



Master Thesis

im Rahmen des
Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“
(UNIGIS MSc) am Zentrum für GeoInformatik (Z_GIS)
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

„Monitoring in Natura 2000-Gebieten unter Anwendung der spektralen Entmischung“

vorgelegt von

B.Eng. Alexander Willberg
U1469, UNIGIS MSc Jahrgang 2010

Zur Erlangung des Grades
„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) – MSc(GIS)“

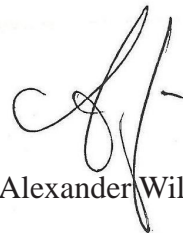
Gutachter:
Ao. Univ. Prof. Dr. Josef Strobl

Magdeburg, 01. August 2012

EIGENSTÄNDIGKEITSERKLÄRUNG

Ich versichere, diese Master Thesis ohne fremde Hilfe und ohne Verwendung anderer als der angeführten Quellen angefertigt zu haben, und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden sind entsprechend gekennzeichnet.

Magdeburg den 01. August 2012



Alexander Willberg

KURZFASSUNG

Monitoring in Natura 2000-Gebieten unter Anwendung der spektralen Entmischung

Das Schutzgebietsverbundsystem Natura 2000 ist für den Erhalt der Artenvielfalt von herausragender Bedeutung. Wichtiger Bestandteil dieser Konzeption sind die Monitoring und Berichtspflichten der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-92/43/EWG), welche einer langfristigen Erfassung der Entwicklungsdynamik dienen und damit die Grundlage gezielter Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungspläne bilden. Diese wiederum erfordern eine umfangreiche Bereitstellung valider Informationen, welche die raum-zeitliche Entwicklung in Schutzgebieten beschreiben können.

Hauptaugenmerk der vorliegenden Arbeit ist die Erhebung solcher Informationen. Ziel ist es, eine effektive und reproduzierbare Methode zur Dauerbeobachtung von Schutzgebieten zu erarbeiten. Dazu wird am Beispiel des Natura 2000-Gebietes „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“ eine Verfahrensstrategie zum Monitoring großflächiger Schutzgebiete vorgestellt. Basierend auf der exemplarischen Anwendung werden, neben der Erfassung von Bestandsentwicklungen/-veränderungen, die Eignung und Grenzen der vorgestellten Methode evaluiert.

Grundlage bilden hyperspektrale Fernerkundungsdaten (Luftbilder) der Jahre 2000 und 2003. Die Klassifikation der Daten erfolgt über ein spektrales Entmischungsmodell, unter Anwendung der Mixture-Tuned Matched Filtering (MTMF) Methode. Die Ergebnisse der spektralen Entmischung bilden die Basis der Veränderungsdetektion. Zur Analyse und Bewertung der raum-zeitlichen Entwicklung werden zustandsbeschreibende Biodiversitätsindikatoren des Forschungsprojektes EON2000+ genutzt.

Im Ergebnis wird deutlich, dass die MTMF-Methode kein geeignetes Verfahren zur Ableitung der genutzten Indikatoren darstellt. Als Ursache werden die Verfahrensspezifischen Eigenschaften der Klassifikationsmethode identifiziert, welche sich nur bedingt zur Ableitung zustandsbeschreibender Biodiversitätsindikatoren eignen. Neben der Anfälligkeit gegenüber spektralen Varianzen erweist sich insbesondere die Invertierung der Pixel als unvorteilhaft. Weitere Nachteile zeigen sich in der langwierigen und komplizierten Anwendung des Entmischungsmodells, in einer unzureichenden Visualisierung der Resultate, sowie in einem fehlgeschlagenen Signaturtransfer zur multitemporalen Nutzung der gesammelten Endmembersignaturen.

Schlussfolgernd kann die Eignung der genutzten Verfahrensstrategie nicht nachgewiesen werden.

ABSTRACT

Monitoring in Natura 2000 sites using the spectral unmixing

The Natura 2000 network of protection areas is of enormous importance in preserving the biodiversity. Important parts of this conception are the legal monitoring and the reporting requirements of the Flora-Fauna-Habitat Directive (FFH-92/43/EWG), which serve for a long-term recording of population dynamics and form the foundation of specific protection measures and management plans. This in turn, requires the provision of comprehensive valid information to describe the spatial-temporal trends in conservation areas.

The collection of such information is the main focus of this thesis. The aim is to develop an effective and reproducible method for a permanent observation of protected areas. In this context, it will present a processing strategy for monitoring large-scale areas on the example of the Natura 2000 site „Kirchheller Heide and Hiesfelder Wald“. Based on the exemplary application, the population trends and changes should be registered. Finally, the thesis will evaluate the suitability and limitations of the presented strategy.

The application is based on airborne hyperspectral remote sensing data from the years 2000 and 2003. The classification of the data is realized by using the Mixture tuned matched filtering (MTMF) unmixing model. The spectral unmixing results form the basis of change detection. For the analysis and evaluation of the population dynamics, the strategy of using biodiversity indicators from the research project EON2000+ is used.

The results clearly indicate that the MTMF-technique is not a suitable method for the derivation of the used indicators. The method-specific properties of this classification technique are the cause for the limited suitability. Supplementary, the sensitivity of spectral variances proves particularly the unmixing of the pixel as a disadvantageous feature. Other disadvantages of this unmixing model arise from the complicated and tedious application, from an inadequate visualization of the results and because of a failed signature transfer to the multitemporal use of the collected endmember-signatures.

In conclusion, the suitability of the used processing strategy cannot be detected.

INHALTSVERZEICHNIS

EIGENSTÄNDIGKEITSERKLÄRUNG.....	I
KURZFASSUNG.....	II
ABSTRACT.....	III
INHALTSVERZEICHNIS.....	IV
ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	VII
TABELLENVERZEICHNIS.....	IX
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	X
1. EINLEITUNG.....	1
1.1 Ziel- und Fragestellung	2
1.2 Motivation	3
1.3 Zielgruppe	4
1.4 Nicht oder nur eingeschränkt behandelte Themen.....	4
1.5 Aufbau der Arbeit	4
2. STAND DER FORSCHUNG.....	6
2.1 Klassifikationsstrategien.....	6
2.2 Indikatoren im FFH-Monitoring	8
3. THEORETISCHE GRUNDLAGEN	9
3.1 Die europäische Naturschutzkonzeption Natura 2000	9
3.2 Monitoring und Berichtspflicht	11
3.3 Fernerkundungsbasiertes Monitoring und Hyperspektrale Fernerkun- dung.....	12
3.4 Zustandsbeschreibende Indikatoren	13
3.5 Indikatorbasiertes Monitoring.....	14
3.6 Earth Observation for Natura2000+ - Biodiversitätsindikatoren	14
4. LÖSUNGSANSATZ.....	17
5. VORSTELLUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES	18
5.1 Landschaftsräumliche Struktur und regionale Verwaltung.....	19
5.2 Klima.....	19
5.3 Hydrologie.....	20
5.4 Geologie und Böden.....	20
5.5 Biotopausstattung	21

