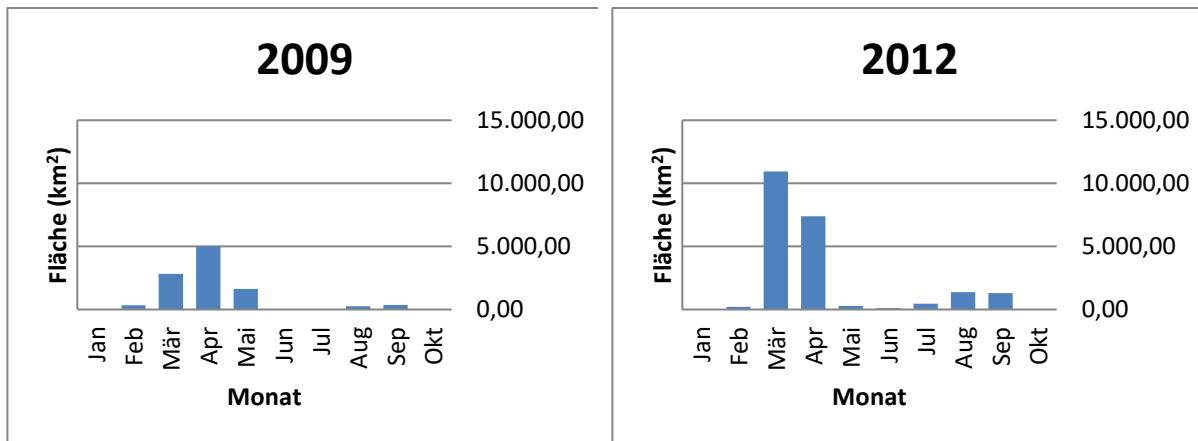


Abb. 34 Jahreszeitliche Verteilung der Vegetationsbrände am Beispiel ausgesuchter Jahre

Die Abb. 34 zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Vegetationsbrände im Untersuchungsgebiet Selenge *Aimag*. Hier bestätigt sich erwartungsgemäß das Ausmaß der Vegetationsbrände entsprechend den vorherrschenden klimatischen Bedingungen in der Nordmongolei. Die größten Flächenbrände werden in den Frühjahrsmonaten März und April verzeichnet. Die geringen Niederschläge in den Wintermonaten sowie die trockene Biomasse (Laubstreu, trockene Gräser) bilden einen idealen Nährstoff für jedes neue Feuer. Die Brände ziehen sich bis in den Monat Mai und enden dann abrupt mit dem Einsetzen der Sommerregen. Die Feuersaison startet wieder im September, ist aber deutlich kürzer, weil ab dem Monat Oktober die Temperaturen drastisch sinken und wieder Niederschläge zu verzeichnen sind.

Eine andere Fragestellung war die Korrelation zwischen dem Monat des Brandereignisses und der Höhenlage der Feuer. Daher wurden aus dem digitalen Geländemodell (DGM) Höhenschichtlinien alle 100 m berechnet und diese mit den Brandereignissen verschnitten. Tendenziell hat dies gezeigt, dass in späteren Monaten die Feuer in höheren Lagen brennen (Abb. 35). Die Höhenschichtlinien 500 m bis 1.000 m werden deutlich von Brandereignissen in den Monaten März und April dominiert. Eindeutig ist zu erkennen, dass in den Monaten August und September die höheren Lagen ab 1.300 m stärker von Vegetationsbränden betroffen sind (s. Abb. 36).

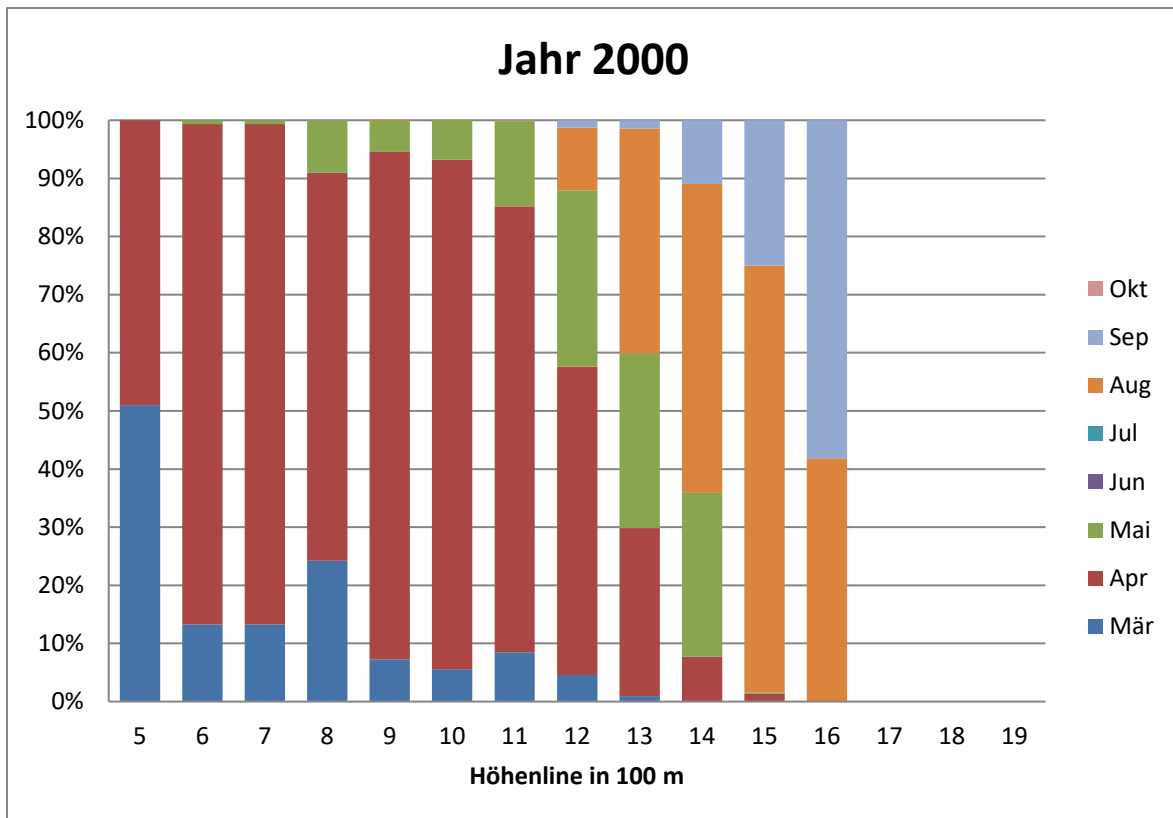


Abb. 35 Vegetationsbrände in monatlicher Aufstellung und Zusammenhang mit Höhe über Meeresspiegel für den Selenge Aimag im Jahre 2000

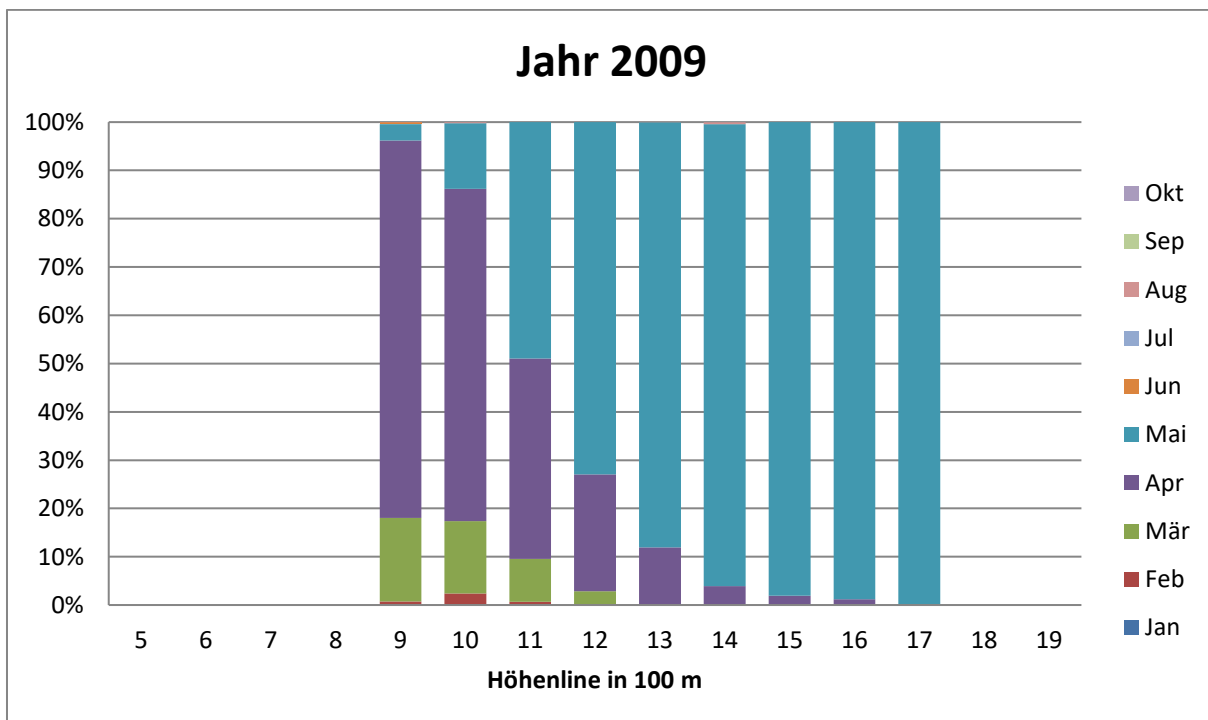


Abb. 36 Vegetationsbrände in monatlicher Aufstellung und Zusammenhang mit Höhe über Meeresspiegel für den Selenge Aimag im Jahre 2009

5.5.4 Topographie und Feuer

Die Vermutung, dass eine Korrelation zwischen Hangausrichtung und Feuerereignis besteht, wurde bestätigt (s. Abb. 37). Mit Hilfe des DGM (vgl. Kap. 4.5) wurde die Hangausrichtung und die Lage der Brandereignisse auf den acht Expositionen (N, NO, O, SO, S, SW, W und NW) ausgewertet. In den Jahren 2000 und 2009 wurden im Selenge *Aimag* besonders viele Feuer detektiert, die vor allem auf der nördlichen Exposition brannten. Vermutlich hängt dies mit der dort höheren *fuel load* zusammen. Es könnte ebenfalls vermutet werden, dass die Grasfeuer auf der Südseite weniger intensiv und heiß brennen, so dass der Schwellwert für den MODIS-Sensor (10 Megawatt) nicht erreicht wird (vgl. Kap. 4.4).

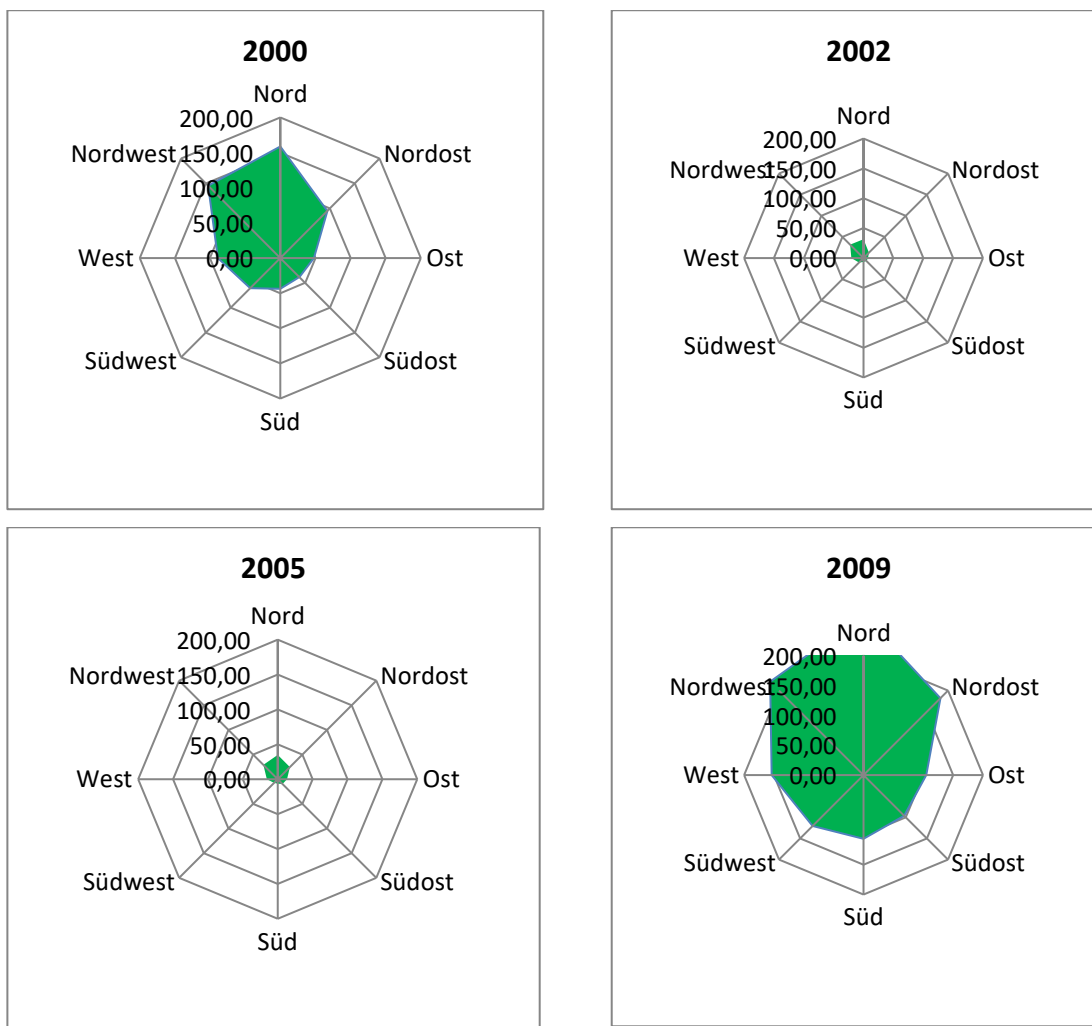


Abb. 37 Waldbrände und Hangausrichtung am Beispiel ausgesuchter Jahre

Werden alle Vegetationsbrände zusammengefasst, ist eine ähnliche, etwas weniger deutliche Tendenz (vgl. Tab. 13) feststellbar. Die meisten Vegetationsbrände sind vorwiegend auf den nördlichen Hangausrichtungen zu beobachten. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Feuer im Osten oder Westen als Ereignis auftritt, ist nach dieser Auswertung am geringsten. Allerdings finden nach dieser Auswertung fast genauso viele Feuer in südlicher Ausrichtung statt.

Tab. 13 Auswertung von MODIS-Daten (*burned area*) für die Nordmongolei von 2000 - 2013 (Feuer und Hangausrichtung)

Häufigkeit der Brände	Fläche [km ²] je Ausrichtung								Summe
	Nord	Nordost	Ost	Südost	Süd	Südwest	West	Nordwest	
1	9.916,03	8.047,22	5.906,22	7.129,21	9.584,87	7.346,53	5.460,92	6.884,30	60.275,30
2	2.471,78	2.101,55	1.543,63	1.862,44	2.534,41	1.973,07	1.423,09	1.704,21	15.614,18
3	862,84	727,53	527,65	635,42	878,28	689,47	485,18	572,51	5.378,88
4	252,28	240,09	176,64	177,17	263,97	248,41	165,40	170,38	1.694,34
5	62,18	71,81	50,56	53,07	66,50	60,87	43,21	40,81	449,01
6	20,51	30,28	21,11	16,43	15,52	21,43	11,87	11,66	148,81
7	0,22	0,81	0,78	0,49	0,18	0,08	0,04	0,07	2,67
8	0,10	0,08	0,02	0,01	0,01	0,00	0,03	0,17	0,42

Gesamtfläche* **13.585,935** **11.219,381** **8.226,627** **9.874,24** **13.343,736** **10.339,863** **7.589,739** **9.384,107**

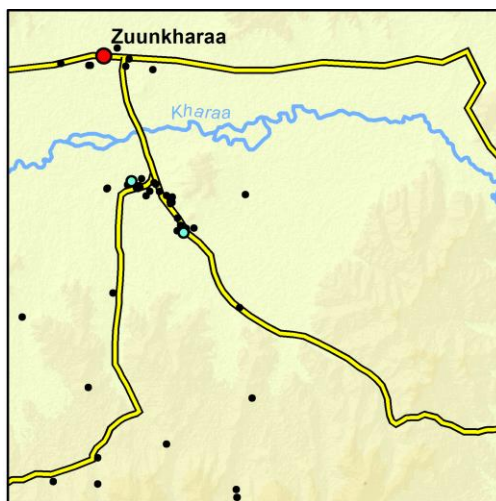
Gesamtfläche** **18.893,548** **15.940,375** **11.668,162** **13.836,440** **18.771,357** **14.788,210** **10.12,023** **12.967,600**

* ohne Berücksichtigung der Brandwiederholungen auf einer Fläche

** Verbrannte Fläche unter Berücksichtigung von mehrfachen Bränden auf einer Fläche

5.6 Illegaler Holzeinschlag

Insgesamt wurden über 100 Fälle von Verstößen in sehr kurzer Zeit (23.11.2008 - 11.02.2009) im Rahmen des FLEGT-Programms aufgenommen. Es wurden Aufnahme datum, Uhrzeit, Art des Verstößes, Kurzbeschreibung, Name des Meldenden und Koordinaten aufgenommen und per Mobilfunknetz an den beauftragten mongolischen Mitarbeiter des GTZ-Projekt Schutz und Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen geschickt. Falls im Moment der Aufnahme kein Mobilfunknetz erreichbar war, wurde der Datensatz zu einem späteren Zeitpunkt verschickt. Für die Endauswertung wurden nur vollständige Datensätze (n=84) ausgewertet. Das Aufnahmegebiet war der Mandal Distrikt (*Soum*) in der Selenge Provinz (*Aimag*). Es wurden vornehmlich in Zuunkharaa und südlich der Ortschaft illegale Aktivitäten beobachtet und festgehalten (s. Abb. 38).



Legende

Illegaler Holzeinschlag Stadt

- registrierte Verstöße
- Verstöße mit Bild
- ≤ 50.000 Einwohner

0 5 10 20
Kilometer

Datengrundlage:

Bilder: Climate Change and BiodiversityProgram (GTZ)

Gelände:

Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER),
ASTER GDEM is a product of METI and NASA

Topographie Höhengschichten

- Straßen
- Fluss
- bis 750 m
- > 750m - 1.000m
- > 1.000m - 1.250m
- > 1.250m - 1.500m
- > 1.500m - 1.750m

Abb. 38 Verteilung der Meldepunkte für illegales Holz

Das angestrebte Ziel war es, den illegalen Holzeinschlag zu identifizieren (s. Abb. 39). Daher wurde erwartungsgemäß bei 86 % der Fälle ein illegaler Holzeinschlag bzw. Abtransport von Holz aufgenommen. In knapp 10 % der Fälle wurde ein illegal betriebenes Sägewerk festgestellt. Fast 5 % entfielen auf illegale Jagd und Bergbau.

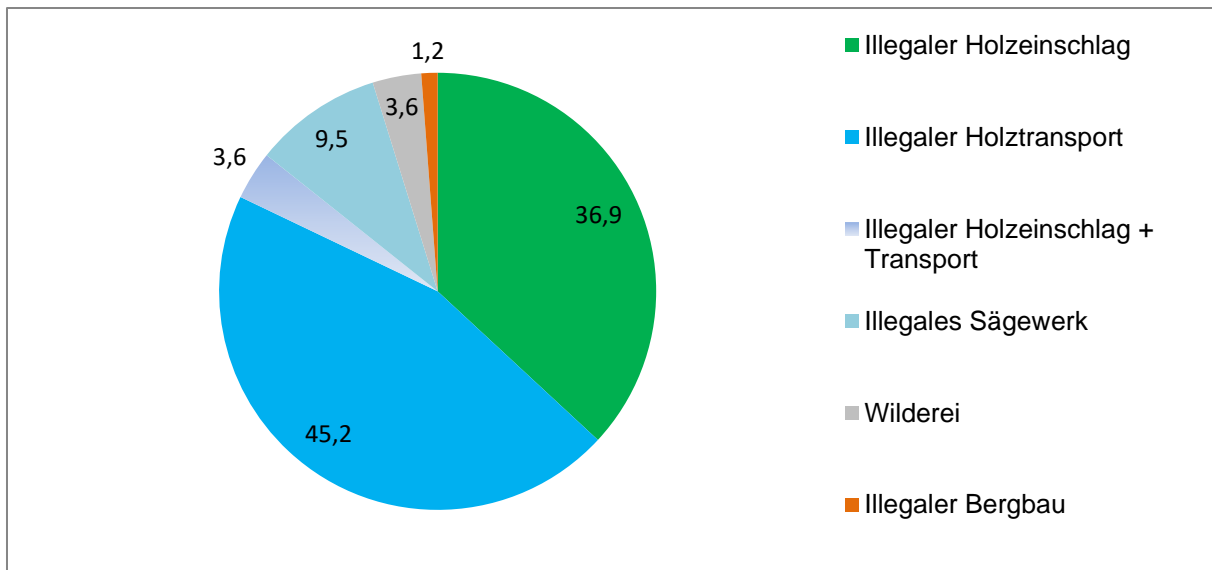


Abb. 39 Art der festgestellten illegalen Aktivität aus FLEGT-Datenerhebung (Angaben in %, n=84)

Interessant ist ebenfalls die Analyse der betroffenen Holzarten (s. Abb. 40). Die Waldkiefer wurde am häufigsten mit illegalem Holzeinschlag in Verbindung gebracht. Dies entspricht der klassischen Bevorzugung der Kiefer bei der Verarbeitung für Schnittholz und Balken. Mit 10 % folgt die Birke. Bei 6 % waren gleichzeitig Kiefer und Birke betroffen. Die Sibirische Lärche wurde nur in zwei Fällen beim illegalen Holzeinschlag als relevant eingestuft (2,4 %). Die Aufnahmen wurden nur im Mandal Soum aufgenommen und sind nicht repräsentativ für die Nordmongolei oder die Selenge Provinz.