6.	DATENGRUNDLAGE	22
6.1	HyMap - Aufnahmen.....	22
6.2	Referenzdaten.....	23
6.3	Weitere Daten.....	24
6.4	Software.....	25
7.	PRÄPROZESSIERUNG	26
7.1	Geometrische Korrektur	26
7.2	Atmosphärenkorrektur	27
7.3	Räumliches Subset	29
7.4	Ausmaskierung fehlerhafter Kanäle.....	29
8.	METHODIK.....	31
8.1	Wahl der Indikatoren	31
8.1.1	Maßstabsebene	31
8.1.2	Biogeographische Regionen.....	32
8.1.3	Lebensraumtypen	33
8.1.4	Schutzziele/ Maßnahmen	34
8.1.5	Das Indikatorenset.....	35
8.1.6	Auswahl relevanter Biotoptypen	39
8.2	Subpixelklassifikation zur Ableitung der Informationsklassen.....	40
8.2.1	MNF Transformation.....	42
8.2.2	Das Prinzip der Endmember	44
8.2.3	Auswahl und Selektion der Endmember	45
8.2.4	Die spektrale Entmischung.....	48
8.2.5	Das Prinzip der linearen spektralen Entmischung.....	49
8.2.6	Mixture-Tuned Matched Filtering	50
8.2.7	Anwendung des MTMF-Algorithmus	51
8.2.8	Genauigkeitsanalyse-Evaluation der Klassifikationsgüte ...	56
9.	ABLEITUNG DER BIODIVERSITÄTSINDIKATOREN	61
9.1	Statistische Auswertung der Daten.....	62
9.2	Charakterisierung der Landschaftsstruktur	62
9.2.1	Effektive Maschenweite	63
9.2.2	Nearest-Neighbour-Distance	63
9.2.3	Methodik und Berechnung der Landschaftsstrukturmaße ..	64
9.3	Berechnung der Differenzbilder.....	65

10.	DARSTELLUNG UND BEWERTUNG DER ENTWICKLUNGSDYNAMIK	.66
10.1	Potentiellles FFH Inventar.....	66
10.2	Zustand von Waldhabitaten	71
10.3	Zusammenfassung der Ergebnisse	75
10.4	Kritische Beurteilung der Resultate	76
11.	ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION.....	77
	LITERATURVERZEICHNIS	82
	ANHANG A	XI
	ANHANG B	XVI
	ANHANG C	XIX

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes innerhalb der Kirchheller Heide (Quelle: GEOBASIS.NRW; ILS).....	19
Abbildung 2: li. Vektordatensatz zur Ausmaskierung nicht relevanter Bildausschnitte; re.räumliches Subset des Untersuchungsgebietes. (Quellen: Vektordaten (links): GEOBASIS.NRW; HyMap Szene (rechts): RAG DEUTSCHE STEINKOHLE AG).....	29
Abbildung 3: Ablaufdiagramm der Klassifikation (eigene Darstellung).....	42
Abbildung 4: Plot der MNF Eigenwerte für die Szene von 2000 (eigene Darstellung).....	44
Abbildung 5: Overlay der Biotopkartierung von 2003 über der HyMap-Szene von 2003 (eigene Darstellung).....	46
Abbildung 6: Signaturen der verwendeten Endmemberspektren, extrahiert aus den Bildspektren der Szene von 2003 (eigene Darstellung).....	47
Abbildung 7: Signaturen der generierten MNF-Endmemberspektren, basierend auf der Transformationsstatistik der 20 MNF-Komponenten von 2003. (eigene Darstellung).....	52
Abbildung 8: Gesamtabundanz des Endmembers „AA0“ in der Szene von 2003; re.= Gesamtabundanz des Endmembers „AA0“ in der Szene von 2000. Klassifikationsergebnis überlagert auf Ausschnitt der MNF-Transformation (eigene Darstellung).....	53
Abbildung 9: Bivariates Streudiagramm der relativen Flächenanteile und der statistischen Unsicherheit zur Selektion der Informationsklasse „AA0- Fagus“. B= Gesamtabundanz des Endmembers „AA0“ in der Szene von 2003. C= Nach den MTMF Schwellwerten gegliederte Abundanz des Endmembers „AA0“ (eigene Darstellung in Anlehnung an FINLEY 2006).....	54
Abbildung 10: Bilanz der prozentualen Endmemberanteile (eigene Darstellung).....	55
Abbildung 11: Einzelgenauigkeiten in der Szene von 2000 (eigene Darstellung).....	58
Abbildung 12: Einzelgenauigkeiten in der Szene von 2003 (eigene Darstellung).....	59
Abbildung 13: Indikator Potentielles FFH Inventar (eigene Darstellung).....	67
Abbildung 14: Prozentuale Veränderungen der Unterkategorien/ Endmember innerhalb der Klasse FFH-Wald (eigene Darstellung).....	68
Abbildung 15: Veränderungen innerhalb potentieller Anhang-1-Habitate (eigene Darstellung).....	70

Abbildung 16: Indikator-Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2000 (eigene Darstellung).....	72
Abbildung 17: Indikator-Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2003 (eigene Darstellung).....	72
Abbildung 18: Szene von 2003 (Band 9 - 555 nm) überlagert mit der Gesamt- abundanz des Endmembers „AK0“ (eigene Darstellung).....	74
Abbildung 19: Gegenüberstellung der errechneten ENN Distanzen (eigene Darstellung).....	74
Abbildung A.1: Potentielles FFH Inventar (eigene Darstellung).....	XII
Abbildung A.2: Veränderungen innerhalb potentieller Anhang-1-Habitate (eigene Darstellung).....	XIII
Abbildung A.3: Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2000 (eigene Darstellung).....	XIV
Abbildung A.4: Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2003 (eigene Darstellung).....	XV
Abbildung A.5: Szene von 2000 (Band 24 - 784 nm) überlagert mit dem MTMF- Klassifikationsergebnis des Endmembers „AA0“ für August 2000 (eigene Darstellung).....	XVII
Abbildung A.6: Szene von 2000 (Band 24 - 784 nm) überlagert mit dem MTMF- Klassifikationsergebnis des Endmembers „AK0“ für August 2000 (eigene Darstellung).....	XVIII

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Die spektrale Konfiguration des HyMap-Sensors (HYVISTA 2012).....	22
Tabelle 2: Zusammenfassung der Befliegungsparameter für die MINEO und HyEurope Befliegungskampagnen der Jahre 2000 und 2003 (nach BRUNN 2006; VOSEN et al. 2005).....	23
Tabelle 3: Anhang I Lebensraumtypen im Untersuchungsgebiet.....	33
Tabelle 4: Zu klassifizierende Informationsklassen.....	39
Tabelle 5: Strategie der Präsenz-Absenz-Konfusionsmatrize auf Basis von Kontrollpunkten (in Anlehnung an PEARSON 2007).....	57
Tabelle 6: Interpretation der Kappa-Werte (nach Landis et al. 1977).....	57
Tabelle 7: Flächenbilanz der bitemporalen Änderungen.....	68
Tabelle A.1: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AA0“.....	XX
Tabelle A.2: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AB0“.....	XX
Tabelle A.3: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AC0“.....	XXI
Tabelle A.4: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AD0“.....	XXI
Tabelle A.5: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AF0“.....	XXII
Tabelle A.6: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AJ0“.....	XXII
Tabelle A.7: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AK0“.....	XXIII
Tabelle A.8: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AQ0“.....	XXIII
Tabelle A.9: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „DA0“.....	XXIV
Tabelle A.10: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „FA0“.....	XXIV
Tabelle A.11: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „HA0“.....	XXV
Tabelle A.12: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „HC0“.....	XXV
Tabelle A.13: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „GA0“.....	XXVI

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ATCOR	Atmospheric Correction for Flat und Rugged Terrain
CBD	Convention on Biological Diversity
DLR	Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt
DGK	Deutsche Grundkarte
DSK	Deutschen Steinkohle AG
EG	Europäische Gemeinschaft
ENMAP	Environmental Mapping and Analysis Program
ENN	Nearest-Neighbour-Distance
EON2000+	Earth Observation for Natura 2000+
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FFH	Flora-Fauna-Habitatrichtlinie
GIS	Geographic Information System
GPS	Global Positioning System
HYMAP	Hyperspectral Mapping
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LSE	Lineare Spektrale Entmischung
LSM	Landschaftsstrukturmaße
MF	Matched Filtering
MINEO	Monitoring and assessing the environmental Impact of mining in Europe using advanced Earth Observation Techniques
MNF	Minimum Noise Fraction
MODTRAN	Moderate resolution atmospheric Transmission
MTMF	Mixture-Tuned Matched Filtering
NN	Normalnull
NRW	Nordrhein-Westfalen
PARGE	Parametric Geocoding
PCA	Principal Component Analysis
RAG	Ruhrkohle Aktiengesellschaft
RL	Richtlinie
ROI	Region of Interest
SMACC	Sequential Maximum Angle Convex Cone
SNR	Signal-to-Noise Ratio
TK	Tischkarte
V-LATE	Vector-based Landscape Analysis Tools Extension

1. EINLEITUNG

Der wachsende Flächenanspruch der Menschen und die damit verbundene Inanspruchnahme von Natur und Landschaft sind eine der zentralen Problemstellungen unserer Zeit. Diese, aus den Daseinsgrundfunktionen des Menschen resultierenden Nutzungsansprüche, führen zu einer fortschreitenden Lebensraumverarmung und einem Verlust an Biodiversität. Bereits Anfang der 90er Jahre begann die Politik auf diese Entwicklungen zu reagieren. Dies zeigte sich insbesondere mit der ersten Biodiversitätskonvention (CBD), welche 1992 in Rio de Janeiro, zum Erhalt und Schutz der Biodiversität verabschiedet wurde (FRICK 2006).

„Der europäische Beitrag zur Biodiversitätskonvention war der Aufbau eines zusammenhängenden ökologischen Netzes von Schutzgebieten, das den Namen NATURA 2000 trägt“ (LOSKE 2009: o.S.). Ziel dieser Konzeption ist der Aufbau und die Etablierung eines kohärenten Netzes von Schutzgebieten, welches auf europäischer und somit grenzüberschreitender Ebene einheitlichen Direktiven unterliegt (LANG&BLASCHKE 2007). Diese Direktiven werden u.a. durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL - 92/43/EWG) definiert, die als rechtliches Instrumentarium alle Mitgliedsstaaten der europäischen Union gesetzlich zum Erhalt und Schutz der biologischen Vielfalt verpflichtet.

Die Ausweisung und Etablierung von Schutzgebieten erlaubt jedoch keine Aussage über die Entwicklung und den Erhaltungszustand von Lebensräumen. Damit Schutzgebiete nicht nur auf dem Papier existieren, ist es entsprechend erforderlich, den Erfolg der Erhaltungsziele langfristig zu überwachen. Die Erfassung und Charakterisierung der Landschaftsentwicklung stellt daher einen wichtigen Indikator für den Erfolg eines Schutzgebietes dar. Gerade im Hinblick auf deren Verbesserung und Erhalt liefert die Wahrnehmung und Beschreibung ökologischer und anthropogener Prozesse unerlässliche Bewertungsparameter.

Die Registrierung von Veränderungen sowie deren Auswirkungen sind daher von großer Bedeutung und bilden einen essentiellen Bestandteil von Entscheidungsprozessen. Folglich spielt die Veränderungsdetektion in der Konzeption der Natura 2000 eine tragende Rolle. Diese, in Artikel 11 der FFH-Richtlinie geregelte Notwendigkeit, stellt gleichermaßen aber auch die größte Herausforderung dar. Aufgrund ihrer Größe und Komplexität sind mit dem Monitoring von Schutzgebieten ein hoher Aufwand und besondere Anforderungen verbunden, welche über terrestrische Erfassungsmethoden kaum zu bewältigen sind. Infolge ihrer Methodik, ist eine regelmäßige Nutzung solcher Verfahren, durch den verhältnismäßig hohen zeitlichen und finanziellen Aufwand, in den meisten Fällen nicht möglich.

Eine effiziente und umfassende Betrachtung dynamischer Prozesse in räumlich großflächigen Gebieten ist daher nur mit den Mitteln der Fernerkundung zu realisieren. Die Nutzung von Fernerkundungsdaten, zur kontinuierlichen Überwachung der Landschaftsentwicklung, ist deshalb ein viel beachteter Ansatz, welcher auf lange Sicht als ein unentbehrliches Hilfsmittel verstanden werden kann. Die hohe Relevanz dieser Thematik spiegelt sich auch in vielen Publikationen der letzten Jahre wieder, welche das fernerkundungsgestützte Monitoring großer Schutzgebiete zum Schwerpunkt ihrer Arbeit gemacht haben.

Die vorliegende Ausarbeitung beschäftigt sich ebenfalls mit einer fernerkundungsbasierten Verfahrensstrategie für ein räumlich großflächiges Schutzgebietsmonitoring. Im Fokus dieser Arbeit liegen dabei FFH relevante Oberflächenstrukturen, deren Dynamik es zu erkennen und zu analysieren gilt. Hierzu sollen, in einem Zeitraum von 2000 bis 2003, mittels spektral hochaufgelöster Fernerkundungsdaten, alle räumlichen und temporalen Entwicklungen FFH-relevanter Oberflächenstrukturen erfasst und quantifiziert werden.

1.1 Ziel- und Fragestellung

Das strategische Ziel der Master Thesis ist die Erarbeitung einer effektiven Verfahrensstrategie zum Monitoring großflächiger Natura 2000 Schutzgebiete. Auf Grundlage bewährter Verfahren und gemäß den Ansprüchen der FFH-Richtlinie, soll damit ein reproduzierbarer Verfahrensablauf zur Erfassung und Bewertung von Lebensräumen geschaffen werden. Hauptaugenmerk dieser Arbeit liegt dabei in einer kombinierten Nutzung erprobter Biodiversitätsindikatoren und der spektralen Entmischung.