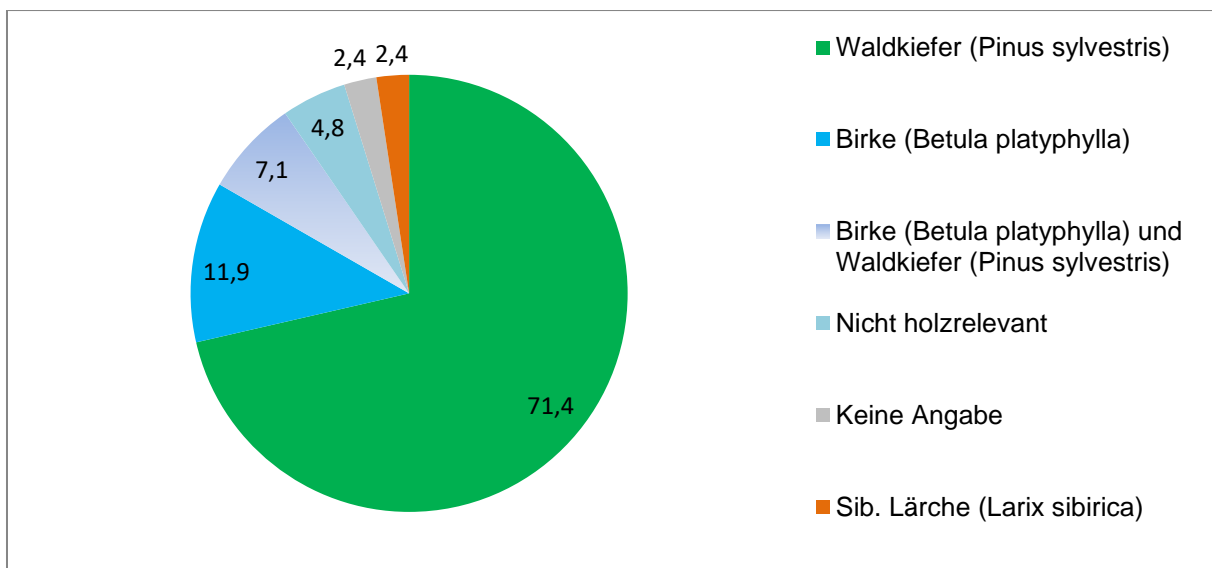


Abb. 40 Von illegalen Nutzern bevorzugte Holzarten im Selenge Aimag (Angaben in %, n=84)

Die Bewertung der Produkttypen, die illegal beschafft werden, zeigt, dass ein gutes Drittel der Fälle die Beschaffung von Brennholz ohne Lizenz und Genehmigung betrifft (s. Abb. 41). Ungefähr 25 % betrifft bereits Halbfertigware (Balken und Brennholz). Dies sind Produkte aus illegal betriebenen Sägewerken oder die am Fällungsort vorbereitet werden. Fast 17 % der

festgestellten Fälle betrifft Nadelrundholz. Hier ist ein beabsichtigter Abtransport zu einem Sägewerk angedeutet.

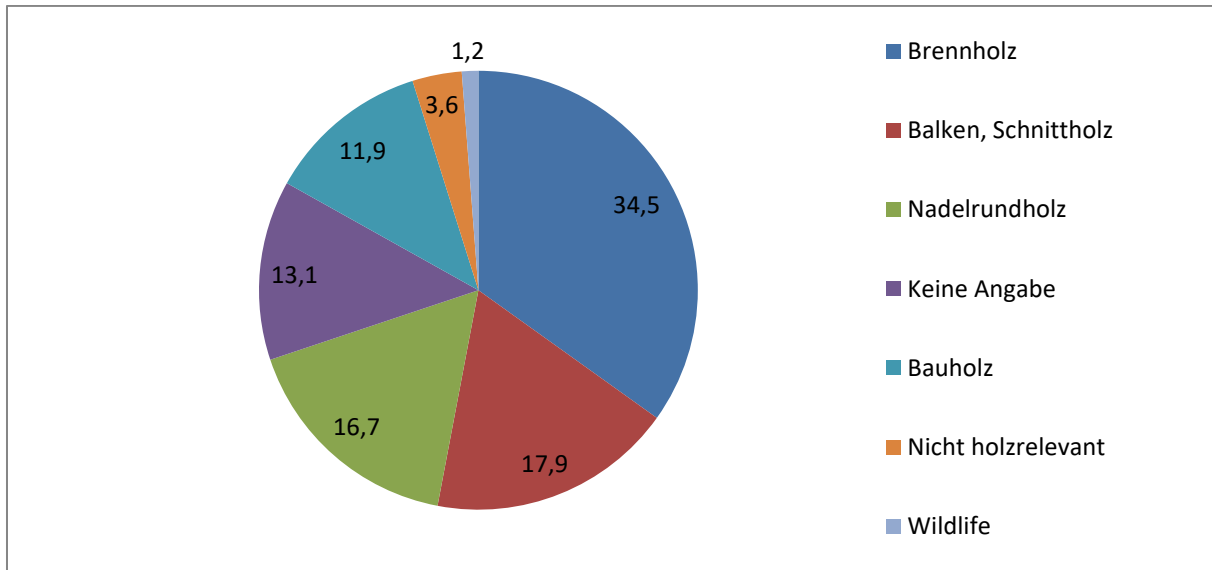


Abb. 41 Von der illegalen Nutzung bevorzugte Holzprodukte (Angaben in %, n=84)

Die Daten wurden nach der Erstausswertung der zuständigen polizeilichen Behörde (*Inspection Agency*) übergeben. Laut Aussage der polizeibehördlichen Stellen wurden Verfahren eingeleitet.





Abb. 42 Beispielaufnahme für illegale Holztransporte (FLEGT-Feldkampagne)

Die Aufnahmen in Abb. 42 zeigen beispielhaft illegale Holztransporte, die während der Überwachungskampagne im Raum Zuunkhara durch die FLEGT-Beobachter entdeckt und gemeldet worden sind.

6. Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse zu den aufgestellten Arbeitshypothesen kritisch beurteilt. Dabei werden die Aspekte der Waldflächenabnahme, des möglichen Einflusses des Klimawandels auf die mongolischen Wälder, die bisherige und zukünftige Entwicklung der Vegetationsfeuer, die Interpretation der Baumartenzusammensetzung, insbesondere der Waldkiefer und die Problematik der illegalen Waldnutzung analysiert. Außerdem werden die durch Datenerhebung und -auswertung gewonnenen Erfahrungen erörtert.

6.1 Änderung der Flächenbedeckung

Die aufgestellte Hypothese, dass eine starke Veränderung der Waldflächenausdehnung im Untersuchungsgebiet stattgefunden hat, konnte anhand der durchgeführten bi- und multi-temporalen Analyse von Landsat-Satellitenbildszenen und der Vegetationsinterpretation bestätigt werden. Grundlage waren die Ergebnisse aus den durchgeführten überwachten und unüberwachten Klassifizierungen in verschiedenen Zeitabschnitten und der anschließende Vergleich. Trotz der Schwierigkeiten bei der Datenauswertung, bedingt durch ein sehr kurzes Aufnahmezeitfenster und nur wenigen brauchbaren Satellitenbilddaten, ist die Tendenz der Waldabnahme eindeutig im Untersuchungsgebiet Selenge *Aimag* sowie in den jeweiligen Hauptuntersuchungsgebieten Bugant und Tunkhel nachgewiesen. Außerdem bestätigte sich die Abnahme der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), wie exemplarisch am Beispiel des Untersuchungsgebiets um Bugant nachgewiesen werden konnte. Als abiotischer Störfaktor konnten ursächlich für einen großen Teil der Waldabnahme ein oder mehrere Feuerereignisse in Verbindung gebracht werden. In manchen Feuerflächen war eine Zunahme der Waldfläche zu beobachten, wie die exemplarische Auswertung mittels des *differential Normalized Burn Ratio* (dNBR) gezeigt hat. Damit bedeutet ein Feuerereignis im borealen Wald nicht automatisch eine Vernichtung der Waldvegetation, sondern das Feuer ist ein integraler Bestandteil im borealen Waldökosystem ist. Dies wurde deutlich bei der Auswertung der Flächenveränderungen, die eine nicht unerhebliche Waldabnahme, einschl. der Kiefernflächen, aufzeigt. Häufigere Wiederholfeuer in einer Waldfläche führen zu einer höheren Wahrscheinlichkeit einer Waldabnahme. Die Verbindung mit illegalem oder legalem Holzeinschlag ist zu vermuten (vgl. Kap. 6.5).

6.2 Klimawandel und Waldveränderungen

Eine weitere Entwicklung der Waldflächenveränderung und des Klimawandels lässt sich anhand der ausgewerteten Daten nicht prognostizieren. Grund hierfür waren die nicht ausreichend verfügbaren Wetterdaten. Allerdings ist eine Abnahme der dichten Wälder zu verzeichnen und große Waldbrandjahre treten periodisch in der Selenge Provinz auf. Die Waldbrandereignisse werden, wie generell in der Fachliteratur belegt, durch geringere Niederschlags-

mengen und regenfreie Tage vor dem Feuerereignis begünstigt. Die Regenverteilung in der Mongolei wird sich zukünftig verändern, wie in der Literaturrecherche (vgl. Kap. 2.5.5) dargestellt wurde. Die Datenauswertung ergab, dass die analysierten Vegetationsbrände zu einer deutlichen Abnahme der Waldfläche geführt haben. Wenn der erwartete Temperaturanstieg tatsächlich eintritt und der diskontinuierliche Permafrost sich durch weitere Störungen großflächig reduziert, wird eine Ausweitung der Grasflächen auf Kosten der Gebirgswaldsteppe zu beobachten sein. Der Zusammenhang der Lärchenwälder und der Verbreitung der Dauerfrostböden wird in der Fachliteratur ausführlich dokumentiert. Daher ist mit einer weiteren Flächenabnahme zu rechnen.

6.3 Wald- und Steppenbrände

Ob ein tendenzieller Anstieg der Feuerhäufigkeit und Ausdehnung der Brandflächen stattfindet, kann aufgrund des kurzen Auswertungszeitraums von 16 Jahren (2000 - 2015) nicht sicher gefolgert werden. Auffällig ist, dass trotz des kurzen Beobachtungszeitraums größere Vegetationsbrände in verschiedenen Jahren (2000, 2003, 2007, 2008 und 2009) zu beobachten waren. Da die Waldabnahme über einen längeren Zeitraum (1990 bis 2011) beobachtet wurde und MODIS-Aufzeichnungen erst ab April 2000 verfügbar sind, kann nur indirekt gefolgert werden, dass die Feuer in den Jahren vor 2000 auch einen wesentlichen Einfluss auf die Waldabnahme gehabt haben. Tatsache ist, dass insbesondere in den Jahren 1997 und 1998 verheerende Waldbrände in der Mongolei gemeldet wurden, die internationale Soforthilfeprogramme zur Katastrophenhilfe auslösten. Daher ist damit zu rechnen, dass Großbrandereignisse witterungsbedingt immer wieder auftreten werden.

Die Auswertung der MODIS-Satellitenbilddaten hat eindeutig die Verteilung der Feuer auf die kritischen Frühjahrsmonate April und Mai sowie eine kürzere und in der Regel weniger bedeutende Endsommer-Saison im Monat September belegt. Die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse im Monat April sind ein entscheidender Prädispositionsfaktor für ein Feuerereignis. Ebenso ist die Niederschlagsmenge in den Sommermonaten ein starkes Regulativ für das Ausmaß der Vegetationsbrände im Untersuchungsgebiet. Die Vegetationsfeuer brennen auf größeren Flächen in den Frühjahrsmonaten als im Spätsommermonat September.

Die Auswertung der Korrelation zwischen Hangausrichtung und Feuerereignis hat ergeben, dass die Vegetationsfeuer sich häufiger auf den nördlich exponierten als auf den südlich ausgerichteten Hängen ereignen. Eine Erklärung hierfür besteht in dem Phänomen, dass in den unteren Höhenlagen die Waldvegetation aufgrund des besseren Wasserhaushalts auf den nördlich exponierten Hängen verteilt ist (vgl. Kap. 2.5.1). Folglich ist auf den Südhängen tendenziell nur eine karge Steppenvegetation anzutreffen. Damit ist die für ein Vegetationsfeuer verfügbare brennbare Biomasse (*fuel load*) geringer. Daher kann angenommen werden, dass

langsam brennende Steppenbrände nicht die erforderlichen Temperaturen erreichen, um den definierten Schwellenwert für ein Feuersignal (*Hotspot*) bei den MODIS-Sensoren auszulösen.

Durch die Analyse der Korrelation zwischen dem zeitlichen Auftreten eines Feuerereignisses und der jeweiligen Höhengschicht konnte nachgewiesen werden, dass die Feuer zu Beginn des Jahres in niedrigeren Höhenlagen brennen als in den Monaten der zweiten Jahreshälfte. Dies lässt sich durch die höheren Temperaturen in den unteren Höhenlagen sowie der länger andauernden Schneeschmelze in den höheren Lagen erklären. Erwartungsgemäß brennen die detektierten Feuer im September in höheren Lagen als die Frühjahrsfeuer.

Auffällig ist die Häufung der Brände in mehreren Jahren auf denselben Flächen. Hier sind bis zu fünf Wiederholungsbrände zu verzeichnen. Dies ist auf das Zusammentreffen verschiedener Faktoren zurückzuführen. Ein erklärender Faktor ist die Anwesenheit von Menschen, insbesondere Jäger und Sammler sowie das Befahren der Wälder für die Holznutzung. Hier können defekte Fahrzeuge oder unachtsamer Umgang mit Lagerfeuern eine Brandursache sein.

6.4 Interpretation der Baumarten anhand von Satellitenbilddaten

Die Ausdifferenzierung der Baumarten ist mit den eingesetzten frei verfügbaren Landsat-Satellitenbilddaten mit einer Bodenauflösung von 30 m x 30 m pro Pixel erwartungsgemäß mittels einer überwachten Klassifikation nicht möglich. Allerdings wurde als ambitioniertes Ziel eine Unterscheidung von immergrünen Waldbäumen (Kiefern) von den blattabwerfenden Bäumen (Laubbäume und Lärche) angestrebt. Die Verwendung eines Vegetationsindex zur einfachen Unterscheidung von wintergrünen Bäumen und sonstigen Flächen konnte nicht herangezogen werden, da im Untersuchungsgebiet aufgrund des ausgeprägten Geländereiefs und des niedrigen Sonnenstands in den Wintermonaten sich die Problematik der sogenannten „Schattenhänge“ einstellte. Eine sichere Interpretation war auf diesen Hängen wegen der geringen Reflexion nicht möglich.

Daher wurde schließlich als methodischer Ansatz eine überwachte Klassifizierung von Landsat-Satellitenbildzonen aus den Wintermonaten für ein begrenztes Untersuchungsgebiet gewählt, um exemplarisch die Verteilung der Waldkiefer in einem ausgesuchten kleineren Gebiet zu untersuchen. Die Waldbeschreibung aus den terrestrischen Stichproben stimmte in großen Teilen mit den Ergebnissen aus dieser überwachten Klassifizierung überein. Der Ansatz erwies sich aber als sehr arbeitsintensiv. Die Definition von Trainingsflächen für eine genaue Interpretation war nur für ein kleineres Gebiet von ca. 35 km x 35 km zuverlässig zu ermitteln. Die Übertragung auf eine größere Fläche, insbesondere den Selenge *Aimag*, war daher aufgrund der zu erwartenden geringeren Genauigkeit nicht vertretbar, wie durchgeführte Testversuche belegten. Die Ergebnisse für das ausgewählte Untersuchungsgebiet Bugant erwiesen

sich als zufriedenstellend. Die Abnahme der Kiefer in diesem Gebiet konnte anhand der Landsat-Satellitenbildszenen nachgewiesen werden.

Die Abgrenzung zwischen der Waldkiefer in den unteren Höhenlagen und der Zirbelkiefer in den höher gelegenen Gebieten ist methodisch lösbar. Hierfür muss die Baumuntergrenze für die Zirbelkiefer im jeweiligen Untersuchungsgebiet bekannt sein (über 1.400 m). Eine systematische Validierung der Daten fand allerdings im Rahmen dieser Untersuchungen nicht statt. Das hätte eine systematische Erfassung der Zirbelbestände im Gelände vor Ort erfordert. Dies war aber aus zeitlichen und logistischen Einschränkungen nicht möglich. Die Zirbelkiefern waren in den beiden Hauptuntersuchungsgebieten Bugant und Tunkhel aufgrund der geringeren Höhen nur sporadisch vertreten und spielten daher keine Rolle bei den Erhebungen.

6.5 Monitoring des illegalen Holzeinschlags im Gebiet Tunkhel

Der erste in der Mongolei durchgeführte Testversuch eines „WoodLeaks“ im Rahmen des FLEGT-Prozesses im Untersuchungsgebiet Tunkhel erwies sich als äußerst effektiv und effizient. Ein Anspruch auf vollzählige und flächendeckende Erfassung des illegalen Holzeinschlags (*illegal logging cases*) war nicht möglich, aber die Ergebnisse angesichts des geringen Budgeteinsatzes sind bestechend. Einzelne, aber hochmotivierte Beobachter, insbesondere aus den Reihen der neu gegründeten Waldnutzerguppen, nahmen mit Hilfe eines zur Verfügung gestellten GPS-fähigen Mobiltelefons die mit Geotags versehenen Bilddaten von einer sehr großen Anzahl von Verstößen in sehr kurzer Zeit auf. Die Verstöße wurden mittels eines erstellten Formulars zusätzlich beschrieben. Die Aufnahme der personenbezogenen Daten und die Ankündigung der Weitermeldung an die zentralen Behörden in der Hauptstadt bewirkten, dass innerhalb kurzer Zeit ein deutlicher Abschreckungseffekt erzielt wurde. Die illegale Waldnutzung nahm in den überwachten Gebieten rapide ab. Aufgrund dieser Erkenntnisse ist zu vermuten, dass die illegale Nutzung sich auf andere, unbeobachtete Flächen verlagert hat.

6.6 Potenzial für methodische Verbesserungen

Während der Durchführung der Untersuchung wurden mehrere methodische und praktische Herausforderungen identifiziert. Erstens war die Auswahl der wolkenfreien Landsat-Satellitenbildszenen gering. Zweitens stellte sich bei den Satellitenbildszenen die korrekte Klassifizierung der „Schattenhänge“ als problematisch heraus. Drittens war die Erhebung der Bodenmesspunkte zeitaufwendig und regional sehr beschränkt. Viertens gestaltete sich die Durchführung und die Auswertung des Bildmaterials aus der Eigenbefliegung zeitintensiv. Fünftens erwies sich das Instrument MODIS als wertvolle Ergänzung, aber die niedrige Abtastweite von 1.000 m war ein limitierender Faktor. Die aufgeführten Punkte werden in den folgenden Unterabschnitten genauer beschrieben werden.

6.6.1 Landsat-Satellitenbildmaterial

Die geringe Anzahl von auswertbaren Satellitenbildszenen erwies sich als Herausforderung. Um geeignete Fernerkundungsbilder zu identifizieren, wurden die Abfragen über das USGS-Webportal mit einem Bewölkungsgrad von kleiner als 10 % durchgeführt. Probeweise wurden Satellitenbildszenen mit höheren Bewölkungsgrad getestet. Aber insbesondere die interessanten Schwerpunktgebiete, d.h. Waldflächen auf den Hängen und Gebirgszügen, waren durch die Quellwolkenbildung von eingeschränkter oder schlechter Sichtbarkeit betroffen. Eine weitere Mosaikierung geeigneter Bildausschnitte und eine rechnerische Korrektur der Bewölkung wäre ein potenzieller Verbesserungsansatz.

6.6.2 Problematik „Schattenhänge“

Die genaue Abgrenzung zwischen bewaldeten und nicht bewaldeten Flächen war eine besondere Herausforderung. Bei der visuellen Interpretation auf Trainingsflächen musste zwischen den dichten Wäldern mit einem höheren Kronenschlussgrad und den lockeren Waldgebieten, häufig nach Waldbränden oder anderen Störungsereignissen, unterschieden werden. In der Ebene und auf den Sonnenlichtexponierten Hängen war dies durchaus mit hinreichender Genauigkeit möglich. In den Wintermonaten waren aufgrund des niedrigen Sonnenstands immer Schattenhänge zeitaufwendig zu interpretieren. Eine zusätzliche Stratifizierung dieser Flächen könnte das Problem lösen. Damit könnte eine Klassifizierung größerer Gebiete schneller durchgeführt werden. Die Anzahl der Trainingsgebiete müsste entsprechend erhöht werden.

6.6.3 Erhebung der Geländedaten

Bei der Erhebung der Geländedaten war die Geländezugänglichkeit in den Vegetationsmonaten eine Herausforderung. Traditionell wird in den Wintermonaten der mongolische Wald zur Holzernte befahren, da der Frost eine ausreichende Tragfähigkeit der Böden für die Fahrzeuge garantiert. In dieser Zeit sind die vereisten Wasserwege mit geländefähigen Fahrzeugen befahrbar. Die Witterungsbedingungen erlauben nur eine eingeschränkte Handhabung von Messgeräten in dieser Jahreszeit. Eine Messung in den Frühjahrs- und Sommermonaten wird folglich eindeutig bevorzugt und ist umsetzbar. Gleichzeitig nimmt in den Sommermonaten die Befahrbarkeit der Zugänge in die Wälder drastisch ab. Daher wurden Stichprobenpunkte in den relativ leicht zugänglichen Gebieten um Bugant und um Tunkhel aufgenommen.

6.6.4 Durchführung der Eigenbefliegung

Das gewonnene Bildmaterial aus der durchgeführten Eigenbefliegung des Gebiets westlich von Tunkhel war nur eingeschränkt auswertbar. Mehrere Faktoren waren hierfür verantwortlich. Die fehlende Erfahrung des Piloten mit der systematischen Befliegung einer vorgegebenen Fläche entlang von definierten Linien. Das Einhalten der genauen Aufnahmelinie war aufgrund des Seitenwinds nicht genau den Vorgaben entsprechend möglich. Die zu geringe Energieversorgung der Kamera durch die Batterie schränkte die Aufnahmefläche stark ein. Nur ein

Teil des geplanten Aufnahmegebiets konnte bildlich erfasst werden. Die Batterieleistung nahm rapide durch die niedrigen Außentemperaturen bei 1.000 m Flughöhe ab. Der GPS-Wert war nur für den Bildmittelpunkt bekannt. Die großen Höhenunterschiede im Bild verursachten Schwierigkeiten bei der sehr zeitintensiven Georeferenzierung.

6.6.5 MODIS-Satellitenbildaten

MODIS ist ein interessantes Produkt für die feuerökologischen Untersuchungen. Allerdings ist die relativ geringe Bodenauflösung von 500 m bzw. 1.000 m ein Nachteil. Die Kombination mit höher auflösenden Satellitenbildszenen, wie Landsat oder GeoEye-1, kann nur unter Vorbehalt erfolgen. Es muss ein Hochtemperaturereignis von mindestens 10 Megawatt erreicht werden, damit MODIS ein Pixel als „1“ bewertet und folglich als Feuerereignis einstuft. Wie sich gezeigt hat, ist eine genauere flächentypische Auswertung schwierig, d.h. die Kategorisierung der Feuer nach den betroffenen Flächen. Denn ein Pixel fasst aufgrund der geringen Auflösung mehrere Flächentypen (z.B. Wald, Steppenwald, und Steppen) oder Expositionen zusammen. Damit können dem Feuerpixel nicht hinreichend genau Attribute zugeordnet werden. Außerdem wurde während der Untersuchungen durch den Vergleich mit Landsat-Satellitenbildszenen bemerkt, dass bestimmte Brandflächen anscheinend nicht durch MODIS detektiert worden sind, andere Flächen dagegen sehr gut. Für dieses „Datenrauschen“ sind mehrere Ursachen denkbar. Es ist möglich, dass das Feuer in einem Gebiet nicht heiß genug gebrannt hat, um den erforderlichen Schwellenwert zu überschreiten. Somit wurde in dem Pixel der Wert 0 („kein Feuer“) gesetzt und nicht detektiert. Genauso wäre es denkbar, dass vermeintliche Brandflächen nicht primär durch Feuer, sondern durch Insektenbefall ausgelöst worden sind. Das Ergebnis der ausgetrockneten Kronen und deren Reflexion im Spektralbereich sind identisch, haben aber andere primäre Ursachen. Eine unterstützende Auswertung mit Hilfe von anderen mittel- oder hochauflösenden Daten wäre eine Möglichkeit, aber aktuell mit hohen Beschaffungskosten verbunden.

7. Fazit

Abschließend erfolgt eine Zusammenfassung der zentralen Aussagen und Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen. Damit soll die Arbeit in den aktuellen politischen und sozio-ökonomischen Kontext gesetzt und ein Blick auf den weiteren zukünftigen Forschungsbedarf geworfen werden.

In den beiden Hauptuntersuchungsgebieten haben die Waldflächen (Wald dicht, Fd; Wald locker, Fl) signifikant abgenommen: Bugant (30 %) und Tunkhel (15 %). Im Zeitraum 1991 bis 2013 hat sich die Fläche der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) in dem Untersuchungsgebiet Bugant um ca. 25 % reduziert. Daher ist eine Degradation der Wälder in Gebieten mit hohem Holzbedarf eindeutig identifizierbar.

Die aktuelle Tendenz der Waldabnahme ist für den Untersuchungszeitraum von ca. 25 Jahren eindeutig erwiesen. Inwieweit sich der Trend fortsetzen wird, konnte nicht belegt werden. Allerdings sprechen die Indizien dafür. Eine Trendumkehr wird nur dann eintreten, wenn alternative Einkommensquellen für die ansässige Bevölkerung in den Untersuchungsgebieten generiert werden können oder eine starke Landflucht eintritt.

Mit Hilfe der MODIS-Daten konnte gezeigt werden, dass ein Einfluss von Vegetationsfeuer auf die Ab- und Zunahme von Kiefern im Untersuchungsgebiet Bugant in Abhängigkeit der Brandhäufigkeit von 2000 bis 2013 existiert. Ein bis zwei Feuerereignisse in einer Kiefernwaldfläche innerhalb von 15 Jahren erhöhen die Wahrscheinlichkeit einer Abnahme um ca. 50 %. Eine Zunahme der Häufigkeit und Ausbreitung von Vegetationsbränden in der Mongolei konnte nicht eindeutig bewiesen werden. Eine Verlängerung des Untersuchungszeitraums und die systematische Auswertung von meteorologischen Daten sind hierfür unabdingbar.

Eine eindeutige Korrelation zwischen illegalem Einschlag und der Waldabnahme konnte nicht bewiesen werden. Hierfür waren die Datenmenge und die Zeitdauer der Beobachtung durch lokale *Stakeholder* zu kurz. Allerdings konnte empirisch durch den Versuch belegt werden, dass die Überwachung der illegalen Einschlagsaktivitäten durch Einbindung lokaler Beobachter kurzfristig eine große abschreckende Wirkung erzielte. Die Verknüpfung einer Bildaufnahme vom Tatort oder des Regelverstoßes mit Geokoordinaten, Datum und Uhrzeit, Beschreibung des Vorgangs sowie Erfassung des KfZ-Kennzeichens und – soweit bekannt – Name des Täters erwies sich im Kampf gegen eine illegale Waldnutzung als sehr effektiv und effizient. Mit relativ geringen Kosten und Aufwand sowie der Unterstützung von motivierten Akteuren vor Ort konnte ein flächendeckendes Überwachungssystem mit abschreckender Wirkung aufgebaut werden.

Am Ende einer jeden Arbeit ergeben sich aus den praktischen Erfahrungen und nicht erreichten Zielen immer kontinuierliche Verbesserungsmöglichkeiten. Die Problematik der Schattenhänge wurde anfangs unterschätzt. Dies führte innerhalb der Datenauswertung zu erheblichen Mehraufwand. Die Konzentration auf nur ein kleines Untersuchungs hätte die Datenmenge reduziert. Nachteilig wären in der Folge nicht verfügbar wichtige Vergleichsmöglichkeiten gewesen.

Zukünftige Waldentwicklungsforschung sollte sich auf permanente forstliche Inventurpunkte stützen. Damit wäre ein systematisches und langfristiges Monitoring der Waldflächenentwicklung möglich. Der Aufwand ist erheblich, aber erlaubt eine genaue Analyse. Dies sollte durch mongolische Hochschulen und forstliche Forschungseinrichtungen betreut werden.

Für die schnelle Erfassung von kleineren Flächen bietet sich eine lokale mit einer Sensor bestückten Drohne an. Der Einsatz von Scannern wird sich voraussichtlich durchsetzen. Für die Detektion von Vegetationsbränden gibt es mittlerweile bessere Infrarotkameras, wie z.B. das *Hot Spot Recognition System* (HSRS) auf dem Technologie-Erprobungsträger 1 (TET-1) des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) mit einer 5-fach besseren Abtastweite und einer 10-fach besseren Hitzedetektion (1 Megawatt) als bei MODIS. Ab Juni 2016 plant die DLR durch den Start des zweiten Kleinsatelliten BIROS (*Bispectral InfraRed Optical System*) eine Kombination im Rahmen des Programms FireBIRD-Duo.

Das Monitoring der illegalen Holznutzung entwickelt sich international zu einem immer größeren Forschungs- und Betätigungsfeld. Das Geotagging von Bildaufnahmen aus Mobiltelefonen ist mittlerweile Standard. Weitere Entwicklungsschritte wären die Einführung eines Zentralregisters zur Anmeldung von eingeschlagenen Holzmengen und Transportlizenzen über ein *online*-System. Wenn die LKW-Nummer und die Transportlizenz gekoppelt werden würde, wäre mittels einer Anwendungssoftware für Mobiltelefone (*Mobile App*) für die Öffentlichkeit in Echtzeit überprüfbar, ob ein Holztransport angemeldet wurde oder nicht. Verstöße könnten dann unverzüglich gemeldet werden. Hier gäbe es großes Entwicklungspotenzial.

Die Waldflächenveränderung in der Mongolei wird sich weiterhin zukünftig sehr dynamisch entwickeln und ständig im Fluss bleiben. Falls die unkontrollierte und häufig illegale Waldnutzung in gleicher Weise fortschreitet, werden die leicht erreichbaren Waldflächen weiter abnehmen. Aber die Entwicklung wird sich nicht linear fortsetzen. Denn der ökonomische Grenznutzen aufgrund schlecht befahrbarer oder fehlender Waldwege sowie der Abnahme der Holzqualität durch Übernutzung und Feuerschäden wird weiter zu einer geringeren Rentabilität für die Sägewerke führen. Die fehlende ökonomische Attraktivität könnte sich indirekt als eine unbeabsichtigte „Waldschutzmassnahme“ für entlegene Wälder erweisen.

8. Literaturverzeichnis

- Achard F, Eva HD, Mollicone D, Beuchle R (2008) The effect of climate anomalies and human ignition factor on wildfires in Russian boreal forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences*, 363(1501), 2329-2337.
- Agee JK (1993) *Fire ecology of Pacific Northwest forests*. Island Press: Washington DC, 493.
- Agee JK, Skinner CN (2005) Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management*, 211(1), 83-96.
- Ahti T, Hämet-Ahti L, Jalas J (1968) Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici*, (5), 169-211.
- Albertz J (2009) *Einführung in die Fernerkundung: Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern*. 4. Auflage. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, 254.
- Angerer J, Han G, Fujisaki I, Havstad K (2008) Climate Change and Ecosystems of Asia with Emphasis on Inner Mongolia and Mongolia. *Rangelands*, (30), 46-51.
- Appel AM (2008) *Orientierung und radiometrische Mosaikbildung digitaler Kleinformatbilder am Beispiel der Region Thunkel, Mongolei [Bachelorarbeit]*. Berlin: Studiengang Geoinformation der Technischen Fachhochschule.
- Baasan B (2010) *Entwicklung eines Inventurmodells als Grundlage einer nachhaltigen Bewirtschaftung am Beispiel eines Waldgebiets im südwestlichen Teil des Khentii-Gebirges der Mongolei [Dissertation]*. Freiburg: Albert-Ludwigs-Universität.
- Barthel H (1990) *Mongolei - Land zwischen Taiga und Wüste*. Gotha: Haack, 220.
- Batima P, Natsagdorj L, Gombluudev P, Erdenetsetseg B (2005) Observed climate change in Mongolia. *Assess Imp Adapt Clim Change Work Pap*, 12, 1-26.
- Baumann M, Ozdogan M, Kuemmerle T, Wendland KJ, Esipova E, Radeloff VC (2012) Using the Landsat record to detect forest-cover changes during and after the collapse of the Soviet Union in the temperate zone of European Russia. *Remote Sensing of Environment*, 124, 174-184.
- Bergeron Y, Cyr D, Girardin MP, Carcaillet C (2011) Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. *International Journal of Wildland Fire*, 19(8), 1127-1139.
- Bohannon J (2008) The big thaw reaches Mongolia's pristine north. *Science* 319:567-568.
- Bonan GB (2008) Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449.
- Brandt JP (2009) The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, 17(NA), 101-161.
- Bulag UE (2009) Mongolia in 2008. From Mongolia to Mine-golia. *Asian Survey*. 49(1), 129-134.
- Burschel P, Huss J (1987) *Grundriss des Waldbaus: Ein Leitfaden für Studium und Praxis*. Hamburg: Parey, 352.
- Carcaillet C, Bergeron Y, Richard PJ, Frechette B, Gauthier S, Prairie YT (2001) Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *Journal of Ecology*, 89(6), 930-946.
- Chu T, Guo X (2012) Characterizing vegetation response to climatic variations in Hovsgol, Mongolia using remotely sensed time series data. *Earth Science Research*, 1(2), 279-290.

- Chuluunbaatar T (2002) Forest Fires in Northern Mongolian Mountains. International Forest Fire News 27 - Juli 2002, 92-97.
- Conard SG, Solomon AM (2008) Effects of wildland fire on regional and global carbon stocks in a changing environment. Developments in Environmental Science, 8, 109-138.
- Congalton RG, Green K (2008) Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. CRC press, 2. Auflage, 200.
- Crisp N, Dick J, Mullins J (2004) Mongolia Forestry Sector Review. Report to the World Bank, 1-84.
- Davi NK, Jacoby GC, Curtis AE, Baatarbileg N (2006) Extension of drought records for central Asia using tree rings: west-central Mongolia. Journal of Climate 19, 288-299.
- Drößler L, Mühlenberg M (2005) Afforestations in Northern Mongolia - Report to the World Bank.
- Dulamsuren C, Hauck M, Mühlenberg M (2005) Vegetation at the taiga forest-steppe borderline in the western Khentey Mountains, northern Mongolia. In: Annales Botanici Fennici: Helsinki, 42(6), 411-426.
- Dulamsuren C, Hauck M, Bader M, Osokhjargal D, Oyungerel S, Nyambayar S, Runge M, Leuschner C (2009a) Water relations and Fotosynthetic performance in *Larix sibirica* growing in the forest-steppe ecotone of northern Mongolia. Tree Physiology, 29(1), 99-110.
- Dulamsuren C, Hauck M, Nyambayar S, Bader M, Osokhjargal D, Oyungerel S, Leuschner C (2009b) Performance of Siberian elm (*Ulmus pumila*) on steppe slopes of the northern Mongolian mountain taiga: Drought stress and herbivory in mature trees. Environmental and Experimental Botany, 66(1), 18-24.
- Dulamsuren C, Hauck M, Khishigjargal M, Leuschner HH, Leuschner C (2010) Diverging climate trends in Mongolian taiga forests influence growth and regeneration of *Larix sibirica*. Oecologia, 163(4), 1091-1102.
- Dulamsuren C, Hauck M, Leuschner C (2013) Seedling emergence and establishment of *Pinus sylvestris* in the Mongolian forest-steppe ecotone. Plant Ecology 214(1):139-152.
- Escuin S, Navarro R, Fernandez P (2008) Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. International Journal of Remote Sensing, 29(4), 1053-1073.
- FAO (2006) Global Forest Resources Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper, 147. Rome. URL: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/008/A0400E/A0400E00.pdf> (online 02.02.2014)
- FAO (2010) Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report. Rome: FAO Forestry Paper No. 163. Rome. URL: <http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e00.htm> (online 02.02.2014)
- FAO (2013) Statistical Yearbook 2013: World Food and Agriculture. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy. URL: <http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e.PDF> (online 12.12.2014)
- Farukh MA, Hayasaka H, Mishigdorj O (2009) Recent Tendency of Mongolian Wildland Fire Incidence: Analysis Using MODIS Hotspot and Weather Data. Journal of Natural Disaster Science, 31(1), 23-33.
- Fimiarz M (2006) Feuermonitoring am Beispiel ausgewählter Gebiete der Mongolei unter besonderer Berücksichtigung der MODIS-Daten [Diplomarbeit]. Berlin: Studiengang Geoinformation der Technischen Fachhochschule.
- Fimiarz M (2008) Waldmonitoring auf Grundlage verschiedener Fernerkundungsdaten. Eine exemplarische Untersuchung an zwei Gebieten der Nordmongolei [Masterarbeit]. Berlin: Studiengang Geoinformation der Technischen Fachhochschule.

- Forkel M, Thonicke K, Beer C, Cramer W, Bartalev S, Schmullius C (2012) Extreme fire events are related to previous-year surface moisture conditions in permafrost-underlain larch forests of Siberia. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044021.
- Fratkin E, Mearns R (2003) Sustainability and pastoral livelihoods: Lessons from East African Maasai and Mongolia. *Human Organization*, 62(2), 112-122.
- French NH, Kasischke ES, Hall RJ, Murphy KA, Verbyla DL, Hoy EE, Allen JL (2008) Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: An overview and summary of results. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 443-462.
- GFMC (2010) International Multi-Lingual Fire Management Terminology (English, Russian, Mongolian, German). URL: <http://www.fire.uni-freiburg.de/literature/RUS-MON-GER-ENG-Glossary-Web.pdf> (online 12.12.2013)
- Gillett NP, Weaver AJ, Zwiars FW, Flannigan MD (2004) Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters*, 31(18).
- Goldammer JG (1993) *Feuer in Waldökosystemen der Tropen und Subtropen*. Basel: Birkhäuser, 251.
- Goldammer JG, Stocks BJ (2000) Eurasian Perspective of Fire: Dimension, Management, Policies, and Scientific Requirements. In: Kasischke ES, Stocks BJ, Hrsg. *Fire, climate change, and carbon cycling in the Boreal*. Berlin: Springer, 49-65.
- Goldammer JG (2002) Fire situation in Mongolia. *International Forest Fire News* 26, 75-83.
- Gradel A, Petrow WN (2014) Forstpolitische Entwicklungen im Transformationsland Mongolei. *AFZ-Der Wald* 09/2014, 17:36-39.
- Gunin PD, Vostoka EA, Dorfeyuk NI, Tarasov, PE, Black CC, Hrsg. (1999) *Vegetation Dynamics of Mongolia*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 238.
- Hall RJ, Freeburn JT, De Groot WJ, Pritchard JM, Lynham TJ, Landry R (2008) Remote sensing of burn severity: experience from western Canada boreal fires. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 476-489.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, Thau D, Stehman SV, Goetz SJ, Loveland TR, Kommareddy A, Egorov A, Chini L, Justice CO, Townshend JRG (2013) High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.
- Hansen MC, Stehman SV, Potapov PV (2010) Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(19), 8650-8655.
- Hartig GL, Hartig T, Hartig R (1877) *Lehrbuch für Förster und für die, welche es werden wollen*. JG Cotta. Online über Bayerische Staatsbibliothek. URL: <http://www.bsb-muenchen.de/> (online 03.03.2012)
- Hartwig J (2006) *Die Vermarktung der Taiga. Die Politische Ökologie der Nutzung von Nicht-Holz Waldprodukten und Bodenschätzen in der Mongolei [Dissertation]*. Freiburg: Albert-Ludwigs-Universität.
- Healey SP, Yang Z, Cohen WB, Pierce DJ (2006) Application of two regression-based methods to estimate the effects of partial harvest on forest structure using Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 101(1), 115-126.
- Huang C, Goward SN, Masek JG, Thomas N, Zhu Z, Vogelmann JE (2010) An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. *Remote Sensing of Environment*, 114(1), 183-198.
- Heikkilä TV, Grönqvist R, Jurvélius M (2010) *Wildland fire management: handbook for trainers*. Rome: FAO. URL: <http://www.fao.org/3/a-i1363e.pdf> (online 12.12.2013)

Hessl AE, Ariya U, Brown P, Byambasuren O, Green T, Jacoby G, Sutherland EK, Baatarbileg N, Maxwell RS, Pederson N, De Grandpré L, Saladyga T, Tardif JC (2012) Reconstructing fire history in central Mongolia from tree-rings. *International Journal of Wildland Fire*, 21(1), 86-92.

Hilbig W (1995) *The Vegetation of Mongolia*. Amsterdam: SPB Academic. 3. Auflage. 258 S.

Hudak AT, Robichaud PR, Evans JB, Clark J, Lannom K, Morgan P, Stone C (2004) Field validation of burned area reflectance classification (BARC) products for post fire assessment. In: *Remote Sensing for Field Users, Proceedings of the Tenth Forest Service Remote Sensing Application Conference*, Salt Lake City, Utah, April 5-9, 2004.

Hulme M (2010) *Why we disagree about climate change*. Cambridge: Cambridge University Press, 392.

Huss J, Hrsg. (1984). *Luftbildmessung und Fernerkundung in der Forstwirtschaft*. Karlsruhe: Wichmann, 406.

IPA (1998, überarbeitet 2005) *Multi-Language Glossary of Permafrost and Related Ground-Ice Terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, Polish, Romanian, Russian, Spanish, and Swedish*. URL: <http://ipa.arcticportal.org/> (online 03.03.2013)

Janes CR, Chuluundorj O (2004) Free markets and dead mothers: The social ecology of maternal mortality in post-socialist Mongolia. *Medical Anthropology Quarterly*, 18(2), 230-257.

Jögiste K, Kulmala L, Bäck J, Hari P (2008) Boreal Zone. In: Pertti H, Kulmala L, Hrsg. *Boreal Forest and Climate Change*. Dordrecht: Springer, 124-126.

Johnson EA (1996) *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*. Cambridge: Cambridge University Press.

Kaiser B (2009) *Erfassung permafrost-gefährdeter Gebiete in der Mongolei. Konzeptentwicklung und exemplarischer Anwendung mit Hilfe von FE- und GIS-Techniken [Diplomarbeit]*. Berlin: Studiengang Geoinformation der Technischen Fachhochschule.

Kasischke ES, Bergen K, Fennimore R, Sotelo F, Stephens G, Janetos A, Shugart HH (1999) Satellite imagery gives clear picture of Russia's boreal forest fires. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 80(13), 141-147.

Keeley JE (2009) Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116-126.

Kellenberger TW (1996) *Erfassung der Waldfläche in der Schweiz mit multispektralen Satellitenbilddaten, Grundlagen, Methodenentwicklung und Anwendung*. Zürich. Dissertation.

Key CH, Benson NC (2006) *Landscape assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index*. In: Lutes DC, Hrsg. *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*, Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD (LA1-LA51).

Klimek K (1984) Factors controlling stability of mountain ecosystems in Northern Mongolia. *Mountain Research Development*, 4(1), 51-54.

Kopp BJ, Minderlein S, Menzel L (2014) Soil moisture dynamics in a mountainous headwater area in the discontinuous permafrost zone of northern Mongolia. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46(2), 459-470.

Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F (2006) *World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated*. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263.

Krüger S (2008) *Objektbasierte Landschaftsklassifizierung von Quickbird-Daten der Region Thunkel, Mongolei [Bachelorarbeit]*. Berlin: Studiengang Geoinformation der Technischen Fachhochschule.

- Krugman SL, Jenkinson JL (1974) Pinus L. pine. In: Seeds of Woody Plants in the United States. Schopmeyer CS, tech. coord. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 450. Washington, DC: 598-638.
- Kuusela K (1992) The boreal forests: An overview. In: Unasylva (FAO) - 43(170) - Boreal forests. Rome: FAO. URL: <http://www.fao.org/docrep/u6850e/u6850e00.HTM> (online 02.02.2013)
- Lehmbruch B, Lehmbruch G (2012) Die etatistische Governance der Forstwirtschaft und ihre Krise. Deutschland und Russland im Vergleich. der moderne staat-Zeitschrift für Public Policy, Recht und Management, 5(1).
- Lex P (1996) Bekämpfung von Waldbränden, Moorbränden, Heidebränden. Stuttgart: Kohlhammer, 164.
- Lutes DC, Hrsg. FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System, Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD (LA1-LA51).
- Mahul O, Skees JR (2007) Managing agricultural risk at the country level: The case of index-based livestock insurance in Mongolia. World Bank Policy Research Working Paper (4325).
- McRae DJ, Conard SG, Baker SP, Samsonov YN, Ivanova GA (2009) Fire emissions in central Siberia. The Canadian Smoke Newsletter, 9-13.
- Meissner B, Wyss D, Zakrzewski M, Teusan S (2004) GIS gestützte Methoden zur Erfassung von Waldressourcen in der Mongolei im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit. In: Seyfert E, Hrsg. Instrumentarien zur nachhaltigen Entwicklung von Landschaften. Publikation der Deutschen Gesellschaft für Fotogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation e.V.; Band 13, 187-194.
- Milakovsky B, Frey B, James T (2012) Carbon dynamics in the boreal forest. In: Managing Forest Carbon in a Changing Climate. Dordrecht: Springer Netherlands. 109-135
- Miller JD, Safford HD, Crimmins M, Thode AE (2009) Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA. Ecosystems, 12(1), 16-32.
- Monserud RA, Leemans R (1992) Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. Ecological modelling, 62(4), 275-293.
- NSOM (2012) Mongolian Statistical Yearbook. National Statistical Office of Mongolia. Ulaanbaatar. 462.
- Nyamjav B, Goldammer JG, Uibrig H (2007) The forest fire situation in Mongolia. International Forest Fire News 36, 46-66.
- Omi PN (2005) Forest fires: a reference handbook. Santa Barbara, CA: ABC-CLIO.
- Parewicz R, Rudzki K, Szaniawski A, Walther S (1972) Forestry, forest Industries and wildlife survey Report to the Government of Mongolia on Forestry. United Nations Development, Rome: FAO, 40.
- Park YD, Lee DK, Stanturf JA, Woo SY, Zoyo D (2009) Ecological indicators of forest degradation after forest fire and clear-cutting in the Siberian larch (*Larix sibirica*) stand of Mongolia. Programme, No. TA 3093. FAO, Rome. Journal of Korean Forest Society 98(5):609-617.
- Park YD, Lee DK, Tsogtbaatar J, Stanturf JA (2010) Effects of forest fire and logging on forest degradation in Mongolia. In: Stanturf, John A, Hrsg. Proceedings of the 14th biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS-121. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, 571-575.
- Price DT, Alfaro RI, Brown KJ, Flannigan MD, Fleming RA, Hogg EH, Venier LA (2013) Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems 1. Environmental Reviews, 21(4), 322-365.