Weiterhin sollen die theoretischen Überlegungen auf einen praktischen Anwendungsfall übertragen werden, um so deren Eignung und Genauigkeit zu evaluieren. In der expliziten Anwendung der Verfahrensstrategie gilt es, die Vegetationsdynamik des Natura 2000-Gebietes „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“ für den Zeitraum von 2000 bis 2003 zu erfassen und zu analysieren, so wie es die Monitoring- und Berichtspflichten der FFH-Richtlinie explizit fordern. Dabei soll insbesondere geprüft werden, inwieweit Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungspläne für das Untersuchungsgebiet einen positiven Einfluss auf den Erhalt und die Förderung der potentiell natürlichen Vegetation haben.

Entsprechend ergibt sich für die vorliegende Arbeit folgende zentrale Fragestellung:

Besitzen die Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungspläne der FFH-RL einen nachweislich positiven Einfluss auf den Erhalt und die Förderung der potentiell natürlichen Vegetation im Natura 2000-Gebiet „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“?

1 Einleitung

Zur Erfassung der Bestandsentwicklungen/-veränderungen sollen dafür zunächst hyperspektrale Fernerkundungsdaten aus den Jahren 2000 und 2003 verarbeitet und über eine spektrale Entmischung, unter Anwendung der Mixture-Tuned Matched Filtering (MTMF) Methode, klassifiziert werden. Anschließend sollen darauf aufbauend die gesammelten Ergebnisse über zustandsbeschreibende Biodiversitätsindikatoren quantifiziert werden, um so die Schutzwirkung der FFH-RL für das Untersuchungsgebiet zu verifizieren.

Vor dem Hintergrund der zentralen Fragestellung stellen sich folgende Detailfragen:

Ist die vorgestellte Klassifikationsmethode für eine Ableitung zustandsbeschreibender Biodiversitätsindikatoren geeignet?

Wo liegen die Schwächen und Stärken des MTMF-Entmischungsmodells bezüglich der großflächigen Erfassung und Dokumentation aufgetretener Veränderungen?

1.2 Motivation

Die Idee und Motivation zu dieser Arbeit bildet die Suche nach einer simplen und reproduzierbaren Verfahrensstrategie zur effektiven Implementierung der FFH Richtlinie (Monitoringpflicht). Es soll eine geeignete und praxisnahe Methode zur Erschließung und Nutzbarmachung von Informationen aus Fernerkundungsdaten erarbeitet werden, welche ein flexibles und schnelles Monitoring großer Schutzgebiete ermöglicht. Entsprechend liegt der Kerngedanke dieser Arbeit in einer effizienten Analyse um mit möglichst einfachen Mitteln die gewünschten Ergebnisse zu erzielen. Hierbei soll jedoch keinesfalls „das Rad neu erfunden werden“, wie etwa durch die Entwicklung einer neuen Methode. Die Intention dieser Arbeit liegt vielmehr in der zweckmäßigen Anwendung bereits bewährter Verfahren, um so zu verhindern, dass „das Rad“ mit großem Aufwand neu erfunden werden muss.

Die empirische Anwendung dieser bewährten Verfahren bildet daher den Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit. Zur Auswertung der hyperspektralen Fernerkundungsdaten wird ein pixelbasierter Ansatz, auf Grundlage einer spektralen Entmischung gewählt, über welchen abschließend die Veränderungsdetektion mittels Biodiversitätsindikatoren realisiert werden soll. Teile dieser Master-Thesis bauen dazu auf den Arbeiten des EU-Projektes EON2000+ auf.

1.3 Zielgruppe

Die Arbeit richtet sich primär an ein Publikum aus Naturschutz und Landschaftsplanung, welches mit der Dauerbeobachtung von Natura 2000 Schutzgebieten betreut ist.

1.4 Nicht oder nur eingeschränkt behandelte Themen

In dieser Arbeit werden keine theoretischen Grundlagen der allgemeinen und hyperspektralen Fernerkundung vermittelt. Es werden nur die, zum Verständnis der vorgestellten Methoden, notwendigen theoretischen Grundlagen diskutiert.

Der Umgang und die Verarbeitung digitaler Luftbilddaten wird nicht in der gesamten Bandbreite beschrieben. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Darstellung, der im Kontext vorgestellten Methoden und Konzepte sowie deren Anwendung.

Ungeachtet dessen, setzt diese Ausarbeitung ein gewisses Grundverständnis der Fernerkundung voraus. Als weiterführende Literatur bzw. Einführung in die Grundlagen und Methoden der Fernerkundung, werden LILLESAND&KIEFER (2003) und ALBERTZ (2009) empfohlen.

Weiterhin wird kein Vergleich oder eine Bewertung bestehender Fernerkundungs-/ Gis-Methoden vorgenommen. Die Arbeit beschränkt sich auf eine begründete Auswahl bereits entwickelter Verfahren.

1.5 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in 11 Teile und Anhang.

Nach einem Einleitungsteil stehen im 1. Kapitel dieser Ausarbeitung die Motivation, Aufgaben- und Fragestellung im Vordergrund. Neben der zentralen Fragestellung und den Detailfragen wird darüber hinaus eine kurze Übersicht über den Aufbau und die Struktur der vorliegenden Arbeit gegeben. Kapitel 2 und 3 dienen der theoretischen Grundlagenvermittlung. Dabei wird anfangs ein Überblick über den Stand der Forschung gegeben. Weitführend erfolgt die Beschreibung der FFH- Richtlinie, in welcher die Ziele und Verpflichtungen für ein Schutzgebietsmonitoring beschrieben und analysiert werden. Das darauf folgende Kapitel (Kapitel 4) beschreibt den methodischen Ansatz der genutzten

Verfahrensstrategie zur Erfassung von Erhaltungs- und Entwicklungszuständen. Kapitel 5 umfasst eine Beschreibung des Untersuchungsgebietes „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“ - neben Informationen zu Klima, Boden und Vegetation erfolgt eine Zusammenfassung der vorkommenden Lebensraumtypen. Im Anschluss (Kapitel 6) folgt die Beschreibung der für die Veränderungsdetektion genutzten Datengrundlagen.

Um hyperspektrale Daten im Rahmen einer Veränderungsdetektion nutzbar zu machen, bedarf es mehrerer vorbereitender Arbeitsschritte. Kapitel 7 beschreibt diese notwendigen Präprozessierungsschritte und das methodische Vorgehen zur Anpassung der hyperspektralen Flugzeugscannerdaten.

Das 8. Kapitel definiert und beschreibt die gewählten Methoden zur effektiven Implementierung der FFH- Richtlinie. Hierzu werden alle verwendeten Methoden detailliert aufgeführt und vertiefend erklärt. Weiterhin beschreibt dieses Kapitel das Vorgehen zur Erarbeitung zustandsbeschreibender Indikatoren, auf dessen Basis die spätere Bewertung der Biodiversität erfolgt.

Im 9. Kapitel wird das methodische Vorgehen zur Änderungsdetektion am Beispiel des Untersuchungsgebietes beschrieben. Alle Arbeitsschritte werden dazu -im Hinblick auf eine reproduzierbare Veränderungsdetektion- einzeln und nachvollziehbar erläutert. Darauf aufbauend (Kapitel 10) folgt die Darstellung und Evaluierung der registrierten Vegetationsdynamik. Neben der großflächigen Dokumentation aufgetretener Veränderungen soll dieses Kapitel eine Erfassung und Bewertung struktureller Veränderungen umfassen. Weiterhin wird eine Bilanzierung gewonnener Neuflächen und verlorener Flächen durchgeführt.

Abschließend werden die Ergebnisse im 11. Kapitel zusammengefasst und die gesammelten Erfahrungen, Schwierigkeiten und Probleme diskutiert.

2. STAND DER FORSCHUNG

Die fernerkundungsbasierte Überwachung großflächiger Schutzgebiete ist für das FFH-Monitoring von zentraler Bedeutung. Insbesondere durch die hohe Zeit- und Kosteneffizienz ist der Einsatz moderner luft- und satellitengestützter Fernerkundungstechnologien aus der Umweltbeobachtung nicht mehr weg zu denken. Die Forschungsarbeiten der letzten Jahre bestätigen diese Aussage, da sich viele Studien mit dieser Thematik befassen.

SELL (2006) gliedert die Schwerpunkte dieser Bemühungen in 2 zentrale Bereiche. Zum einen die Entwicklung adäquater Klassifikationsstrategien und zum anderen die Entwicklung aufgabenspezifischer Indikatoren zum Monitoring großer Schutzgebiete.

In Anlehnung an SELL (2006) und weiteren Beispielen wird im Folgenden eine Auswahl bereits entwickelter Verfahren und Strategien zum Monitoring großflächiger Schutzgebiete gegeben.

2.1 Klassifikationsstrategien

Einen vielbeachteten Ansatz unter den fernerkundungsgestützten Monitoringverfahren bildet die objektbasierte Bildanalyse. Hierbei handelt es sich um ein segmentbasiertes Klassifikationsverfahren, welches neben spektralen auch nachbarschaftliche und damit raumstrukturelle Eigenschaften berücksichtigt. Damit ist die objektbasierte Bildanalyse als eine Kombination aus Fernerkundung und GIS zu verstehen (LANG&BLASCHKE 2007). Die Zuordnung der Bildpunkte, zu einer Objektklasse, erfolgt dabei über ein hierarchisches Regelwerk auf dessen Grundlage die Klassifikation durchgeführt wird. LANG&BLASCHKE (2007) und HESE (2007) bevorzugen diesen Ansatz, da dieser -gegenüber pixelorientierten Verfahren- eine Reihe allgemein anerkannter Vorteile besitzt. Dazu zählen bspw. die Berücksichtigung vielfältiger Datenbestände, ein transparenter Klassifikationsablauf oder homogene Klassifikationsergebnisse (kein Salz und Pfeffer-Effekt). LANGAR (2007) untermauert diese Eigenschaften im Zuge seiner Dissertation und empfiehlt eine Nutzung im Sinne des Natura 2000 Monitoring. Neben den genannten Vorteilen besitzt die objektbasierte Bildanalyse jedoch auch eine Reihe von Schwachpunkten. So bemängeln ALBERTZ (2009) und KOCH et al. (2003) die Generalisierung der gebildeten Objektklassen, welche zwar eine Reduzierung des Salz- und Pfeffer-Effektes bewirkt, gleichermaßen aber auch einen Informationsverlust im Bereich der Biodiversität zur Folge hat. Entsprechend können kleinräumige Objekte wie Totholz,

kleinere Lücken oder Beimischungen anderer Artenbestände innerhalb der Objektsegmente nicht berücksichtigt werden (KOCH et al. 2003). Ein weiteres Problem liegt in der Übertragbarkeit der Segmentierung. So müssen in den meisten Fällen die Segmentierungsparameter auf die spezifischen Bedingungen des jeweiligen Untersuchungsgebietes bzw. der Zustandssituation (Monitoring) neu angepasst werden. Entsprechend ist die Reproduzierbarkeit einer Klassifikation nur in einem begrenzten Rahmen möglich. Unter Berücksichtigung der aufwendigen Einarbeitung, der begrenzten Reproduzierbarkeit sowie der zeitaufwendigen Definition geeigneter Segmentierungsparameter, besitzt die objektbasierte Bildanalyse -im Kontext einer multitemporalen Änderungsdetektion- damit große Schwachstellen.

FRICK (2006) entwickelte für die Veränderungsdetektion in FFH-Gebieten einen hierarchischen Klassifikationsansatz über Entscheidungsbäume. Auch hier erfolgt die Klassifikation auf Basis eines hierarchischen Regelwerkes, über welches sämtliche Bildpunkte iterativ einer Objektklasse zugeordnet werden. Im Vergleich zur objektbasierten Bildanalyse handelt es sich dabei jedoch um ein rein pixelbasiertes Verfahren. FRICK (2006) konnte für dieses Verfahren eine Übertragbarkeit des hierarchischen Regelwerks auf andere Gebiete nachweisen. Gleichmaßen beschreibt FRICK (2006) Limitation hinsichtlich einer multitemporalen Nutzung. Als kritischer Faktor werden dabei sowohl die Datengrundlage als auch die räumliche Entwicklung gesehen, welche jeweils eine situationsspezifische Anpassung der Entscheidungsbäume erforderlich machen. Diese Optimierungen setzten jedoch ein umfangreiches a-priori-Wissen über Art und Inhalt der Daten sowie eine explizite Wissensbasis des Interpreten voraus. Folglich wird das Verfahren schnell langwierig und kompliziert. Wie auch bei der objektbasierten Bildanalyse ist eine zuverlässige und allgemein gültige Anwendung somit nicht möglich.