- Potapov P, Hansen MC, Stehman SV, Loveland TR, Pittman K (2008) Combining MODIS and Landsat imagery to estimate and map boreal forest cover loss. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), 3708-3719.
- Pott R, Hüppe J (2007) *Spezielle Geobotanik: Pflanze-Klima-Boden*. Berlin:Springer, 330.
- Pu R, Li Z, Gong P, Csiszar I, Fraser R, Hao WM, Kondragunta S, Weng F (2007) Development and analysis of a 12-year daily 1-km forest fire dataset across North America from NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*, 108(2), 198-208.
- Pyne SJ (1997) *Fire in America: A Cultural History of Wildland and Rural Fire*. Weyerhaeuser Environmental Books, Seattle: University of Washington Press, 680.
- Räisänen J, Tuomenvirta H (2008) Interactions between boreal forests and climate change. In: Pertti H, Kulmala L, Hrsg. *Boreal Forest and Climate Change*. Dordrecht: Springer, 479-528.
- Schroeder TA, Wulder MA, Healey SP, Moisen GG (2011) Mapping wildfire and clearcut harvest disturbances in boreal forests with Landsat time series data. *Remote Sensing of Environment*, 115, 1421-1433.
- Schwerdtfeger F (1981) *Waldkrankheiten. Ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes*. 4. Auflage, Hamburg: Paul Parey, 486.
- Shugart HH, Clark DF, Hill AJ (2000) Ecological models of the dynamics of boreal land-scapes, In: Kasischke ES, Stocks BJ, Hrsg. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*. New York: Springer, 389-405.
- Sodnom N, Yanshin AL, Hrsg. (1990) *Geocryology and geocryological zonation of Mongolia*. Digitized 2005 by M. A. Parsons. Boulder, CO: National Snow and Ice Data Center. Digital Media. URL: http://nsidc.org/data/docs/fgdc/ggd648_map_mongolia/ (online 12.12.2013)
- Soja AJ, Shugart HH, Sukhinin A, Conard S, Stackhouse Jr PW (2006) Satellite-derived mean fire return intervals as indicators of change in Siberia (1995–2002) *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(1), 75-96.
- Solomon S, Hrsg. (2007) *Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC (Vol. 4)*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Strassburg BBN, Rodrigues ASL, Gusti M, Balmford A, Fritz S, Obersteiner M, Turner RK, Brooks TM (2012) Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions. *Nature Climate Change*, 2(5), 350-355.
- Sugimoto A, Yanagisawa N, Naito D, Fujita N, Maximov TC (2002) Importance of permafrost as a source of water for plants in east Siberian taiga. *Ecological Research*, 17(4), 493-503.
- Sukhinin AI, McRae DJ, Stocks BJ, Conard SG, Hao W, Soja AJ, Cahoon D (2010) Catastrophic fires in Russian forests. In: *AGU Fall Meeting Abstracts*, 1, 0931.
- Teusan S (2000) *Forest Inventory and Forest Planning in Mongolia, Analysis of current practices and recommendations for future forest planning*. Unveröff. Bericht zum GTZ Projekt "Naturschutz und Randzonenentwicklung".
- Treter U (1993) *Die borealen Waldländer*. Braunschweig: Westermann, 210.
- Trollope WSW, Ronde C de, Geldenhuys CJ (2004) Fire behaviour. In: Goldammer JG, De Ronde C, Hrsg. (2004) *Wildland fire management handbook for Sub-Sahara Africa*. African Minds. Freiburg: Global Fire Monitoring Center, 27-59.
- Tsogtbaatar J (2013) Deforestation and reforestation of degraded forestland in Mongolia. In: *The Mongolian Ecosystem Network*. Tokyo: Springer Japan, 83-98.

- USDA, ARS, National Genetic Resources Program. Germplasm Resources Information Network - (GRIN) [Online Datenbank]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. URL: <http://www.ars-grin.gov/4/cgi-bin/npgs/html/index.pl> (14.04.2013)
- Van Odijk S (2005) Landnutzung und Wanderverhalten der Tierhalter im Tunkhel-Bag – Eine GIS-gestützte Studie zum jüngsten sozioökonomischen Wandel in der Waldsteppe des Selegen-Aimag / Mongolei [Diplomarbeit]. Berlin: Institut für Geographische Wissenschaften der Freien Universität Berlin.
- Valendik EN, Ivanova GA, Chuluunbator ZO (1998) Fire in forest ecosystems of Mongolia. *International Forest Fire News* 19, 58–63.
- Verbyla ADL, Kasischke BES, Hoy BEE (2008) Seasonal and topographic effects on estimating fire severity from Landsat TM/ETM+ data. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 527-534.
- Wallenius T, Larjavaara M, Heikkinen J, Shibistova O (2011) Declining fires in Larix-dominated forests in northern Irkutsk district. *International Journal of Wildland Fire*, 20(2), 248-254.
- Walter H, Breckle S-W (1991) *Ökologie der Erde, Band 1, Grundlagen*. Stuttgart: Fischer, 238.
- Whelan RJ (1998) *The ecology of fire*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wieder RK, Vitt DH, Benscoter BW (2006) Peatlands and the boreal forest. In: *Boreal Peatland Ecosystems*. Berlin: Springer, 1-8.
- Wolter PT, Sturtevant BR, Miranda BR, Lietz SM, Townsend PA, Pastor J (2012) Forest land cover change (1975-2000) in the Greater Border Lakes region. Research Map NRS-3. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 17.
- WWF (2011) *Die Wälder der Welt – Ein Zustandsbericht*. Globale Waldzerstörung und ihre Auswirkungen auf Klima, Mensch und Natur. 2. Auflage 2011, WWF Schweiz, WWF Deutschland. URL: http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF_Waldzustandsbericht.pdf (online 02.02.2014)
- Wyss D (2007) *Waldmanagement in der Mongolei, Anwendung von GIS- und Fernerkundungsmethoden im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit. Am Beispiel des Schutzgebietes Khan Khentii* [Dissertation]. Berlin: Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin.
- Wyss D, Fimiarz M (2006) Forest fire mapping in Mongolia – the use of MODIS active fire products for strategic fire management. In: *Proceedings of the 27th Asian Conference on Remote Sensing*, 9-13 October 2006, Ulaanbaatar, Mongolia. (Asian Association of Remote Sensing (AARS): Bangkok), 108-113.
- Zimov SA, Davydov SP, Zimova GM, Davydova AI, Schuur EAG, Dutta K, Chapin FS (2006) Permafrost carbon: Stock and decomposability of a globally significant carbon pool. *Geophysical Research Letters*, 33(20), L20502.
- Zöhler F (1980) *Forstinventur. Ein Leitfaden fuer Studium und Praxis*, 207.

Abkürzungsverzeichnis

ARM	<i>Alliance for Responsible Mining</i>
ASTER	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>
AVHRR	<i>Advanced Very High Resolution Radiometer</i>
BHD	Brusthöhendurchmesser (Baumdurchmesser bei 1,3 m Höhe)
BHT	Beuth Hochschule für Technik, Berlin (ehem.)
BIROS	<i>Bispectral InfraRed Optical System (DLR)</i>
BRDF	<i>Bidirectional Reflectance Distribution Function (MODIS)</i>
BRICS	Brasilien, Russland, Indien, China, Südafrika
CBI	<i>Composite Burn Index</i>
CCD	<i>Charge-Coupled Device (Sensor)</i>
CFWI	<i>Canadian Fire Weather Index</i>
CLFD	<i>Canadian Large Fire Database</i>
CPI	<i>Corruption Perception Index (Transparency International)</i>
DGM	Digitales Geländemodell
DHM	digitales Höhenmodell
DI	<i>Disturbance Index</i>
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
dNBR	<i>differenced Normalized Burn Ratio</i>
EIA	<i>Environmental Investigation Agency</i>
ENA	<i>Europe North Asia</i>
EOSDIS	<i>NASA's Earth Observing System Data and Information System</i>
ETM	<i>Enhanced Thematic Mapper</i>
EU	Europäische Union
EUTR	<i>European Timber Regulation (EU Holzhandelsverordnung)</i>
FARSITE	<i>Fire Area Simulator</i>
FEK	Forsteinrichtungskarte
FIRMS	Fire Information for Resource Management System
FLEGT	<i>Forest Law, Enforcement, Governance and Trade</i>
FOFEM	<i>First Order Fire Effects Model</i>
FSC	<i>Forest Stewardship Council®</i>
GFMC	<i>Global Fire Monitoring Center, Freiburg/Brsg.</i>
GFW	<i>Global Forest Watch (WRI)</i>
GIS	Geographisches Informationssystem
GIZ	Gesellschaft für internationale Zusammenarbeit
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GRIN	<i>Germplasm Resources Information Network</i>
GTZ	Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (umbenannt in GIZ)
h	Stunde
HCVF	<i>High Conservation Value Forests</i>
HSRS	<i>Hot Spot Recognition System (DLR)</i>
IKI	Russische Akademie der Wissenschaften
IPA	<i>International Permafrost Association</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISO	<i>iterative self-organizing</i>
JMT	Jahresmitteltemperatur
KfW	Kreditanstalt für Wiederaufbau
LST	<i>Land Surface Temperature (MODIS)</i>
LTS	<i>Landsat Time Series</i>
m	Meter; bei Höhenangaben ist das Bezugssystem das Baltische Meer (Kronstadt, Russland)
MMS	<i>Multimedia Messaging Service</i>
MODIS	<i>Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MSS	<i>Multi-Spectral Scanner</i>
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NIMA	<i>National Imagery and Mapping Agency</i>

NIR	Nahes Infrarot
NOAA	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
NRO	Nichtregierungsorganisation
NRT	<i>Near Real Time</i>
NSOM	<i>National Statistical Office of Mongolia</i>
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
PDSI	<i>Palmer Drought Severity Index</i>
REDD+	<i>Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation</i>
RNC	<i>Relative Net Change</i>
ROT	Roter Spektralbereich
SMS	<i>Short Message Service</i>
SPOT	<i>Satellite Pour l'Observation de la Terre</i>
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SWIR	<i>Shortwave Infra Red</i>
TCB	<i>Tasseled Cap Brightness</i>
TCG	<i>Tasseled Cap Greenness</i>
TCM	Traditionelle Chinesische Medizin
TCW	<i>Tasseled Cap Wetness</i>
TET-1	<i>Technologie-Erprobungsträger 1 (DLR)</i>
TFH	Technische Fachhochschule Berlin (bis 31.03.2009)
TIRS	<i>Thermal Infrared Sensor</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
UNDP	<i>United Nations Development Programme</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
UTC	<i>Coordinated Universal Time</i>
VCT	<i>Vegetation Change Tracker</i>
WMO	<i>World Meteorological Organisation</i>
WRI	<i>World Resource Institute</i>

Verzeichnis mongolischer Begriffe

<i>Aimag</i>	Provinz
<i>Bag</i>	Unterdistrikt
<i>Dzud</i>	Extremwinter
<i>Ger</i>	Jurte
<i>Gol</i>	Fluss
<i>Nars</i>	Kiefer
Negdel	Kooperative
<i>Nuur</i>	See
<i>Sum</i>	Distrikt

Anh. 1 Das Landsat-Programm und seine Sensoren

Satellit	Sensoren	Pixelgröße	Bildabdeckung	Ein-satzzeit	Quelle
Landsat 1	Return Beam Vidicon (RBV) Operated from July 23, 1972 to August 5, 1972, recording only 1692 images 80 meter-ground resolution Three cameras operating in the following spectral bands: Band 1 Visible blue-green (475-575 nm) Band 2 Visible orange-red (580-680 nm) Band 3 Visible red to Near-Infrared (690-830 nm) Data: 3.5 MHz FM video	80 m		1972	⁸⁸
	Multispectral Scanner (MSS) 80-meter ground resolution in four spectral bands: Band 4 Visible green (0.5 to 0.6 µm) Band 5 Visible red (0.6 to 0.7 µm) Band 6 Near-Infrared (0.7 to 0.8 µm) Band 7 Near-Infrared (0.8 to 1.1 µm) Six detectors for each spectral band provided six scan lines on each active scan Ground Sampling Interval (pixel size): 57 x 79 m	57 x 79 m	170 km x 185 km	1973 - 1978	
Landsat 2	Return Beam Vidicon (RBV) The RBV system on Landsat 2 was operated primarily for engineering evaluation purposes and only occasional RBV imagery was obtained, primarily for cartographic uses in remote areas. 80 m resolution in the multispectral band Three cameras that operate in the following spectral bands: Visible blue-green (475-575 nm) Visible orange-red (580-680 nm) Visible red to Near-Infrared (690-830 nm) Data: 3.5 MHz video	80 m		1975 - 1982	⁸⁹
	Multispectral Scanner (MSS) Four spectral bands: Band 4 Visible green (0.5 to 0.6 µm) Band 5 Visible red (0.6 to 0.7 µm) Band 6 Near-Infrared (0.7 to 0.8 µm) Band 7 Near-Infrared (0.8 to 1.1 µm) Six detectors for each spectral band provided six scan lines on each active scan Ground Sampling Interval (pixel size): 57 x 79 m		170 km x 185 km	1975 - 1982	
Landsat 3	Return Beam Vidicon (RBV) The RBV system on Landsat 3 used two cameras, mounted side-by-side, with panchromatic spectral response and higher spatial resolution (40 m) to complement the multispectral coverage provided by the Multispectral Scanner (MSS). Each of the cameras produced a swath of about 90 km (for a total swath of 180 km). 40 m resolution from 2, 80 m resolution cameras	57 x 79 m	170 km x 185 km	1978 - 1983	⁹⁰

⁸⁸ URL: http://landsat.usgs.gov/about_landsat1.php (online 14.02.2013)⁸⁹ URL: http://landsat.usgs.gov/about_landsat2.php (online 14.02.2013)⁹⁰ URL: http://landsat.usgs.gov/about_landsat3.php (online 14.02.2013)

Satellit	Sensoren	Pixelgröße	Bildabdeckung	Ein-satzzeit	Quelle
	Two cameras with a panchromatic spectral response Data: 3.5 MHz video				
	Multispectral Scanner (MSS)	57 x 79 m	170 km x 185 km	1978	
	Five spectral bands, including a thermal band:			-	
	Band 4 Visible (0.5 to 0.6 µm)			1983	
	Band 5 Visible (0.6 to 0.7 µm)				
	Band 6 Near-Infrared (0.7 to 0.8 µm)				
	Band 7 Near-Infrared (0.8 to 1.1 µm)				
	Band 8 Thermal (10.4 to 12.6 µm)				
	Data: 100 kHz digital				
	Six detectors for each reflective band provided six scan lines on each active scan				
	Ground Sampling Interval (pixel size): 57 x 79 m				
Landsat 4	Multispectral Scanner (MSS)	57 x 79 m	170 km x 185 km	1982	⁹¹
	Four spectral bands (identical to Landsat 1 and 2):			-	
	Band 4 Visible (0.5 to 0.6 µm)			1993	
	Band 5 Visible (0.6 to 0.7 µm)				
	Band 6 Near-Infrared (0.7 to 0.8 µm)				
	Band 7 Near-Infrared (0.8 to 1.1 µm)				
	Data: 100 kHz digital				
	Six detectors for each reflective band provided six scan lines on each active scan				
	Ground Sampling Interval (pixel size): 57 x 79 m				
	Thematic Mapper (TM)	30 m reflective, 120 m thermal	170 km x 185 km		
	Added the mid-range infrared to the data				
	Seven spectral bands, including a thermal band:				
	Band 1 Visible (0.45 - 0.52 µm) 30 m				
	Band 2 Visible (0.52 - 0.60 µm) 30 m				
	Band 3 Visible (0.63 - 0.69 µm) 30 m				
	Band 4 Near-Infrared (0.76 - 0.90 µm) 30 m				
	Band 5 Near-Infrared (1.55 - 1.75 µm) 30 m				
	Band 6 Thermal (10.40 - 12.50 µm) 120 m				
	Band 7 Mid-Infrared (IR) (2.08 - 2.35 µm) 30 m				
	Ground Sampling Interval (pixel size): 30 m reflective, 120 m thermal				
Landsat 5	Multispectral Scanner (MSS)	57 x 79 m	170 km x 185 km	1984	⁹²
	Acquisitions of Landsat 5 MSS data over the United States ceased in 1992; global acquisitions ended in 1999. Limited acquisitions were made from June 2012 through January 2013, after the loss of the TM sensor on the satellite.			-	
	Four spectral bands (identical to Landsat 1 and 2):			2013	
	Band 4 Visible green (0.5 to 0.6 µm)				
	Band 5 Visible red (0.6 to 0.7 µm)				
	Band 6 Near-Infrared (0.7 to 0.8 µm)				
	Band 7 Near-Infrared (0.8 to 1.1 µm)				
	Six detectors for each spectral band provided six scan lines on each active scan				
	Ground Sampling Interval (pixel size): 57 x 79 m				
	Thematic Mapper (TM)	30 m reflective,	170 km x 185 km		
	Added the mid-range infrared to the data				

⁹¹ URL: http://landsat.usgs.gov/about_landsat4.php (online 14.02.2013)

⁹² URL: http://landsat.usgs.gov/about_landsat5.php (online 14.02.2013)

Satellit	Sensoren	Pixelgröße	Bildabdeckung	Ein-satzzeit	Quelle
	Seven spectral bands, including a thermal band: Band 1 Visible (0.45 - 0.52 μm) 30 m Band 2 Visible (0.52 - 0.60 μm) 30 m Band 3 Visible (0.63 - 0.69 μm) 30 m Band 4 Near-Infrared (0.76 - 0.90 μm) 30 m Band 5 Near-Infrared (1.55 - 1.75 μm) 30 m Band 6 Thermal (10.40 - 12.50 μm) 120 m Band 7 Mid-Infrared (2.08 - 2.35 μm) 30 m Ground Sampling Interval (pixel size): 30 m reflective, 120 m thermal	120 m thermal			
Landsat 7	Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) Eight spectral bands, including a pan and thermal band: Band 1 Visible (0.45 - 0.52 μm) 30 m Band 2 Visible (0.52 - 0.60 μm) 30 m Band 3 Visible (0.63 - 0.69 μm) 30 m Band 4 Near-Infrared (0.77 - 0.90 μm) 30 m Band 5 Near-Infrared (1.55 - 1.75 μm) 30 m Band 6 Thermal (10.40 - 12.50 μm) 60 m Low Gain / High Gain Band 7 Mid-Infrared (2.08 - 2.35 μm) 30 m Band 8 Panchromatic (PAN) (0.52 - 0.90 μm) 15 m Ground Sampling Interval (pixel size): 30 m reflective, 60 m thermal Added the Band 6 Low and High gain 60 m thermal bands On-board calibration was added to Landsat 7: a Full Aperture Solar Calibrator (FASC) and a Partial Aperture Solar Calibrator (PASC), in addition to the 2 calibration lamps			1999 – 2003	
Landsat 8	Operational Land Imager (OLI) Nine spectral bands, including a pan band: Band 1 Visible (0.43 - 0.45 μm) 30 m Band 2 Visible (0.450 - 0.51 μm) 30 m Band 3 Visible (0.53 - 0.59 μm) 30 m Band 4 Red (0.64 - 0.67 μm) 30 m Band 5 Near-Infrared (0.85 - 0.88 μm) 30 m Band 6 SWIR 1 (1.57 - 1.65 μm) 30 m Band 7 SWIR 2 (2.11 - 2.29 μm) 30 m Band 8 Panchromatic (PAN) (0.50 - 0.68 μm) 15 m Band 9 Cirrus (1.36 - 1.38 μm) 30 m Thermal Infrared Sensor (TIRS) Two spectral bands: Band 10 TIRS 1 (10.6 - 11.19 μm) 100 m Band 11 TIRS 2 (11.5 - 12.51 μm) 100 m	30 m reflective, 120 m thermal		2013 – heute	⁹³

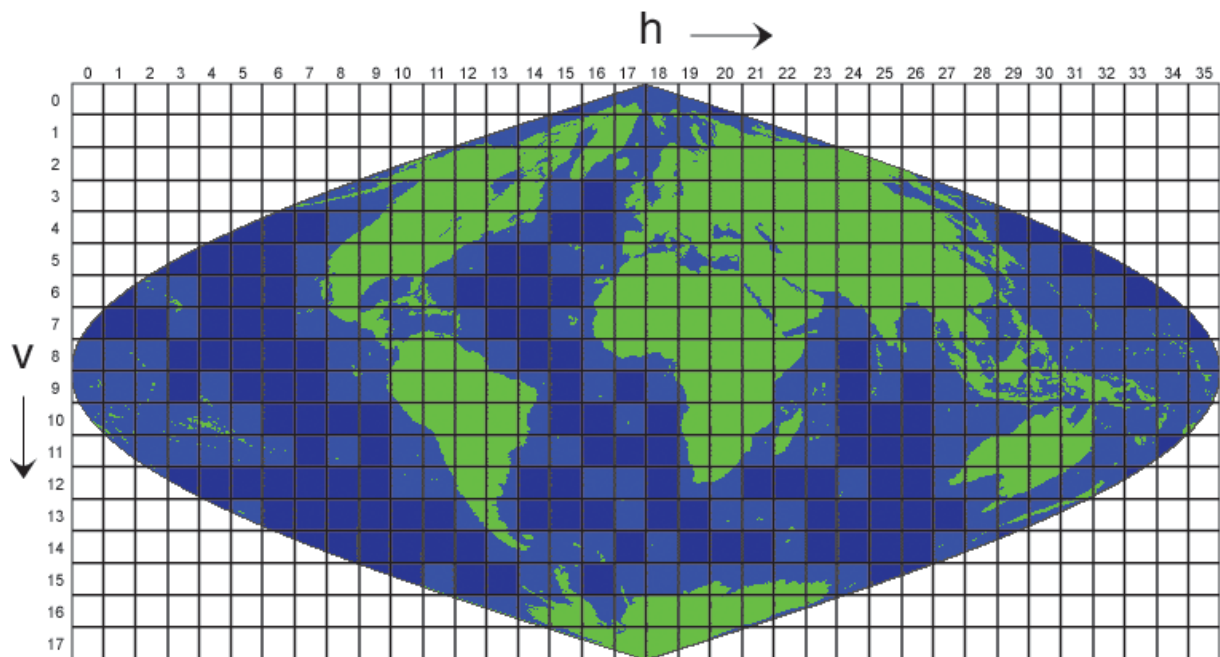
⁹³ URL: http://landsat.usgs.gov/about_ldcm.php (online 14.02.2013)