Eine weitere Methode liefert KOOISTRA (2009) mit der Nutzung einer linearen spektralen Entmischung zur Kartierung von FFH Lebensraumtypen. KOOISTRA (2009) konnte die spektrale Entmischungsanalyse, auf Grundlage hyperspektraler Bilddaten, als ein geeignetes Verfahren zur Erfassung von FFH-Lebensraumtypen verifizieren. Die spektrale Entmischung hat sich dabei insbesondere zur Erfassung von Heide-Lebensraumtypen bewährt. Das Verfahren selbst beruht auf einem subpixelgenauen Klassifikationsansatz. Diese Klassifikationsalgorithmen „ordnen im Gegensatz zu den Klassifikationsansätzen der Materialdetektion einem zu klassifizierenden Pixel nicht eine einzelne Klasse, sondern Mischungsanteile der gegebenen Klassen, repräsentiert durch deren Endmember, zu und werden auch als soft classifier bezeichnet“ (GREIWE 2006: 20). Auch BIRGER (2002) testet die Anwendbarkeit dieser Methode in seiner Dissertation und sieht ein erhebliches Potential für eine Veränderungsdetektion. Den größten Vorteil gegenüber anderen Verfahren sieht BIRGER (2002) dabei in der direkten Ermittlung prozentualer Oberflächenanteile am Bildpunkt. FRANK (2008) kann diesen Vorteil in einer multitemporalen

Veränderungsdetektion am Beispiel photosynthetisch aktiver Vegetation, erfolgreich demonstrieren. FRANK (2008) erwähnt des Weiteren einen Vorteil hinsichtlich erforderlicher a-priori Informationen. So ermöglicht die spektrale Entmischungsanalyse -in einem begrenzten Rahmen- eine Klassifikation ohne Referenzdaten.

2.2 Indikatoren im FFH-Monitoring

Wie auch bei den Klassifikationsstrategien gibt es für das Monitoring von FFH-Schutzgebieten eine Vielzahl spezifischer Konzepte. Einen besonders aussichtsreichen Ansatz in der Veränderungsdetektion bildet das Indikatoren-basierte Monitoringkonzept. Hierbei handelt es sich um standardisierte und reproduzierbare Bewertungsparameter zur zeitnahen Detektion raumstruktureller Veränderungen, mit dem Ziel, eine schnelle und repräsentative Bewertung des Erhaltungszustandes zu realisieren (LANG & BLASCHKE 2007). Indikatoren sind dabei als eine repräsentative Teilmenge der Biodiversität zu verstehen, welche eine hohe Reaktionsfähigkeit auf Umweltveränderungen besitzen (FRICK 2009). Viele Forschungsprojekte der letzten Jahre haben sich mit der Entwicklung zustandsbeschreibender Indikatoren befasst. Eine wichtige Grundlage liefert hierbei das 2004 abgeschlossene EU-Projekt „Earth Observation for Natura2000+“, welches sich mit der Entwicklung standardisierter und europaweit einsetzbarer Indikatoren befasst hat. Im Ergebnis lieferte dieses Projekt ein umfangreiches Set fernerkundlich erfassbarer Indikatoren, welche gezielt an die in der FFH-Richtlinie geforderte Monitoringpflicht angepasst sind. Im Kontext der FFH-Monitoring- und Berichtspflichten können FERNÁNDEZ et al. (2003) die Eignung dieser Indikatoren in ihren Untersuchungen nachweisen. Die entwickelten Indikatoren ermöglichten in dieser Forschungsarbeit eine elegante Lösung zur effizienten Umsetzung anspruchsvoller Monitoring- und Planungsaufgaben.

Zusammenfassend bleibt damit festzuhalten, dass geeignete Verfahren zur Überwachung großflächiger Schutzgebiete existieren. So wurden bereits zustandsbeschreibende Indikatoren des EU Projektes „Earth Observation for Natura2000+“ in mehreren Monitoringprojekten übernommen und funktionierten klaglos. Viele Forschungsarbeiten belegen jedoch, dass die eingesetzten Klassifikationsverfahren funktionale Probleme, hinsichtlich der Extraktion von Informationen, besitzen. Hierzu zählen eine fehlerhafte Reproduzierbarkeit der Vorgänge als auch der Verlust an Informationen bspw. durch eine Generalisierung objektbasierter Verfahren. Die theoretischen Vorteile vieler Verfahren konnten somit praktisch nicht umfassend beobachtet werden. Darüber hinaus sind diese Verfahren teils langwierig und kompliziert in ihrer Anwendung. Das Ziel einer einfachen, reproduzierbaren und praxisnahen Monitoringstrategie macht eine begründete Nutzung dieser Klassifikationsverfahren daher mitunter nur schwer möglich.

3. THEORETISCHE GRUNDLAGEN

Im folgenden Kapitel werden die in der Arbeit genutzten Konzepte, Begriffe und Verfahren diskutiert, welche die theoretische Grundlage der noch vorzustellenden Monitoringstrategie bilden. Als Einstieg wird dafür zunächst der Begriff Natura 2000 beleuchtet. Dazu werden neben der Intension und den Zielen auch die rechtlichen Grundlagen näher betrachtet. Anschließend wird eine allgemeine Erläuterung zum fernerkundungsbasierten Monitoring vermittelt. Der Fokus liegt dabei auf hyperspektralen Fernerkundungssystemen, welche die Datengrundlage dieser Arbeit bilden. Abschließend folgt eine Erläuterung und Definition von Indikatoren sowie deren konkrete Entwicklung im Rahmen des EU-Forschungsprojektes EON2000+.

3.1 Die europäische Naturschutzkonzeption Natura 2000

„Natura 2000 ist die tragende Säule des Naturschutzes in der Europäischen Union“
(MILLER 2006: 5).

Als Natura 2000 wird ein EU-weites Schutzgebietssystem bezeichnet, welches den Erhalt natürlicher Lebensräume sowie wildlebender Tiere und Pflanzen zum Ziel hat (LANG & BLASCHKE 2007). Die Idee hinter diesem Begriff ist die Bildung eines länderübergreifenden und ökologisch kohärenten Netzwerkes, um so „die Erhaltung der Lebensraumtypen und Arten in ihrem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet zu gewährleisten“ (NMU 2012: o.S.). Die Intension der Natura 2000 ist somit nicht die Unterschutzstellung einzelner Habitats, sondern eine Kombination aus Schutz, Erhalt und Vernetzung natürlicher Lebensräume für die langfristige Entwicklung eines großflächigen und europaweiten Habitatverbundsystems.

Die rechtliche Basis der Natura 2000 bildet die 1992, vom Rat der europäischen Union, erlassene Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-92/43/EWG). Hierbei handelt es sich um ein Instrument der europäischen Union, welches klare gesetzliche Regelungen zum Schutz bedrohter Pflanzen (Flora), Tierarten (Fauna) und Lebensräume (Habitats) definiert. Damit umfasst die FFH-Richtlinie ein für alle europäischen Mitgliedsstaaten verbindliches Regelwerk zum Schutz gefährdeter Arten und Lebensräume. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind diese europaweiten Regelungen als neu und innovativ zu bewerten, da Schutzgebiete somit länderübergreifend, nach einheitlichen naturschutzfachlichen Kriterien aufgebaut und erhalten werden können (LANG & BLASCHKE 2007).