Anh. 2 Eingesetztes Zahlenschema zur Interpretation der Flächen

Vergleich der Klassifikationen 1990 zu 2011		Jahr 2011					
		10	20	30	40	50	60
		Gras	Gras m Einzelb.	Wald	Brandflächen	Landwirtschaft	Wasser
Ausgangsjahr 1990	1 Gras	11	21	31	41	51	61
	2 Gras m Einzelb.	12	22	32	42	52	62
	3 Wald	13	23	33	43	53	63
	4 Brandflächen	14	24	34	44	54	64
	5 Landwirtschaft	15	25	35	45	55	65
	6 Wasser	16	26	36	46	56	66

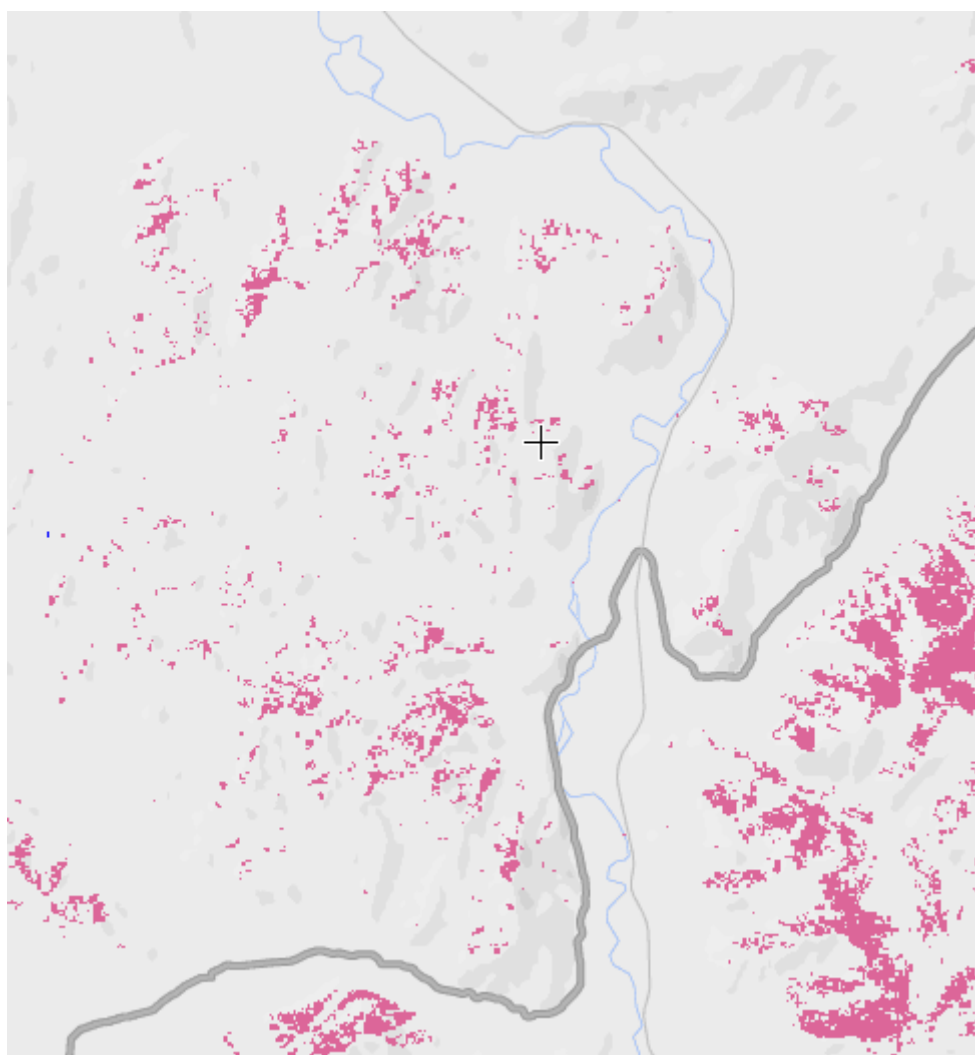
Anh. 3 Ausgewählte Landsat-Satellitenbildszenen für dNBR

Year	Sample 1			Sample 1		
		Landsat ID	dNBR		Landsat ID	dNBR
2000	pre			pre		
	post			post		
2001	pre	LT51330252000231BJC00_B1.tif	dNBR_2001_1	pre		
	post	LT51330252001153BJC00_B1.tif		post		
2002	pre	LT51310262001267BJC00	DNBR_2002_1	pre		
	post	LT51310262002222BJC00		post		
2003	pre			pre		
	post			post		
2004	pre	LT51310262003193BJC00	DNBR_2004_1	pre	LT51310252003241BJC00	DNBR_2004_2
	post	LT51320252004155BJC00_B1.tif		post	LT51320252004155BJC00_B1.tif	
2005	pre			pre		
	post			post		
2006	pre			pre		
	post			post		
2007	pre	LT51330252006247IKR00_B1.tif	dNBR_2007_1	pre		
	post	LT51320252007147IKR00		post		

Anh. 4 MODIS Sinusoidal Grid

Das Untersuchungsgebiet liegt in h24v3, h24v4 und h25v4.

Anh. 5 World Resource Institute: Kartenausschnitt Hauptuntersuchungsgebiet Tunkhel



Anh. 6 Erhebungsblatt terrestrische Stichprobe – Gesamtbeschreibung (Plot Description Form)



Plot Description (PD) Form

PD Page ___ of ___

Registration ID		Project ID		Plot ID		Date		/ /					
Org Info	Field 1	Organization Code 1	Field 2	Organization Code 2	Field 3	Organization Code 3	Field 4	Organization Code 4					
	Field 5	Examiner	Field 6	Units	E M	Field 7	Plot Radius	ft / m	Field 8	Plot Width	ft / m		
Plot Info	Field 9	Plot Type	M C	Field 10	Sampling Event	Field 11	FireID	Field 12	MetadataID				
	Field 13	Coordinate System	Lat-Long	Field 14	Latitude	Field 15	Longitude	Field 16	UTM	Field 17	Easting	Field 18	Zone
Georeferenced Position		UTM	Field 19	Datum	Field 20	GPS Position Error	Field 21	GPS Error Units	E M				
	Field 22	Elevation	Field 23	Plot Aspect	Field 24	Slope	Field 25	Landform	Field 26	Vertical Slope Shape	Field 27	Horiz. Slope Shape	
Biophysical Settings	Field 28	Surf. Geo. 1	Field 29	Surf. Geo. 2	Field 30	Soil Texture	Field 31	Erosion Type	Field 32	Erosion Severity			
	Field 33	Total Tree Cover	Field 34	Seedling Tree Cover	Field 35	Sapling Tree Cover	Field 36	Pole Tree Cover	Field 37	Medium Tree Cover	Field 38	Large Tree Cover	
	Field 39	Very Lg. Tree Cover	Field 40	Total Shrub Cover	Field 41	Low Shrub Cover	Field 42	Medium Shrub Cover	Field 43	Tall Shrub Cover			
Tree Cover	Field 44	Graminoid Cover	Field 45	Forb Cover	Field 46	Fern Cover	Field 47	Moss & Lichen Cover	Field 48	Upper Dom. Spp. 1	Field 49	Upper Dom. Spp. 2	
	Field 50	Mid Dominant Spp. 1	Field 51	Mid Dominant Spp. 2	Field 52	Lower Dom. Spp. 1	Field 53	Lower Dom. Spp. 2	Field 54	Potential Veg. ID	Field 55	Potential Lifeform	
Herb Cover	Field 56	Bare Soil Cover	Field 57	Gravel Ground Cover	Field 58	Rock Ground Cover	Field 59	Litter & Duff Cover	Field 60	Wood Ground Cover	Field 61	Moss & Lichen Cover	
	Field 62	Charred Ground Cover	Field 63	Ash Ground Cover	Field 64	Basal Veg. Cover	Field 65	Water Ground Cover	Field 66	Surface Fire Behavior Fuel Model	Field 67	Fuel Photo ID	
Ground Cover	Field 68	Stand height	ft / m	Field 69	Canopy Fuel Base Ht	ft / m	Field 70	Canopy Cover	Field 71	Flame length	ft / m	Field 72	Spread Rate
	Field 73	Fire Behavior Picture	Field 74	Fire Severity Code	Field 75	North Photo	Field 76	East Photo	Field 77	Photo Point 1	Field 78	Photo Point 2	
Behavior & Effects	Field 79	Local Code 1	Field 80	Local Code 2									

Write comments on back

Anh. 8 Erhebungsblatt FLEGT (Case Tracking)

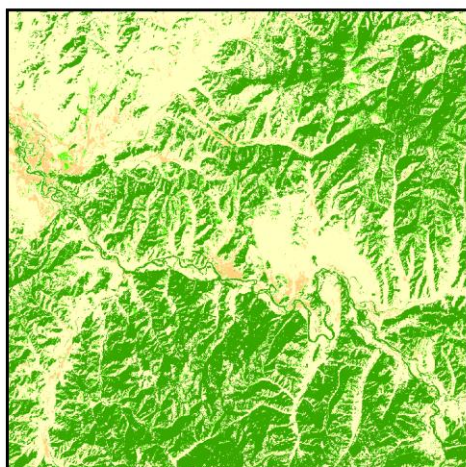
Ойн зөрчлийн мэдээ (Case Tracking)

Анкет № 2

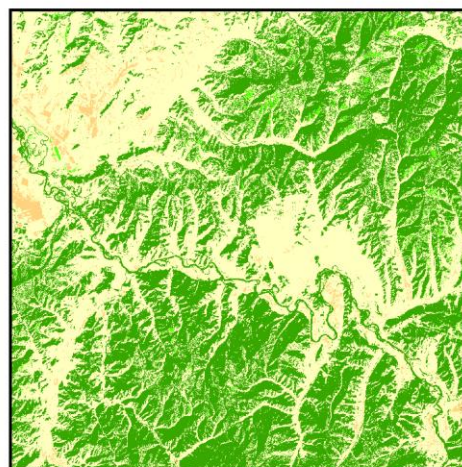
1. Огноо, байрлал				
Огноо	2008.11.26	Хугацаа	10:30	
Уртраг	106.4159	Өргөрөг	48.7172	
Аймаг	Сэлэнгэ	Сум	Мандал	Баг
2. Зөрчил гаргагч хувь хүн / компани / нөхөрлөл/				
Иргэний үнэмлэхийн дугаар		<input checked="" type="checkbox"/> Байхгүй	<input type="checkbox"/> мэдэгдэхгүй	
Нэр: [REDACTED]		Хаяг /		
Фото зураг авсан эсэх?		<input checked="" type="checkbox"/> Тийм	<input type="checkbox"/> Үгүй	
Машинтай эсэх?		<input checked="" type="checkbox"/> Тийм	<input type="checkbox"/> Үгүй	Марк: Портер Дугаар [REDACTED]
Зэвсэгтэй эсэх?		<input type="checkbox"/> Тийм	<input checked="" type="checkbox"/> Үгүй	Хэрэв тийм бол, тайлбар:
Нэмэлт тайлбар				
3. Үйлдлийн хэлбэр				
<input checked="" type="checkbox"/> Мод бэлтгэл		<input type="checkbox"/> Ан агнасан		
<input type="checkbox"/> Ойн дагалт баялаг		<input type="checkbox"/> Мод худалдаалсан		
<input checked="" type="checkbox"/> Мод тээвэрлэлт		<input type="checkbox"/> Уул уурхай		
<input type="checkbox"/> Хөрөө рам ажиллуулсан		<input type="checkbox"/> Бусад:		
4. Модны төрөл / дагалт баялаг				
<input type="checkbox"/> Хуш		<input type="checkbox"/> Улиас		
<input type="checkbox"/> Нарс		<input type="checkbox"/> Эмийн ургамал		
<input type="checkbox"/> Шинэс				
<input checked="" type="checkbox"/> Хус		<input type="checkbox"/> Бусад:		
5. Бүтээгдэхүүний төрөл				
<input type="checkbox"/> Банз		<input type="checkbox"/> Шургааг		
<input type="checkbox"/> Гуалин (дүнз)		<input type="checkbox"/> Амьтны гаралтай:		
<input type="checkbox"/> Байшингийн мод		<input type="checkbox"/> Самар, жимс		
<input checked="" type="checkbox"/> Түлшний мод		<input type="checkbox"/> Бусад:		
6. Хэмжээ/тоо ширхэг				
	Бүтээгдэхүүн	Хэмжээ	Нэгж	Тэмдэглэл
6.1	Хус	3 (гурав)	<input checked="" type="checkbox"/> м ³ <input type="checkbox"/> кг <input type="checkbox"/> ш	
9. Хэнд мэдээлсэн				
9.1	Байгууллага	<input checked="" type="checkbox"/> ГТХАН	<input type="checkbox"/> Ойн анги	<input type="checkbox"/> БХ <input type="checkbox"/> БОХБ <input type="checkbox"/> Цагдаа
9.2	Огноо	2008.11.26		



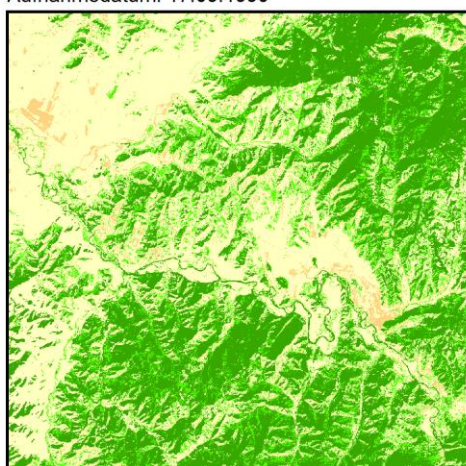
Anh. 9 IsoCluster-Klassifizierung Untersuchungsgebiet Bugant (Landsat, P132, R25)



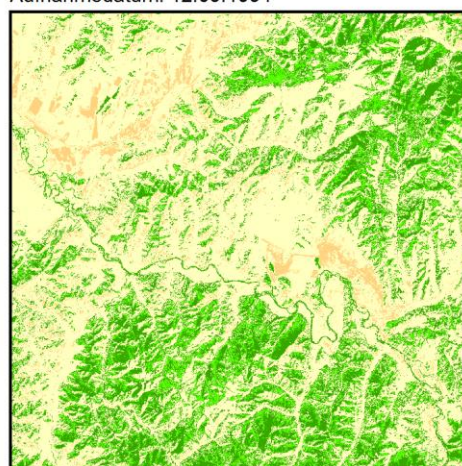
1990 (t1) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 17.09.1990



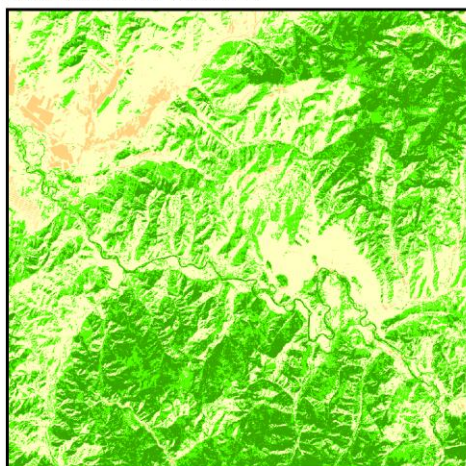
1994 (t2) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 12.09.1994



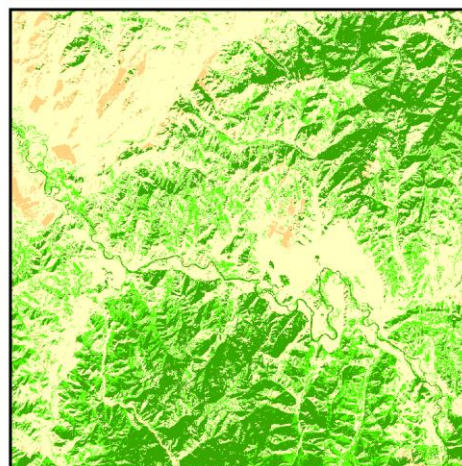
2002 (t3) | Satellit:LANDSAT- 7 (ETM+)
Aufnahmedatum: 10.09.2002



2006 (t4) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 29.09.2006



2010 (t5) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 08.09.2010



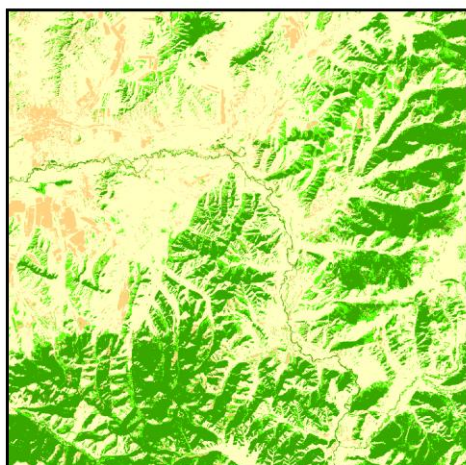
2015 (t6) | Satellit: LANDSAT- 8 (OLI)
Aufnahmedatum: 06.09.2015

Legende

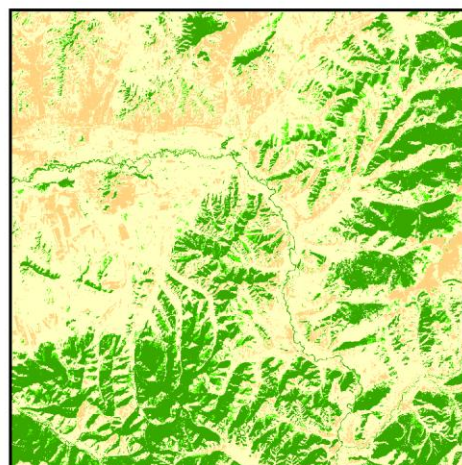


- | | |
|--|---|
|  Wald dicht (Fd) |  Steppe (St) |
|  Wald locker (Fl) |  Landwirtschaft (Ag) |

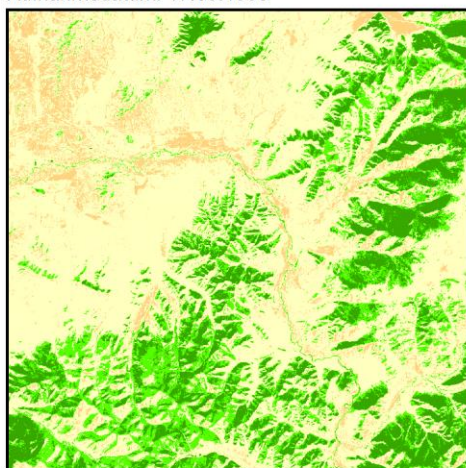
Anh. 10 IsoCluster-Klassifizierung Sommer Untersuchungsgebiet Tunkhel (Landsat, P132, R25)



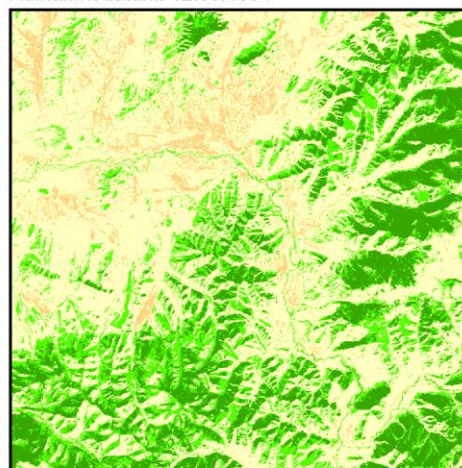
1990 (t1) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 17.09.1990



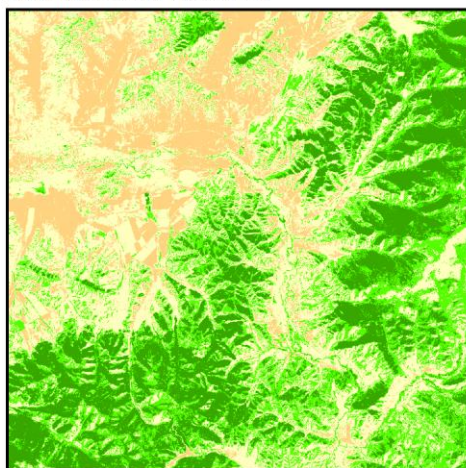
1994 (t2) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 12.09.1994



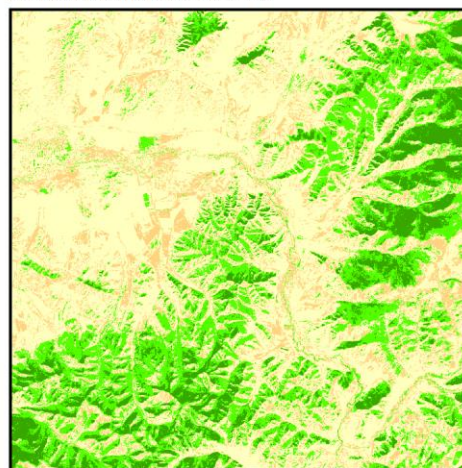
2000 (t3) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 12.09.2000



2004 (t4) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 07.09.2004



2011 (t5) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 11.09.2011



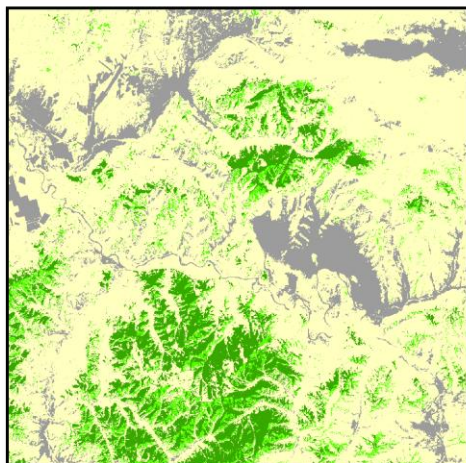
2014 (t6) | Satellit: LANDSAT-8 (OLI)
Aufnahmedatum: 03.09.2014