3 Theoretische Grundlagen

Einen weiteren Bestandteil der Natura 2000 bildet die Vogelschutz-Richtlinie (RL 2009/147/ EG) zum Erhalt wildlebender Vogelarten. Neben der FFH-Richtlinie stellt diese den 2. Grundpfeiler des Natura 2000 Netzwerkes dar. Wie auch die FFH-Richtlinie definiert die Vogelschutzrichtlinie ein für alle europäischen Mitgliedsstaaten verbindliches Regelwerk zur Errichtung und zum Erhalt natürlicher Lebensräume. Der Fokus liegt dabei jedoch explizit auf dem Erhalt wildlebender Vogelarten. Dementsprechend handelt es sich um spezielle Schutzgebiete, welche sich von denen der FFH-Richtlinie unterscheiden. Aus diesem Grund ist der Erhalt wildlebender Vogelarten und deren Schutzgebiete auch kein Bestandteil der FFH-Richtlinie (NMU 2012).

Zusammenfassend lässt sich der Schutzgegenstand der Natura 2000 damit wie folgt festhalten:

1. Die im Anhang 1 der FFH-Richtlinie (FFH-92/43/EWG) aufgeführten Lebensraumtypen.
2. Die im Anhang 2 der FFH-Richtlinie (FFH-92/43/EWG) aufgeführten Tier- und Pflanzenarten sowie deren zu schützende Habitats.
3. Die im Anhang 1 der Vogelschutzrichtlinie (RL 2009/147/ EG) aufgeführten Vogelarten sowie deren zu schützende Habitats (BFN 2010; LANG&BLASCHKE 2007).

Unabhängig dieser Separierung dürfen die Schutzgebiete der jeweiligen Richtlinien nicht isoliert betrachtet werden, da es innerhalb des Natura 2000 Netzwerkes durchaus zur Verzahnung unterschiedlicher Schutzgebiete kommen kann.

Da sich die vorliegende Arbeit ausschließlich mit dem Monitoring von Lebensraumtypen beschäftigt, sollen nun folgend die Bestandteile des Anhang 1 der FFH-Richtlinie näher betrachtet werden.

Anhang 1 der FFH-Richtlinie umfasst insgesamt 231 relevante Lebensraumtypen von gemeinschaftlicher Bedeutung. Diese werden gemäß ihrer naturräumlichen Charakteristik in biogeografische Regionen unterteilt. Biogeografische Regionen sind dabei als Bezugsraum für die Auswahl und Bewertung von Lebensräumen zu verstehen (BFN 2010). Die FFH-Richtlinie unterscheidet derzeit 9 biogeografische Regionen in der europäischen Union von denen Deutschland insgesamt 3 umfasst.

3.2 Monitoring und Berichtspflicht

HELLAWELL (1991) beschreibt Monitoring als: "Intermittent (regular or irregular) surveillance carried out in order to ascertain the extent of compliance with a predetermined standard or the degree of deviation from an expected norm" (HELLAWELL et al. 1991; zit. n. BFN 2012: o.S.) . Folglich dient ein Monitoring der wiederholten Erfassung und Untersuchung bestimmter Zustandsparameter zur Bestimmung von Abweichungen zum ursprünglichen Zustand. Eine zielgruppenspezifische Form des Monitoring stellt dabei eine Veränderungsanalyse für Schutzgebiete dar, welche ebenfalls der Beobachtung und Untersuchung dynamischer Prozesse dient. Der Schwerpunkt liegt hierbei jedoch explizit in der Bestimmung raum-zeitlicher Veränderungen von Flora, Fauna und Landschaft. Monitoring wird in diesem Zusammenhang als ein zentrales Instrument zur Erfassung dynamischer Prozesse verstanden, welches die Wissensbasis gezielter Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungspläne liefert. Dementsprechend ist eine Erfassung von Veränderungen innerhalb der genannten Schutzmedien für den Naturschutz in Deutschland und Europa von zentraler Bedeutung.

Dies spiegelt sich auch in der durch die FFH-Richtlinie vorgegebenen Gesetzeslage wieder, welche alle EU- Mitgliedsstaaten zu einem flächendeckenden Monitoring der Natura 2000 Gebiete verpflichtet. Dieses, in Artikel 11 definierte Überwachungsgebot, umfasst dabei alle Lebensraumtypen und Arten der Anhänge I, II, IV und V. „Das Monitoring soll dabei die notwendigen Informationen über die Wirksamkeit der Schutzgebiete, der darin erfolgenden Managementmaßnahmen sowie der übrigen Maßnahmen des Artenschutzes bereitstellen, um die Entwicklung der Biodiversität beurteilen zu können“ (SPERLE 2007: 3).

Die zeitliche Wiederholung des Monitoring richtet sich nach der jeweiligen Populationsdynamik. Entsprechend der Art und dem Lebensraumtyp werden Erfassungsfrequenzen von 2, 3, 6 oder 12 Jahren durch die FFH-Richtlinie gefordert. Neben der zyklischen Erfassung von Erhaltungs- und Entwicklungszuständen ist in Artikel 17 der FFH-Richtlinie eine Berichtspflicht verankert, welche alle EU- Mitgliedsstaaten zu einer Berichterstattung über den Zustand ihrer Natura 2000 Gebiete verpflichtet. Diese Berichtserstattung muss in einem Intervall von 6 Jahren erfolgen und umfasst neben den Ergebnissen des Überwachungsgebotes eine Beschreibung und Bewertung aller Bewirtschaftungs- und Erhaltungsmaßnahmen.

Beachtet man nun, dass in Deutschland ca. 14 % der Landesfläche Natura 2000 Gebiete umfassen, wird schnell klar mit welchem Aufwand ein adäquates Monitoring der Erhaltungs- und Entwicklungszustände verbunden ist.

Angesichts dieser Aufgabe untersuchten viele Forschungsarbeiten der letzten Jahre die Eignung von Fernerkundungsdaten für ein Monitoring großflächiger Schutzgebiete (vgl. Kapitel 2).

3.3 Fernerkundungsbasiertes Monitoring und Hyperspektrale Fernerkundung

Wie in Abschnitt 3.2 beschrieben, verlangt das gesetzlich verankerte Überwachungsgebot der FFH-Richtlinie eine zyklische Umweltbeobachtung zur Wahrnehmung und Bewertung natürlicher und anthropogener Entwicklungen.

„Um das Hauptziel der FFH-Richtlinie - einen günstigen Erhaltungszustand für alle Lebensräume und Arten der Anhänge der FFH-RL zu erreichen, muss ein Monitoring ein klares Bild des aktuellen Erhaltungszustandes und seiner zukünftigen Entwicklung liefern (SPERLE 2007: 7)“. Damit ist jedoch gleichermaßen ein hoher Informationsbedarf verbunden, dessen Generierung –gerade über ein terrestrisches Monitoring – u.U. mit einer Reihe von Problemen behaftet ist. Zu diesen zählen beispielsweise eine geringe Aktualität der Informationen durch ineffiziente Kartierverfahren, ein hoher Aufwand an Personal, Zeit und Kosten oder schwer zugängliche Untersuchungsgebiete.