Legende

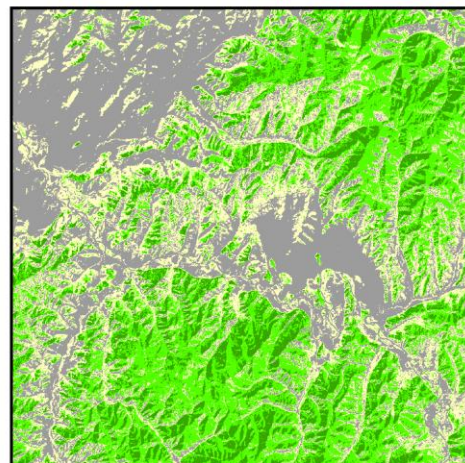


- | | |
|--|---|
|  Wald_dicht (Fd) |  Steppe (St) |
|  Wald_locker (Fl) |  Landwirtschaft (Ag) |

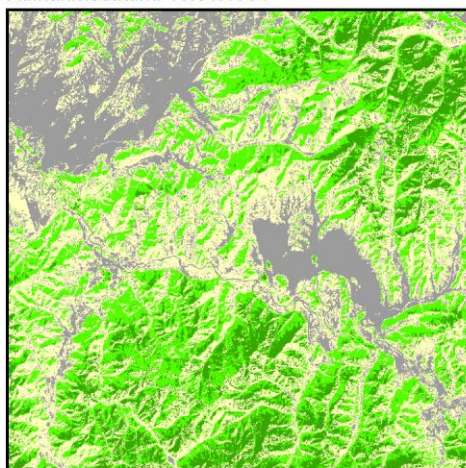
Anh. 11 IsoCluster-Klassifizierung Winter Untersuchungsgebiet Bugant (Landsat, P132, R25)



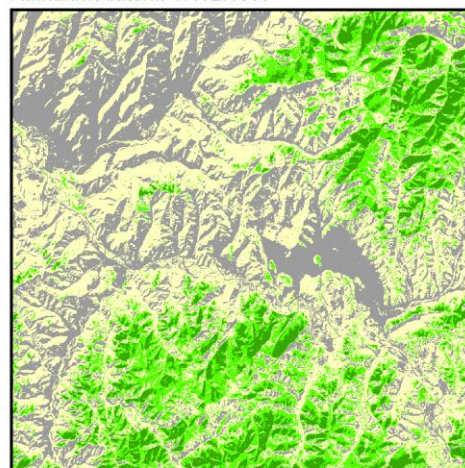
1994 (t1) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 15.01.1994



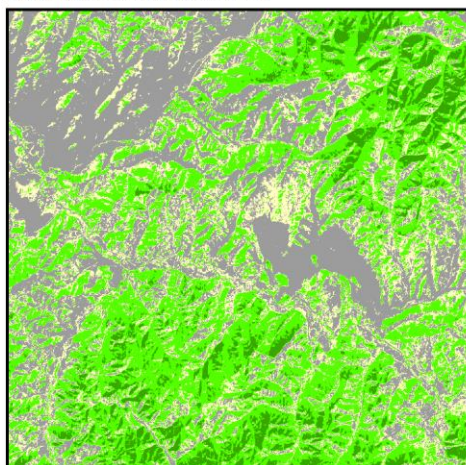
1997 (t2) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 17.02.1997



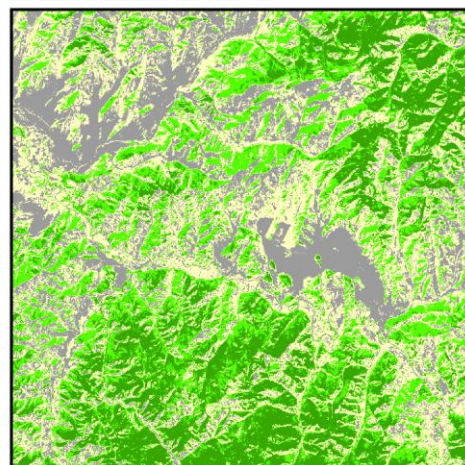
2000 (t3) | Satellit: LANDSAT-7 (ETM+)
Aufnahmedatum: 24.01.2000



2005 (t4) | Satellit: LANDSAT-5 (TM)
Aufnahmedatum: 13.01.2005



2011 (t5) | Satellit: LANDSAT-5 (TM)
Aufnahmedatum: 30.01.2011



2015 (t6) | Satellit: LANDSAT-8 (OLI)
Aufnahmedatum: 09.01.2015

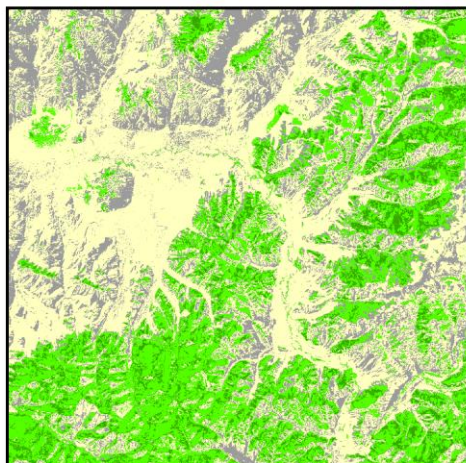
Legende



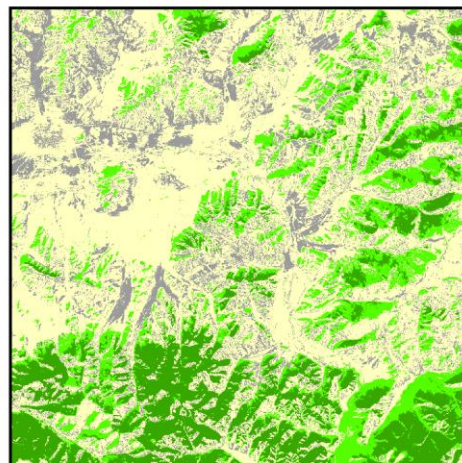
-
 Wald_dicht (Fd)
 Steppe (St)

-
 Wald_locker (Fl)
 Schneeflächen (Sn)

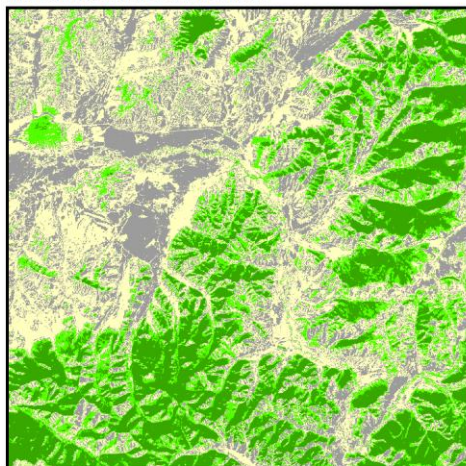
Anh. 12 IsoCluster-Klassifizierung Winter Untersuchungsgebiet Tunkhel (Landsat, P132, R25)



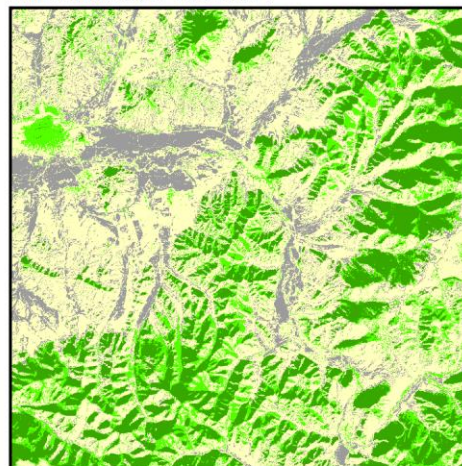
1991 (t1) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 24.02.1991



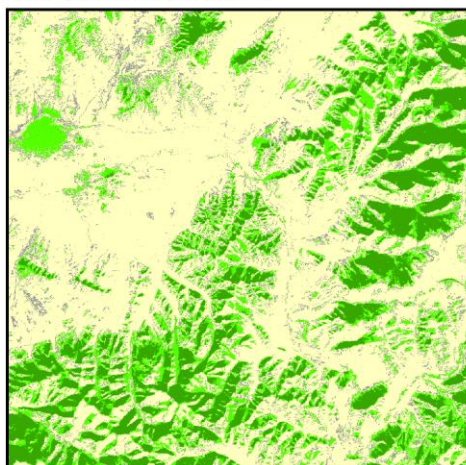
1994 (t2) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 15.01.1994



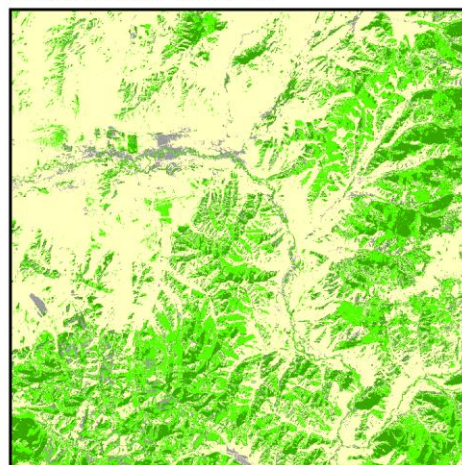
2000 (t3) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 01.02.2000



2005 (t4) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 13.01.2005



2010 (t5) | Satellit: LANDSAT- 5 (TM)
Aufnahmedatum: 14.01.2011



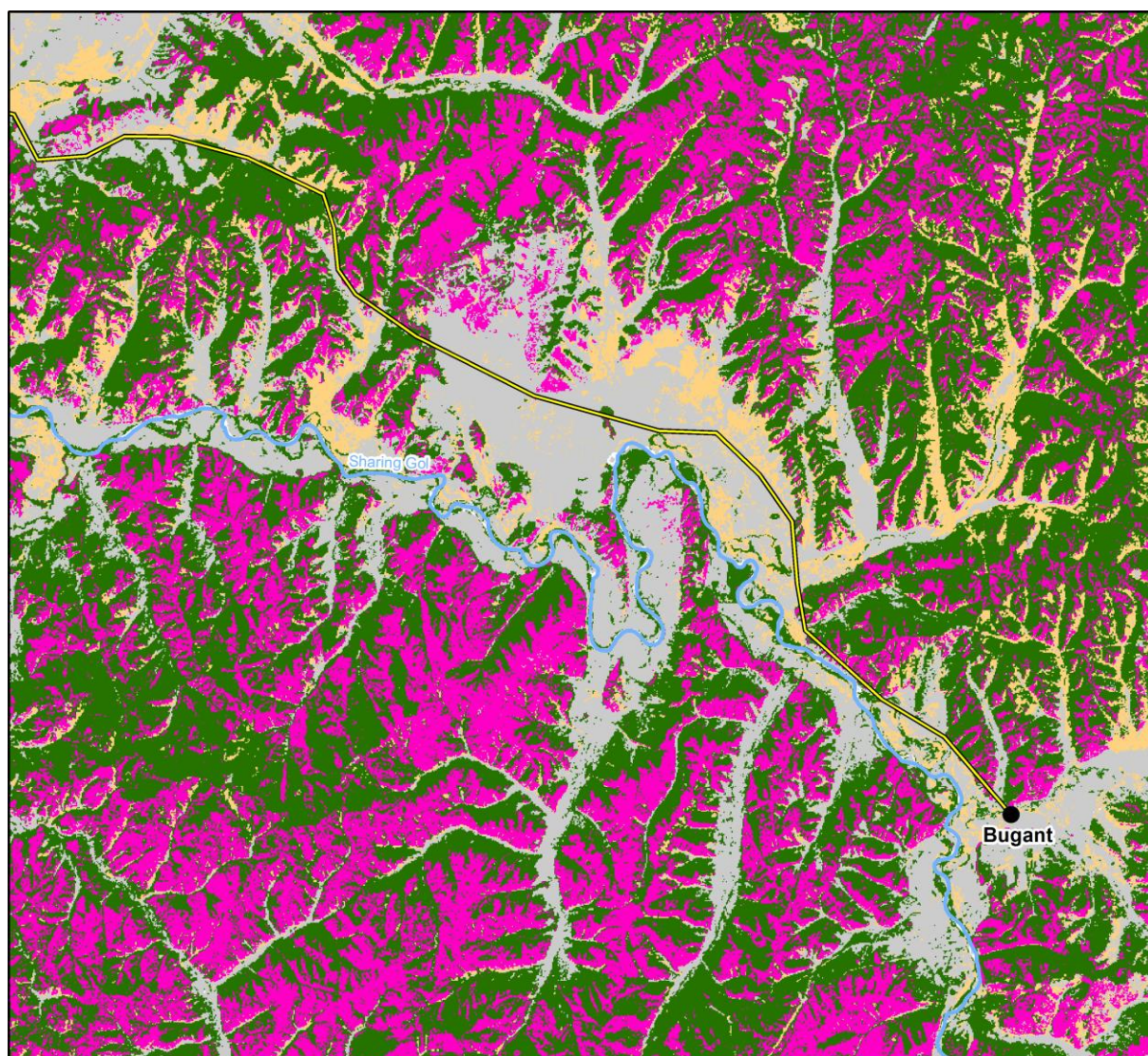
2015 (t6) | Satellit: LANDSAT- 8 (OLI)
Aufnahmedatum: 09.01.2015

Legende

- Wald_dicht (Fd)
- Steppe (St)
- Wald_locker (Fl)
- Schneeflächen (Sn)

0 5 10 20
Kilometer

Anh. 13 Waldzustand 1990/91 im Untersuchungsgebiet Bugant



Legende

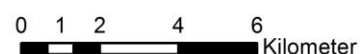
Vegetationsklassen

- Steppe 1990
- lockerer Wald 1990
- dichter Wald 1990
- Kiefer 1991

Topographie

- Stadt
- < 5.000 Einwohner

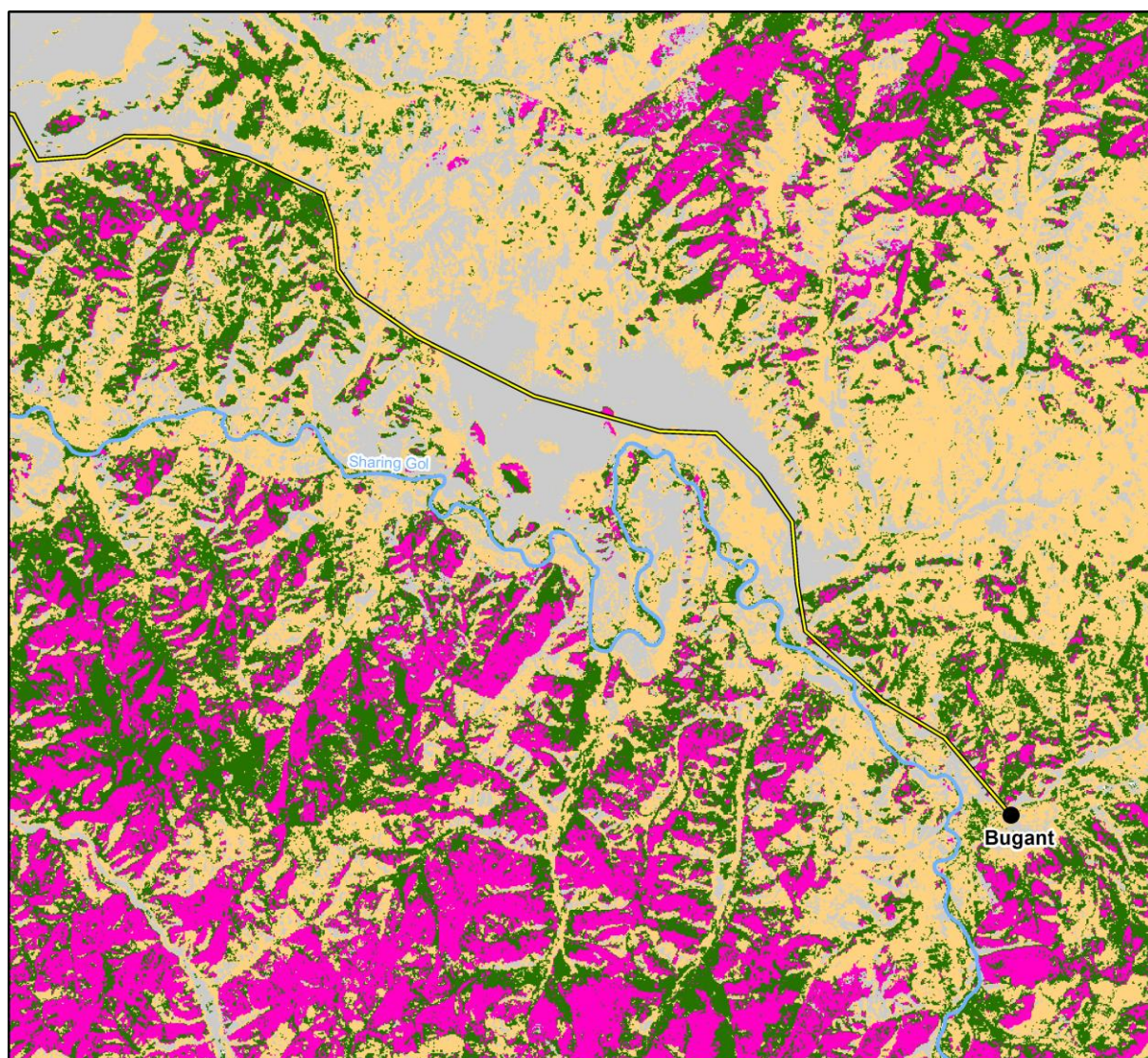
- Nebenstraße
- Hauptfluss



Datengrundlage

Landsat 5 (TM), p132r025, 1990-028 NASA, USGS
 Landsat 5 (TM), p132r025, 1991-071 NASA, USGS

Anh. 14 Waldzustand 2011/13 im Untersuchungsgebiet Bugant



Legende

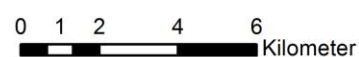
Vegetationsklassen

- Steppe 2011
- lockerer Wald 2011
- dichter Wald 2011
- Kiefer 2013

Topographie

- Stadt**
- < 5.000 Einwohner

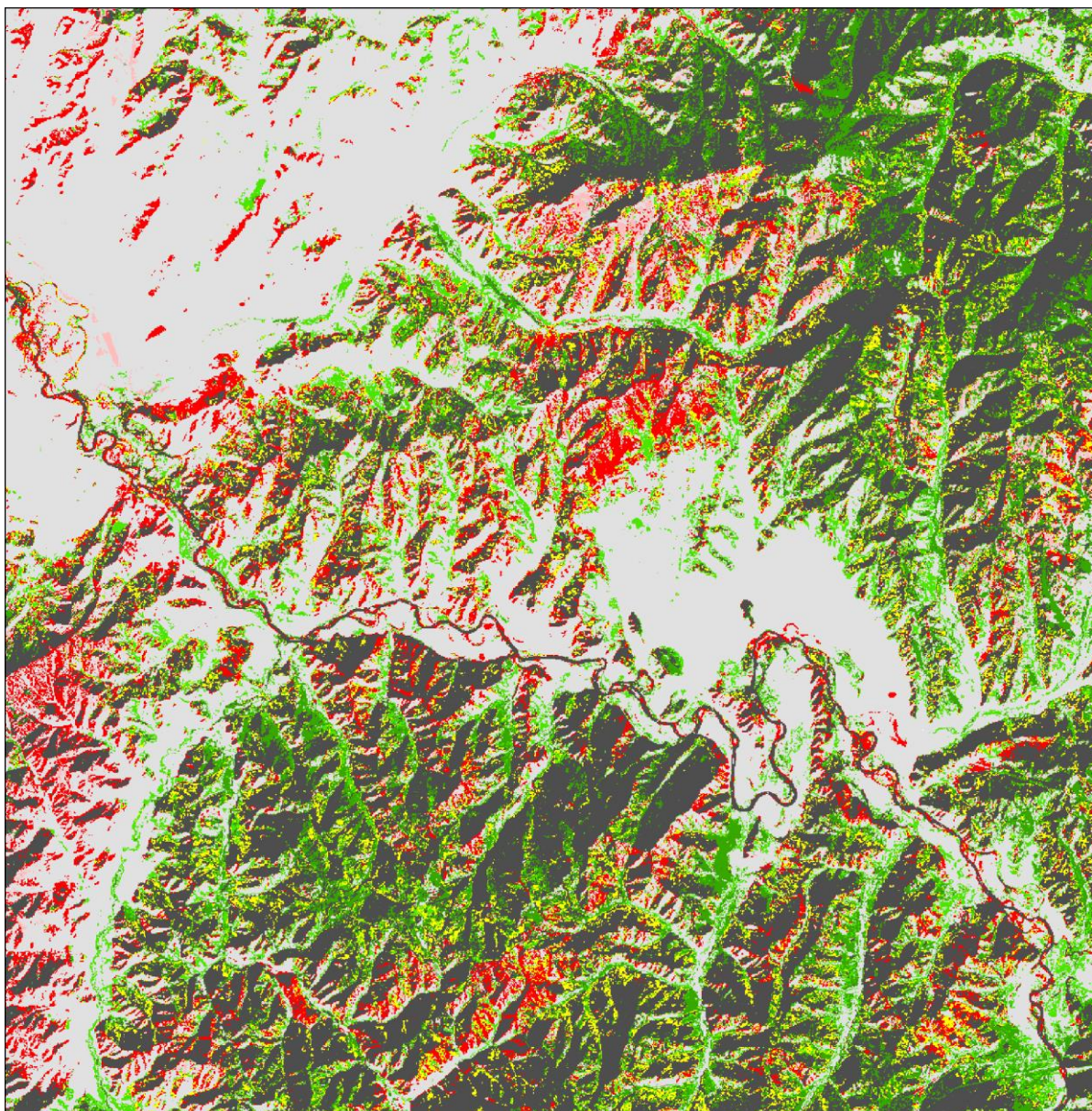
- Nebenstraße
- Hauptfluss



Datengrundlage:
















Landsat 5 (TM), p132r025, 1990-028, NASA, USGS
 Landsat 8 (OLI), p132r025, 2013-355, NASA, USGS

Anh. 15 Flächennutzungsänderungen für Bugant zwischen 1994 und 2002

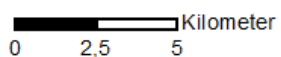


Legende

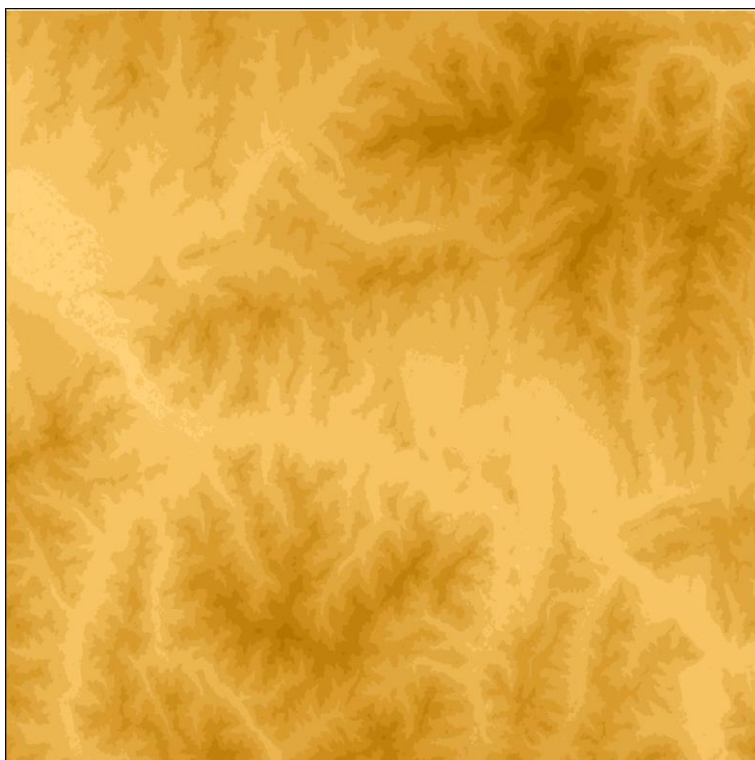
Change Detection

 Ag --> Fd	 St --> Fl	 St --> St	 St --> Ag
 St --> Fd	 Ag --> St	 Ag --> Ag	 Fd --> St
 Ag --> Fl	 Fd --> Fd	 Fd --> Fl	 Fl --> Ag
 Fl --> Fd	 Fl --> Fl	 Fl --> St	 Fd --> Ag

Klassifikationsgrundlagen: Landsat 7, p132r025,2002-253 NASA, USGS
 Landsat 5 (TM), p132r025,1994-255 NASA,USGS



Anh. 16 Digitale Geländemodelle Bugant und Tunkhel (ASTER)



Anh. 17 Iso-Cluster bi-temporaler Vergleich (Sommerszenen) für Bugantt₁-t₂

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	466,61	0,15	62,43	0,41
Wald licht (Fl)	7,41	1,05	41,04	0,74
Steppe (St)	81,72	16,38	514,34	19,49
Landwirt. (Ag)	0,47	0,05	7,10	6,20

t₂-t₃

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	377,55	75,42	101,76	1,48
Wald licht (Fl)	4,55	2,01	10,82	0,25
Steppe (St)	88,94	85,42	415,45	35,10
Landwirt. (Ag)	0,04	0,92	23,32	2,56

t₃-t₄

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	222,38	90,74	157,96	0,01
Wald licht (Fl)	39,51	20,82	103,03	0,40
Steppe (St)	25,92	3,39	474,80	47,23
Landwirt. (Ag)	0,02	0,00	27,76	11,61

t₄-t₅

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	161,65	112,34	13,51	0,33
Wald licht (Fl)	81,26	32,30	1,36	0,02
Steppe (St)	49,36	229,87	468,68	15,63
Landwirt. (Ag)	0,01	0,32	48,12	10,81

t₅-t₆

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	234,66	32,38	24,94	0,29
Wald licht (Fl)	87,19	96,46	177,25	13,95
Steppe (St)	1,87	59,70	449,51	20,59
Landwirt. (Ag)	0,08	0,15	5,14	21,42

Anh. 18 Iso-Cluster bi-temporaler Vergleich (Sommerszenen) für Tunkhelt₁-t₂

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	296,50	12,23	10,29	0,05
Wald licht (Fl)	11,88	34,55	96,05	0,86
Steppe (St)	1,10	3,89	526,88	126,94
Landwirt. (Ag)	9,66	14,72	60,84	18,13

t₂-t₃

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	171,16	121,45	25,82	0,70
Wald licht (Fl)	7,59	26,69	30,43	0,67
Steppe (St)	6,13	48,10	561,34	78,50
Landwirt. (Ag)	0,01	0,17	125,55	20,24

t₃-t₄

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	153,51	29,65	1,73	0,00
Wald licht (Fl)	67,81	110,55	18,06	0,00
Steppe (St)	5,12	97,51	640,51	0,00
Landwirt. (Ag)	0,02	0,84	99,25	0,00

t₄-t₅

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	179,85	40,72	5,81	0,07
Wald licht (Fl)	108,63	74,53	53,00	2,39
Steppe (St)	26,80	150,84	389,78	192,13
Landwirt. (Ag)	0,00	0,00	0,00	0,00

t₅-t₆

von / zu	Wald dicht (Fd)	Wald licht (Fl)	Steppe (St)	Landwirt. (Ag)
Wald dicht (Fd)	111,38	178,57	22,93	2,42
Wald licht (Fl)	15,19	68,98	102,02	79,89
Steppe (St)	0,01	15,10	350,53	82,96
Landwirt. (Ag)	0,005	1,49	177,06	16,04

Anh. 19 Beschreibung der Eigenbefliegung

Bei der Auswahl des Zielgebiets wurden mehrere Faktoren berücksichtigt. So musste zum einen das Gebiet in Reichweite eines Flughafens liegen. Außerdem sollte eine gute Erreichbarkeit auf dem Landweg gegeben sein. Schließlich sollte das Gebiet in einer Zone liegen, wo die Wälder unter einem starken wirtschaftlichen Druck stehen. Ein Kieferngebiet wurde bevorzugt, weil diese Baumart besonders auf dem lokalen Markt als Bauholz stark nachgefragt und daher häufig illegal eingeschlagen wird. Die Entscheidung fiel auf ein zehn km² großes bewaldete Gebiet mit mehreren mittelhohen Bergen (höchste Erhebung Noen Uul 1.760 m, niedrigste Erhebung Bayan Gol ca. 1.000 m) nordwestlich des Walddorfs Tunkhel. In dieser Ortschaft werden mehrere Sägewerke betrieben, die eine permanente Nachfrage nach Rundholz auslösen. Die Entfernung zum Flughafen Ulaanbaatar beträgt in südlicher Richtung ca. 100 km. Außerdem ist das Gebiet in ca. 4 bis 5 Stunden mit dem Auto aus von Ulaanbaatar zu erreichen. Zusätzlich lag bereits eine hochauflösende Satellitenszene (Quickbird) für das Gebiet aus dem Jahr 2005 vor.

Für die Befliegung wurde ein Flugzeug vom Typ Jabiru J230-D, hergestellt von der Jabiru Pty Ltd⁹⁴, von einer privaten mongolischen Flugfirma mit Piloten angemietet. Nach einem ersten durchgeführten positiven Testflug mit dem Flugzeug südlich von Ulaanbaatar über dem Hausberg Boghd Khan wurde mit den Vorbereitungen begonnen. Das Flugzeug ist ein abgestreifter Schulterdecker und zeichnet sich durch eine einfache Bedienbarkeit sowie einer hohen Reisegeschwindigkeit aus. Das Haupt- und Bugfahrwerk sind starr angebracht und die Räder mit einem Windschlupf versehen. Das Bugfahrwerk ist lenkbar. Das Flugzeug wird von einem Piloten gesteuert. Die maximale Passagierzahl ist drei Personen. Die technischen Daten werden in folgender Tabelle aufgeführt:

Jabiru J230-D

Spezifikation	Kennwerte
Besatzung	1
Passagiere	1 - 3
Länge	6,55
Höhe	2,40 m
Leergewicht	370 kg
Startgewicht	599 kg
Motor	Jabiru 3300, 120 PS (89 kW)
Geschwindigkeit	222 km/h
Reichweite	1.513 km
Steiggeschwindigkeit	6,6 m/s
Gipfelhöhe	5.000 m

⁹⁴ URL: <http://www.jabiru.net.au/> (online 06.02.2014): Jabiru Pty Ltd wurde 2005 in Australien gegründet. Die produzierten Flugzeuge sind günstig in der Anschaffung und im Betrieb. Sie sind beliebt als Schul- und Sportflugzeuge. Ein besonderes Alleinstellungsmerkmal ist, dass die Firma neben dem Flugzeugkörper auch den Flugzeugmotor und den Propeller in Eigenproduktion herstellt.

Eine besondere Herausforderung war die Anbringung der Kamera am Flugzeug. Anhand einer technischen Flugzeugskizze und der Angabe zum Durchmesser des stützenden Querholms unterhalb des Flugzeugflügels wurde eine Halterung in Deutschland vorbereitet. Diese Halterung konnte vor Ort an das Flugzeug unter dem rechten Flügel an der Querstrebe mit Hilfe einer vorbereiteten aufklappbaren Schiene montiert werden. An der Halterung war eine Vorrichtung mit Schraubgewinde angebracht, mit dem die Kamera an die vorbereitete Halterung angeschraubt werden konnte. Eine Schnur sicherte zusätzlich die Kamera gegen unkontrollierten Verlust, falls sich durch die Vibration die Schraube zur Kamerabefestigung lockern sollte (s. Abb. 43).



Abb. 43 Halterung für die Kamera, angebracht am Flugzeug (Foto 29.07.2007: Teusan)

Mit Unterstützung des Fachbereichs III (Bauingenieur- und Geoinformationswesen), Labor Fotogrammetrie, an der Technischen Fachhochschule Berlin (TFH)⁹⁵ wurde eine Kamera für die Luftaufnahmen vorbereitet. Bei der eingesetzten Kamera handelt es sich um eine Kleinformatbildkamera Nikon 200D. Diese Kamera wurde nicht für Luftbildaufnahmen konzipiert. Es handelt sich aber um eine professionelle digitale Spiegelreflexkamera mit Metallgehäuse. Die Nikon 200D verfügt über einen CCD⁹⁶-Sensor mit einer 3.872 x 2.592 Pixelmatrix mit ca.

⁹⁵ Umbenannt am 1. April 2009 in Beuth Hochschule für Technik (BHT).

⁹⁶ *Charge-coupled device* (ladungsgekoppeltes Bauteil)

10 Mio. Pixeln. Die feste Brennweite des eingesetzten Objektivs (Bajonettverschluss) betrug 35 mm und die Pixelseitenlänge 6,1 μm . Eine Besonderheit war außerdem, dass die Kamera mit einem externen GPS-Empfänger via Datenkabel verbunden werden konnte. Damit war eine automatische Georeferenzierung der Bilder (Bildmittelpunkt) zum Aufnahmezeitpunkt möglich. Als GPS-Empfänger wurde das Modell Garmin 60 CSx ausgewählt.

Vor der Befliegung wurde an der Kamera eine Kamerakalibrierung mit aufmontiertem Objektiv durchgeführt. Die berechnete Pixelseitenlänge im Gelände unter Berücksichtigung der tiefsten Lagen (1.000 m) betrug 34,9 cm. Die Berechnung des Werts wird bei Fimiarz (2008:32), der die Aufnahmen in der Mongolei begleitend unterstützte, ausführlich beschrieben. Als Befliegungsmaßstab ergab sich nach Berechnung ein Wert von 1:57.000 (Fimiarz 2008:31). Die Flughöhe wurde auf 3.000 m festgelegt. Damit betrug die max. Flughöhe über Grund 1.240 m. Die Querüberlappung wurde mit 10 % festgelegt. Daraus ergab sich bezogen auf die höchste Erhebung im Untersuchungsgebiet ein Streifenabstand von 500 m (Fimiarz 2008:34). Als Bildfolgezeit resultierten die Berechnungen in einem Wert von 6 Sekunden zwischen den Bildern, um eine Längsüberlappung von 60 % zu erzielen (Fimiarz 2008:36).

Kurzbeschreibung der Befliegung

Kenngrößen	Wert
Plattform	Jabiru 230-D
Bildkamera	Nikon 200 D
Bildmaßstab*	1:57.143
Kamerakonstante	35 mm
Sensor*	CCD
Pixelseitenlänge (Kamera)*	0,0061 mm
Pixelseitenlänge (Gelände)*	34,90 mm
Streifenabstand*	504 ,16 m
Bildmaßstab (bezogen auf höchstem Punkt)*	1:35.429
Bildfolgezeit*	6 Sekunden
Digitales Bildformat	RAW
Flugfläche	10 km ²
Flugstreifen	15
Aufnahmemonat	August 2007
GPS-Empfänger	Garmin 60 CSx
Flugnavigation	Touratech QV 4
Bildbearbeitungssoftware	Nikon Capture 4
Flugdatum	11. August 2007

(*Quelle: Fimiarz 2008:30f)

Der geeignete Zeitraum für die Befliegung wird durch die Forderung, dass die Aufnahmen im beblätterten Zustand der Bäume erfolgen soll, zeitlich eingeschränkt. Prinzipiell werden Aufnahmen im Frühjahr und insbesondere Herbst bei entsprechender Laubverfärbung bevorzugt. Dementsprechend war anfänglich eine Befliegung im Monat September geplant. Aber aufgrund eingeschränkter Verfügbarkeit der Flugfirma und des Piloten wurde der Monat August für die Befliegung ausgewählt. Das Flugzeug wurde einen Tag vor dem geplanten Flugtag mit

der Trägervorrichtung und den Kabeln für das GPS versehen. Dadurch waren am folgenden Flugtag nur noch die Montierung der Kamera sowie die Verbindung der Kabel mit den Messinstrumenten erforderlich.

Anh. 20 Liste der verwendeten Satellitenbildszenen

Satellitenbildszene	Satellit	Jahreszeit	Aufnahmetag	Gebiet (Aol)
LT51320251990260XXX03	Landsat TM 5	Sommer	17.09.1990	Bugant
LT51320251994255BJC00	Landsat TM 5	Sommer	12.09.1994	Bugant
LE71320252002253SGS00	Landsat TM 7 ETM+	Sommer	10.09.2002	Bugant
LT51320252006272IKR00	Landsat TM 5	Sommer	29.09.2006	Bugant
LT51320252010251IKR00	Landsat TM 5	Sommer	08.09.2010	Bugant
LC81320252015249LGN00	Landsat OLI 8	Sommer	06.09.2015	Bugant
LT41320251989025XXX02	Landsat TM 4	Winter	25.01.1989	Bugant
LT51320251991071XXX03	Landsat TM 5	Winter	12.03.1991	Bugant
LT51320251994015BJC00	Landsat TM 5	Winter	15.01.1994	Bugant
LE71320252000024SGS00	Landsat TM 7 ETM+	Winter	24.01.2000	Bugant
LT51320252005013BJC00	Landsat TM 5	Winter	13.01.2005	Bugant
LT51320252011030BJC00	Landsat TM 5	Winter	30.01.2011	Bugant
LC81320252013355LGN00	Landsat OLI 8	Winter	21.12.2013	Bugant
LC81320252015009LGN00	Landsat OLI 8	Winter	09.01.2015	Bugant
LT51320261990260XXX03	Landsat TM 5	Sommer	17.09.1990	Tunkhel
LT51320261994255BJC00	Landsat TM 5	Sommer	12.09.1994	Tunkhel
LT51320262000256BJC00	Landsat TM 5	Sommer	12.09.2000	Tunkhel
LT51320262004251BJC00	Landsat TM 5	Sommer	07.09.2004	Tunkhel
LT51320262011254IKR00	Landsat TM 5	Sommer	11.09.2011	Tunkhel
SP00345730_001_001673690	GeoEye-1	Sommer	25.08.2010	Tunkhel
LC81320262014246LGN00	Landsat OLI 8	Sommer	03.09.2014	Tunkhel
LT51320261991055XXX03	Landsat TM 5	Winter	24.02.1991	Tunkhel
LT51320261994015BJC00	Landsat TM 5	Winter	15.01.1994	Tunkhel
LT51320262000032BJC00	Landsat TM 5	Winter	01.02.2000	Tunkhel
LT51320262005013BJC00	Landsat TM 5	Winter	13.01.2005	Tunkhel
LT51320262011014BJC00	Landsat TM 5	Winter	14.01.2011	Tunkhel
LC81320262015009LGN00	Landsat OLI 8	Winter	09.01.2015	Tunkhel
LT51330261990251XXX03	Landsat TM 5	Sommer	08.09.1990	Selenge
LT51330251990251XXX03	Landsat TM 5	Sommer	08.09.1990	Selenge
LT51320261990260XXX03	Landsat TM 5	Sommer	17.09.1990	Selenge
LT51320251990260XXX03	Landsat TM 5	Sommer	17.09.1990	Selenge
LT51320261994255BJC00	Landsat TM 5	Sommer	12.09.1994	Selenge
LT51320251994255BJC00	Landsat TM 5	Sommer	12.09.1994	Selenge
LT51310252001267BJC00	Landsat TM 5	Sommer	24.09.2001	Selenge
LT51310262001267BJC00	Landsat TM 5	Sommer	24.09.2001	Selenge
LT51330262011245IKR00	Landsat TM 5	Sommer	02.09.2011	Selenge
LT51330252011245IKR00	Landsat TM 5	Sommer	02.09.2011	Selenge
LT51320262011254IKR00	Landsat TM 5	Sommer	11.09.2011	Selenge
LT51320252011254IKR00	Landsat TM 5	Sommer	11.09.2011	Selenge
LT51310252011263IKR00	Landsat TM 5	Sommer	20.09.2011	Selenge
LT51310262011263IKR00	Landsat TM 5	Sommer	20.09.2011	Selenge

Anh. 21 Genauigkeitsbewertung der Landsat-Satellitenbildszenen für überwachte Klassifizierungen

Klassifizierte Szene	Aufnahmetag	Gebiet	Kontrolldaten	Aufnahmetag	Stichprobenanzahl (n)	Overall Classification Accuracy	Overall Kappa Statistics	Conditional Kappa for each Category			Producers Accuracy			Users Accuracy		
								class			class			class		
								Fd	FI	St	Fd	FI	St	Fd	FI	St
5TM	12.09.1994	Bugant	Bodenmesspunkte	06.09.2011-17.09.2011	44	81.82%	0.6227	0.4671	0.7412	1.0000	100.00%	40.00%	71.43%	79.41%	80.00%	100.00%
5TM	17.09.1990	Tunkhel	5TM	17.09.1990	150	76.00%	0.6398	0.7305	0.4385	0.7586	95.56%	66.67%	68.25%	81.13%	59.57%	86.00%
5TM	11.09.2011	Tunkhel	Bodenmesspunkte	19.05.2011-28.05.2011	55	85.45%	0.7662	0.9298	0.7105	0.5833	100.00%	70.59%	72.73%	96.43%	80.00%	66.67%
GeoEye-1	25.08.2010	Tunkhel	GeoEye-1	25.08.2010	150	78.67%	0.6807	0.6765	0.6265	0.7326	93.02%	64.29%	82.35%	76.92%	76.60%	82.35%

Klassifizierte Szene	Aufnahmetag	Gebiet	Kontrolldaten	Aufnahmetag	Stichprobenanzahl (n)	Overall Classification Accuracy	Overall Kappa Statistics	Conditional Kappa for each Category		Producers Accuracy		Users Accuracy	
								class		class		class	
								Kiefernflächen	nicht Kiefernflächen	Kiefernflächen	nicht Kiefernflächen	Kiefernflächen	nicht Kiefernflächen
5TM	12.03.1991	Bugant	Bodenmesspunkte	06.09.2011-17.09.2011	44	86.36%	0.6129	0.7037	0.5429	63.64%	93.94%	77.78%	88.57%
OLI	21.12.2013	Bugant	OLI	21.12.2013	100	84.00%	0.6741	0.8922	0.5417	70.21%	96.23%	94.29%	78.46%

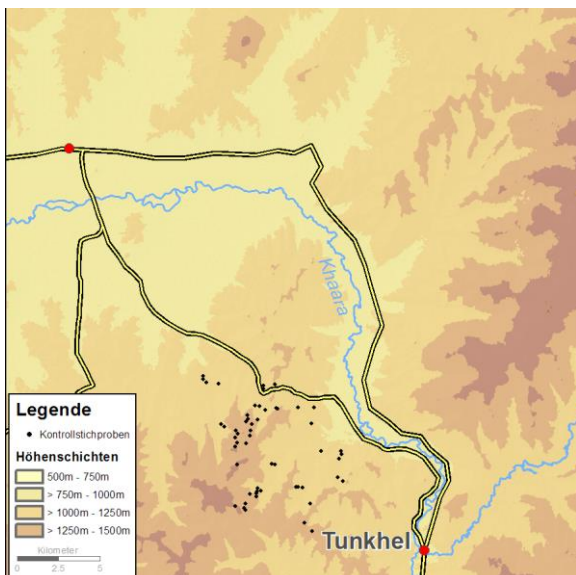
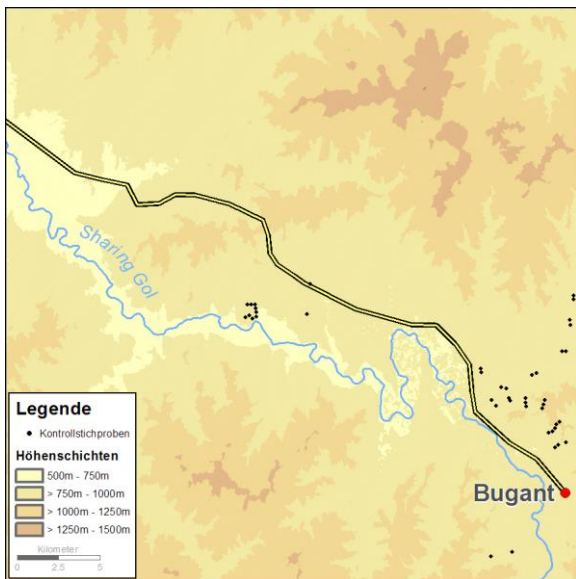
Anh. 22 Ausgewertete Landsat-Satellitenbildszenen für unüberwachte Klassifizierungen (Sommer)

Klassifizierte Szene	Aufnahmetag	Gebiet	Kontrolldaten	Aufnahmetag	Stichprobenanzahl (n)	Overall Classification Accuracy	Overall Kappa Statistics	Conditional Kappa for each Category			Producers Accuracy			Users Accuracy		
								class			class			class		
								Fd	FI	St	Fd	FI	St	Fd	FI	St
L5TM	17.09.1990	Bugant	L5TM	17.09.1990	150	66.00%	0.4903	0.5111	0.6047	0.4315	84.78%	33.33%	81.13%	66.10%	73.91%	63.24%
L5TM	12.09.1994	Bugant	L5TM	12.09.1994	150	74.67%	0.6161	0.5522	0.5660	0.7442	94.00%	52.38%	74.14%	70.15%	68.75%	84.31%
L5TM	10.09.2002	Bugant	L5TM	10.09.2002	150	78.00%	0.6675	0.5888	0.7199	0.7342	94.23%	44.68%	92.16%	73.13%	80.77%	82.46%
L5TM	29.09.2006	Bugant	L5TM	29.09.2006	150	79.33%	0.6916	0.5678	0.9132	0.6853	84.00%	62.96%	93.48%	71.19%	94.44%	78.18%
L5TM	08.09.2010	Bugant	Bodenmesspunkte	06.09.2011-17.09.2011	44	90.91%	0.8151	0.0000	0.7462	0.8981	---	95.83%	85.00%	---	88.46%	94.44%
L5TM	06.09.2015	Bugant	L5TM	06.09.2015	150	82.67%	0.7415	0.7835	0.9063	0.6217	94.12%	58.49%	97.83%	85.71%	93.94%	73.77%
L5TM	17.09.1990	Tunkhel	L5TM	17.09.1990	150	76.00%	0.6291	0.6687	0.4932	0.6777	100.00%	51.28%	75.71%	75.93%	62.50%	82.81%
L5TM	12.09.1994	Tunkhel	L5TM	12.09.1994	150	76.00%	0.6309	0.6173	0.5255	0.7048	91.11%	46.34%	84.38%	73.21%	65.52%	83.08%
L5TM	12.09.2000	Tunkhel	L5TM	12.09.2000	150	90.67%	0.8598	0.9375	0.8082	0.8360	92.00%	83.33%	96.15%	95.83%	86.96%	89.29%
L5TM	07.09.2004	Tunkhel	L5TM	07.09.2004	150	76.00%	0.6375	0.6797	0.4412	0.8062	92.11%	64.58%	75.00%	76.09%	62.00%	88.89%
L5TM	11.09.2011	Tunkhel	L5TM	11.09.2011	150	85.33%	0.7797	0.8498	0.7352	0.7525	87.04%	76.60%	91.84%	90.38%	81.82%	83.33%
L5TM	03.09.2014	Tunkhel	Bodenmesspunkte	19.05.2011-28.05.2011	55	74.55%	0.6123	0.7619	0.4271	0.7500	69.23%	78.95%	77.27%	81.82%	62.50%	85.00%
L5TM	03.09.2014	Tunkhel	L5TM	03.09.2014	150	86.00%	0.7901	0.8682	0.6226	0.9079	82.35%	88.37%	87.50%	91.30%	73.08%	94.23%
L5TM	11.09.2011	Tunkhel	GeoEye1	25.08.2010	150	78.67%	0.6811	0.8019	0.4652	0.8188	92.00%	77.50%	68.33%	86.79%	60.78%	89.13%

Anh. 23 Ausgewertete Landsat-Satellitenbildszenen für unüberwachte Klassifizierungen (Winter)

Klassifizierte Szene	Aufnahmetag	Gebiet	Kontrolldaten	Aufnahmetag	Stichprobenanzahl (n)	Overall Classification Accuracy	Overall Kappa Statistics	Conditional Kappa for each Category			Producers Accuracy			Users Accuracy		
								class			class			class		
								Fd	Fl	St	Fd	Fl	St	Fd	Fl	St
L5TM	15.01.1994	Bugant	L5TM	15.01.1994	150	81.33%	0.7190	0.7959	0.8268	0.5975	93.33%	60.78%	90.74%	85.71%	88.57%	74.24%
L5TM	17.02.1997	Bugant	L5TM	17.02.1997	150	88.00%	0.8198	0.8417	0.7596	0.8572	87.23%	81.48%	95.92%	89.13%	84.62%	90.38%
L5TM	24.01.2000	Bugant	L5TM	24.01.2000	150	88.00%	0.8197	0.8339	0.9032	0.7420	84.44%	82.46%	97.92%	88.37%	94.00%	82.46%
L5TM	13.01.2005	Bugant	L5TM	13.01.2005	150	90.00%	0.8496	0.9070	0.8104	0.8326	93.62%	83.67%	92.59%	93.62%	87.23%	89.29%
L5TM	30.01.2011	Bugant	L5TM	30.01.2011	150	93.29%	0.8990	0.9371	0.9090	0.8538	95.65%	87.93%	97.78%	95.65%	94.44%	89.80%
OLI	09.01.2015	Bugant	OLI	09.01.2015	150	85.33%	0.7800	0.7669	0.7099	0.8558	86.27%	74.51%	95.83%	84.62%	80.85%	90.20%
L5TM	24.02.1991	Tunkhel	L5TM	24.02.1991	150	73.33%	0.5995	0.6015	0.4534	0.7478	61.22%	69.23%	89.80%	73.17%	64.29%	83.02%
L5TM	15.01.1994	Tunkhel	L5TM	15.01.1994	150	76.00%	0.6390	0.6622	0.4652	0.7765	100.00%	58.33%	74.60%	75.00%	63.64%	87.04%
L5TM	01.02.2000	Tunkhel	L5TM	01.02.2000	150	82.00%	0.7310	0.5951	0.7725	0.8549	100.00%	63.79%	89.29%	69.23%	86.05%	90.91%
L5TM	13.01.2005	Tunkhel	L5TM	13.01.2005	150	86.00%	0.7863	0.8823	0.6932	0.7713	97.83%	77.50%	82.81%	91.84%	77.50%	86.89%
L5TM	14.01.2011	Tunkhel	L5TM	14.01.2011	150	86.67%	0.7990	0.8540	0.7123	0.8234	100.00%	77.08%	84.75%	89.58%	80.43%	89.29%
OLI	09.01.2015	Tunkhel	OLI	09.01.2015	150	78.00%	0.6641	0.5690	0.8147	0.6350	76.47%	67.24%	89.66%	66.67%	88.64%	77.61%

Anh. 24 Terrestrische Stichprobenverteilung Bugant und Tunkhel



Anh. 25 Ausgewählte terrestrische Stichprobenpunkte



Nord-Ansicht



West-Ansicht

Aufnahmedatum: 19.05.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 1
Foto-ID# : 01_6215, 01_6216, 01_6217, 01_6218
Einstufung: Wald_licht (FI)



Ost-Ansicht



Süd-Ansicht



Nord-Ansicht



West-Ansicht

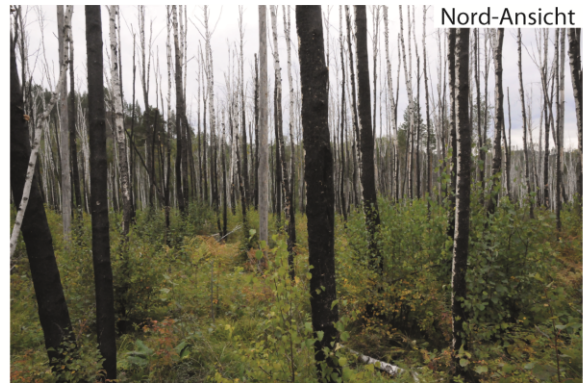
Aufnahmedatum: 19.05.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 2
Foto-ID#: 02_6220, 02_6221, 02_6222, 02_6223
Einstufung: Wald_licht (FI)



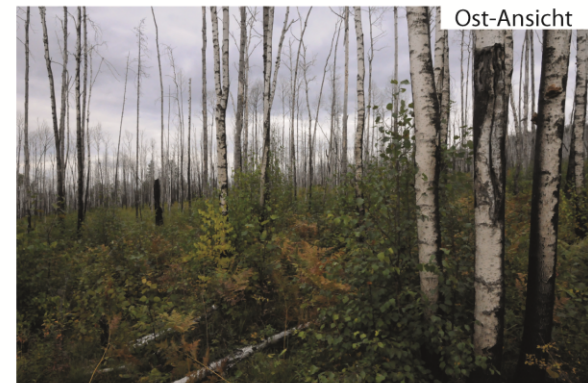
Ost-Ansicht



Süd-Ansicht



Aufnahmedatum: 10.09.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 2
Foto-ID# :102_8976, 102_8977, 102_8978, 102_8979
Einstufung: nicht Kiefernflächen





Nord-Ansicht



West-Ansicht

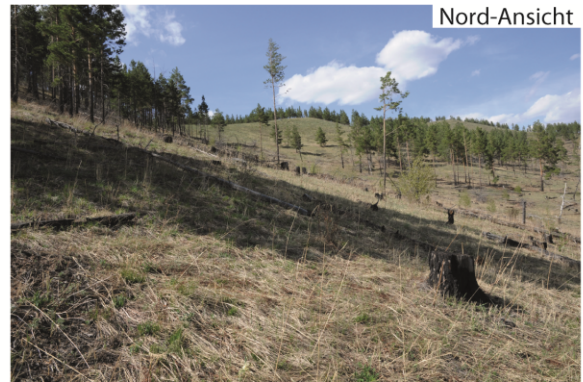
Aufnahmedatum: 20.05.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 10
Foto-ID#: 10_6311, 10_6312, 10_6313, 10_6314
Einstufung: Wald_dicht (Fd)



Ost-Ansicht



Süd-Ansicht



Aufnahmedatum: 26.05.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 45
Foto-ID#: 45_6950, 45_6951, 45_6952, 45_6953
Einstufung: Wald_licht (FI)





Aufnahmedatum: 28.05.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 55
Foto-ID# : 55_7122, 55_7123, 55_7124, 55_7125
Einstufung: Steppe (St)





Nord-Ansicht



West-Ansicht

Aufnahmedatum: 10.09.2011
Bodenmesspunkt-ID#: 17
Foto-ID#: 119_DSC01609, 119_DSC01610, 119_DSC01611, 119_DSC01612
Einstufung: Kiefernflächen



Ost-Ansicht



Süd-Ansicht

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Politische Karte der Mongolei	6
Abb. 2	Höhenkarte der Mongolei	7
Abb. 3	Darstellung des Verbreitungsgebiets borealer Wälder auf der Nordhalbkugel (abgeändert nach Treter 1993)	11
Abb. 4	Feuerdreieck (Hitze, Sauerstoff, Brennmaterial)	17
Abb. 5	Faktoren für das Feuerverhalten	20
Abb. 6	Darstellung der Waldverbreitung in der nördlichen Mongolei.....	26
Abb. 7	Waldbrände in der Mongolei (nach Tsogtbaatar 2013)	32
Abb. 8	FIRMS Web Fire Mapper.....	42
Abb. 9	Für die bi- und multi-temporale Analyse durchgeführte Arbeitsschritte	47
Abb. 10	Die zwei Aimags (Provinzen) Selenge und Darhan-Uul in der nördlichen Mongolei	48
Abb. 11	Blick auf Tunkhel mit seinen typischen Sägespänehaufen (Foto: Teusan 2007)	51
Abb. 12	Topographische Karte der Selenge und Darhan-Uul Aimags	52
Abb. 13	Vergleich Ergebnis der überwachten Klassifizierung mit terrestrischen Stichprobenpunkt (Bildausschnitt aus ERDAS® Imagine 2016)	58
Abb. 14	Ausschnitt ArcMap als Ergebnis aus unüberwachter Klassifizierung (Tunkhel, 2011)	60
Abb. 15	Vergleich von Stichprobenpunkt mit Ergebnis aus unüberwachter Klassifizierung (Auszug ERDAS® Imagine 2016).....	61
Abb. 16	Hangexposition in den Selenge und Darhan-Uul Aimags	64
Abb. 17	ArcMap-Ausschnitt von GeoEye-1 (Tunkhel) mit Originaldaten und mit überwachter Klassifizierung (einschl. Bodenmesspunkten)	68
Abb. 18	Aufnahme eines Stichprobenpunkts.....	70
Abb. 19	Geokryologische Regionen in der Mongolei (Sodnom & Yanshin 1990)	75
Abb. 20	Aufnahmegерäte für illegale Aktivitäten (Nokia E71)	76
Abb. 21	Veränderung der Waldfläche zwischen 1990 und 2011 im Selenge Aimag (nördliche Mongolei)	81
Abb. 22	Veränderung der Waldfläche zwischen 1990 und 2011 im Untersuchungsgebiet Bugant ...	82
Abb. 23	Veränderung der Kiefernfläche (Pinus spp.) zwischen 1991 und 2013 im Untersuchungsgebiet Bugant (nördliche Mongolei)	84
Abb. 24	Flächennutzungsänderungen für Bugant zwischen 2002 und 2015	88
Abb. 25	Der dNBR als Nachweis für eine starke (high severity) Störung und MODIS-Satellitenbilddaten als Bestätigung.....	90
Abb. 26	Der dNBR als Nachweis für ein verstärktes Wachstum (enhanced regrowth) und MODIS-Satellitenbilddaten als Bestätigung.....	91
Abb. 27	Befliegungsrouten im Untersuchungsgebiet Tunkhel (nach M. Fimiarz 2008).....	92
Abb. 28	Beispielaufnahmen Luftbilder aus Eigenbefliegung (Bodenauflösung 20 cm)	93
Abb. 29	Vegetationsbrände im Selenge Aimag nach Jahren (2000 - 2015)	95
Abb. 30	Vegetationsbrände in den Selenge und Darhan-Uul Aimags von 2000 - 2013	96
Abb. 31	Vegetationszustand 1990, 2011 und Brandflächen (2000-2013) im Hauptuntersuchungsgebiet Tunkhel und Bugant	98
Abb. 32	Jährliche Übersicht der Feuer (MODIS MCD45) in Selenge Provinz (Baseline 1990)	99
Abb. 33	Brandereignisse und Veränderungen der Kiefernwälder im Untersuchungsgebiet Bugant	100
Abb. 34	Jahreszeitliche Verteilung der Vegetationsbrände am Beispiel ausgesuchter Jahre	102
Abb. 35	Vegetationsbrände in monatlicher Aufstellung und Zusammenhang mit Höhe über Meeresspiegel für den Selenge Aimag im Jahre 2000.....	103
Abb. 36	Vegetationsbrände in monatlicher Aufstellung und Zusammenhang mit Höhe über Meeresspiegel für den Selenge Aimag im Jahre 2009.....	103
Abb. 37	Waldbrände und Hangausrichtung am Beispiel ausgesuchter Jahre	104
Abb. 38	Verteilung der Meldepunkte für illegales Holz	106

Abb. 39	Art der festgestellten illegalen Aktivität aus FLEGT-Datenerhebung (Angaben in %, n=84)	107
Abb. 40	Von illegalen Nutzern bevorzugte Holzarten im Selenge Aimag (Angaben in %, n=84)	107
Abb. 41	Von der illegalen Nutzung bevorzugte Holzprodukte (Angaben in %, n=84).....	108
Abb. 42	Beispielaufnahme für illegale Holztransporte (FLEGT-Feldkampagne)	109
Abb. 43	Halterung für die Kamera, angebracht am Flugzeug (Foto 29.07.2007: Teusan)	149

Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Baumarten in der Mongolei nach Fläche und in Prozent.....	26
Tab. 2	Verwendete Landsat-Satellitenbildszenen für überwachte Klassifizierung (Bugant).....	56
Tab. 3	Kappa-Werte und Genauigkeitsbewertung	59
Tab. 4	<i>Overall Classification Accuracy</i> und <i>Overall Kappa Statistics</i> (überwachte Klassifizierung)	59
Tab. 5	<i>Overall Classification Accuracy</i> und <i>Overall Kappa Statistics</i> (unüberwachte Klassifizierung)	61
Tab. 6	Übersicht der verwendeten MODIS-Datensätze (MCD45A1).....	63
Tab. 7	Sensoreigenschaften QuickBird-2	68
Tab. 8	Vergleich der Flächennutzung (km ²) zwischen den Jahren 1990 und 2011 (Selenge Aimag)	79
Tab. 9	Entwicklung der Waldflächen im Untersuchungsgebiet Selenge Aimag	80
Tab. 10	Entwicklung der Kiefernflächen im Untersuchungsgebiet Bugant	83
Tab. 11	Flächenentwicklung (km ²) in Bugant zwischen 1990 und 2015 (September).....	85
Tab. 12	Flächenentwicklung (km ²) in Tunkhel zwischen 1990 und 2014 (September)	86
Tab. 13	Auswertung von MODIS-Daten (<i>burned area</i>) für die Nordmongolei von 2000 - 2013 (Feuer und Hangausrichtung)	105

Anhang

- Anh. 1 Das Landsat-Programm und seine Sensoren
- Anh. 2 Eingesetztes Zahlenschema zur Interpretation der Flächen
- Anh. 3 Ausgewählte Landsat-Satellitenbildszenen für dNBR
- Anh. 4 MODIS Sinusoidal Grid
- Anh. 5 World Resource Institute: Kartenausschnitt Hauptuntersuchungsgebiet Tunkhel
- Anh. 6 Erhebungsblatt terrestrische Stichprobe – Gesamtbeschreibung (Plot Description Form)
- Anh. 7 Erhebungsblatt terrestrische Stichprobe (*Tree Data Form* – Vor- und Rückseite)
- Anh. 8 Erhebungsblatt FLEGT (Case Tracking)
- Anh. 9 IsoCluster-Klassifizierung Untersuchungsgebiet Bugant (Landsat, P132, R25)
- Anh. 10 IsoCluster-Klassifizierung Sommer Untersuchungsgebiet Tunkhel (Landsat, P132, R25)
- Anh. 11 IsoCluster-Klassifizierung Winter Untersuchungsgebiet Bugant (Landsat, P132, R25)
- Anh. 12 IsoCluster-Klassifizierung Winter Untersuchungsgebiet Tunkhel (Landsat, P132, R25)
- Anh. 13 Waldzustand 1990/91 im Untersuchungsgebiet Bugant
- Anh. 14 Waldzustand 2011/13 im Untersuchungsgebiet Bugant
- Anh. 15 Flächennutzungsänderungen für Bugant zwischen 1994 und 2002
- Anh. 16 Digitale Höhenmodelle Bugant und Tunkhel (ASTER)
- Anh. 17 Iso-Cluster bi-temporaler Vergleich (Sommerszenen) für Bugant
- Anh. 18 Iso-Cluster bi-temporaler Vergleich (Sommerszenen) für Tunkhel
- Anh. 19 Beschreibung der Eigenbefliegung
- Anh. 20 Liste der verwendeten Satellitenbildszenen
- Anh. 21 Genauigkeitsbewertung der Landsat-Satellitenbildszenen für überwachte Klassifizierungen
- Anh. 22 Ausgewertete Landsat-Satellitenbildszenen für unüberwachte Klassifizierungen (Sommer)
- Anh. 23 Ausgewertete Landsat-Satellitenbildszenen für unüberwachte Klassifizierungen (Winter)
- Anh. 24 Terrestrische Stichprobenverteilung Bugant und Tunkhel
- Anh. 25 Ausgewählte terrestrische Stichprobenpunkte

Danksagung

Die vorliegende Dissertation wäre nicht zustande gekommen, wenn ich nicht breite Unterstützung und Hilfe gehabt hätte. An erster Stelle sei Herrn Professor Dr. Bernd Meissner herzlichst gedankt für die Übernahme und Betreuung meiner thematischen Fragestellung.

Ferner sei an dieser Stelle Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Johann Goldammer vom Global Fire Monitoring Center (GFMC) Freiburg für die finanzielle Unterstützung der durchgeführten Befliegung gedankt. Er unterstützte mich bei der Frage der Themenauswahl und versorgte mich mit Weiterbildungsmöglichkeiten. Seine feuerökologische Vorlesung im Wintersemester 1991/92 hat mich damals auf den Pfad der Feuerökologie geführt.

Außerdem sei Herrn Prof. Dr.-Ing. Kähler und seinem Team des Labors für Fotogrammetrie der Beuth Hochschule für Technik recht herzlich mein Dank ausgesprochen für die Hilfestellung bei der Eigenbefliegung durch Bereitstellung der erforderlichen Hard- und Software.

Ebenfalls sei dem genialen John Frank gedankt, der mit seiner Konstruktion einer improvisierten Kamerahaltung am Flugzeug die Luftaufnahmen ermöglichte. Natürlich muss hier ebenfalls Martin Fimiarz erwähnt werden, der bei der Routenplanung sowie der praktischen Durchführung als Navigator uns durch den mongolischen Luftraum leitete.

Für die logistische Unterstützung vor Ort möchte ich Herrn Hans Hoffmann von der damaligen Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) in Ulaanbaatar danken. Natürlich auch den mongolischen und deutschen Messgehilfen, namentlich Sabine Mund und Bernhard Walter im ereignisreichen Bugant im Jahre 2011. Ebenfalls einen großen Dank geht an Sakhin für seine Unterstützung mit Material und Logistik im Gelände.

Ein großes Dankeschön auch für die Geduld und die fachliche, wie auch praktische Unterstützung der geo3-Truppe, insbesondere Nicole Salamanek in der kartographischen sowie Benjamin Dötsch, Daniel Kelm und Matthias Jessen bei fernerkundlichen Fragen. Ebenso dem immer hilfsbereiten Martin Vigerske in Sachen IT und den kleinen Herausforderungen am Rechnerplatz. Dem Mongolei-Experten Dr. Daniel Wyss sei für seinen inspirierenden Optimismus und seine fachlichen Tipps gedankt.

Hier sei auch erinnert an meinen Freund und Forstkollegen Dagva Enkhtur, der unerwartet im Jahre 2008 jung verstarb. Während vieler gemeinsamer Geländeexkursionen in den mongolischen Wäldern und Steppe hat er mir Kultur und Geschichte seines Landes nähergebracht.

Auch Eva Schober sei gedankt für die stilistischen und orthografischen Korrekturvorschläge.

Für die kreativen Diskussionen und fachlichen Hinweise bedanke ich mich bei Herrn Kestitudis Dedinas, genannt KC.

Ebenfalls gebührt Antje Meissner meinen aufrichtigen Dank für ihre große Hilfsbereitschaft während meiner kurzen und langen Aufenthalte in Berlin.

Meinen Eltern sei gedankt für ihre bedingungslose Unterstützung zu allen Zeiten.

Zum Schluss sei besonders meiner Familie für die Geduld, Aufmunterung und Unterstützung, vor allem während meiner längeren Abwesenheiten gedankt.

Schließlich sei all denen ein Dankeschön ausgesprochen, die nicht namentlich Erwähnung fanden, aber zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Lebenslauf

[Der Lebenslauf ist in der Online-Version aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.]

Erklärung

Hiermit bestätige ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine Hilfsmittel außer den angegebenen verwendet habe. Die Stellen der Arbeit, die anderen Werken wörtlich oder inhaltlich entnommen sind, wurden durch Angabe der Quelle kenntlich gemacht.

Die Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.

Berlin, 31. Mai 2016

(Stefan Teusan)