Doch es gibt Möglichkeiten diese Probleme zu reduzieren. Ein geeignetes Werkzeug stellen hierbei die Methoden der Fernerkundung dar. Sie ermöglichen mit geringem zeitlichen Aufwand eine großflächige Generierung quantitativer Informationen über Oberflächen. LILLESAND&KIEFER (1997: 1) definieren die Fernerkundung als die „science and art of obtaining and interpreting information about an object, area, or phenomenon through the analysis of data acquired by a sensor that is not in contact with the object, area, or phenomenon being observed“. Somit werden die benötigten Informationen über kontaktlose Messungen, wie Beobachten, Interpretieren und Kartieren gewonnen.

Die Datengewinnung erfolgt dazu über eine Vielzahl unterschiedlicher Aufnahmesysteme, welche sowohl passive als auch aktive Sensoren in unterschiedlicher Auflösung umfassen. Ein Schwerpunkt aktueller Forschungen -hinsichtlich der Überwachung von Schutzgebieten- liegt nach FÖRSTER et al. (2011) im Bereich der hyperspektralen Fernerkundung. Dabei handelt es sich um passiv optische Aufnahmesysteme, welche durch eine hohe Anzahl eng aneinander liegender Bänder, eine detaillierte Abbildung elektromagnetischer Strahlung ermöglichen. Dies erlaubt der hyperspektralen Fernerkundung, sowohl eine qualitative als auch quantitative Erfassung der Erdoberfläche (FRANKE 2008). FÖRSTER et al. (2011) sehen damit ein großes Potential insbesondere für naturschutzrelevante Fragestellungen, da eine Nutzung hyperspektraler Sensoren die Zahl differenzierbarer Lebensräume und Arten gegenüber anderen Aufnahmesystemen

signifikant erhöht. Darüber hinaus gehen FÖRSTER et al. (2011) von einer höheren Anzahl ableitbarer Indikatoren aus, welche wiederum zur Überwachung von Schutzgebieten genutzt werden können. Gerade im Hinblick zukünftiger hyperspektraler Satellitensysteme wie EnMap und der damit verbundenen zeitlichen Auflösung, stellen hyperspektrale Bildmaterialien eine vielversprechende Datengrundlage dar. Mit der Bearbeitung und Auswertung hyperspektraler Luftbilddaten, im Kontext umweltrelevanter Fragestellungen, wird sich die vorliegende Arbeit im weiteren Verlauf auseinander setzen.

3.4 Zustandsbeschreibende Indikatoren

Trotz der schnell wachsenden Technologien im Bereich hochauflösender Fernerkundungssysteme und dem sich daraus ergebenden Potential, ist es unmöglich die Biodiversität in ihrer gesamten Vielfalt zu erfassen (STACHOW et al. 2002). Moderne Sensoren können daher nur einen kleinen Teil der biologischen Vielfalt wahrnehmen. In Folge dessen bilden Indikatoren eine wertvolle Grundlage, da diese durch die Nutzung von Ersatzgrößen eine Vereinfachung der komplexen Biodiversität und damit eine effiziente Bewertung des natürlichen Zustandes und seiner Entwicklung ermöglichen. Gerade im Kontext eines fernerkundungsgestützten FFH – Monitorings sind Indikatoren, als ein Ersatzmaß für Biodiversität, daher von großer Bedeutung (NOSS 1990).

Indikatoren versteht man als ein Hilfsmittel zur Messung schwer greifbarer Phänomene. Ein Indikator stellt dabei eine Vereinfachung komplexer Themen dar, indem er Einflüsse und Entwicklungen über Ersatzgrößen kommuniziert (BARKMANN 2004). BASTIAN et al. (1999; zit. n. TISCHEW et al. 2003: 90) fassen Indikatoren als „vergleichsweise leicht erfassbare, aussagekräftige Leitgrößen für ansonsten schwer zu charakterisierende Gesamtsysteme, z.B. Ökosysteme oder Landschaften“ zusammen. Damit lässt sich festhalten, dass eine Nutzung von Indikatoren der Vereinfachung komplexer Phänomene dient, mit dem Ziel, schwierige Sachverhalte über wenige Parameter kommunizier- und messbar zu machen.

Eine spezialisierte Form der Indikatoren stellen zustandsbeschreibende Biodiversitätsindikatoren dar, welche i.d.R. ein umwelt- und naturschutzorientiertes Publikum ansprechen. Sie dienen der vereinfachten Abbildung der Biodiversität, um so die komplexe biologische Vielfalt kommunizier- und messbar zu machen. Als Biodiversitätsindikatoren können sowohl biotische (z.B. Artenvielfalt), abiotische (z.B. Bodenbeschaffenheit) als auch raumstrukturelle (z.B. Anteil natürlicher Waldeinheiten) Parameter fungieren (FRICK 2006). Wie bei allen Indikatoren muss es sich dabei jedoch um Parameter handeln, welche eng mit bestimmten Entitäten ihrer Umwelt korrelieren, um auf Veränderungen dieser sensibel zu reagieren.

Biodiversitätsindikatoren eignen sich somit sowohl zur Bewertung ökologischer Zustände als auch zur Evaluierung von Bewirtschaftungsplänen und Schutzmaßnahmen. Gleichermaßen bilden diese Parameter eine Wissensgrundlage zur Entwicklung neuer Handlungs- und Managementstrategien. MOXEY et al. (1998; zit. n. BRABAND 2006: 24) weisen jedoch darauf hin, dass „no indicator can be perfect or universally applicable“. Entsprechend ist die Nutzung von Indikatoren immer mit einem Informationsverlust verbunden, welchen es bei der Nutzung dieser zu berücksichtigen gilt.

3.5 Indikatorbasiertes Monitoring

Die Möglichkeit, über nur wenige Parameter gezielte Informationen über den Zustand und die Entwicklung der Biodiversität abzuleiten, bildet wiederum die Grundlage des indikatorbasierten Monitoringkonzepts. Ziel dieser Konzeption sind standardisierte Analyse- und Bewertungsverfahren auf Grundlage qualitativer/-quantitativer Messgrößen, deren Generierung auf den Methoden der Fernerkundung basiert (LANG & BLASCHKE 2007). Damit soll die Grundlage für eine reproduzierbare, finanziell wie personell effiziente und zeitlich hochaufgelöste Implementierung der FFH -Monitoring und Berichtspflicht geschaffen werden (LANG et al. 2002; zit. n. LANG & BLASCHKE 2007).

Mit der Umsetzung dieser Konzeption bzw. mit der Entwicklung fernerkundungsbasierter Indikatoren haben sich in den letzten Jahren eine Reihe von Projekten beschäftigt. Eines dieser Vorhaben bildete das experimentelle EU-Forschungsprojekt „Earth Observation for Natura2000+“ (kurz EON2000+), welches sich mit dem Monitoring des europäischen Natura 2000 Netzwerkes befasste. Teile dieses Projektes bzw. dessen Ergebnisse werden in dieser Arbeit aufgegriffen und Bestandteil der noch vorzustellenden Monitoringstrategie. Hierzu wird ein Set, der durch EON2000+ entwickelten Indikatoren, zum Monitoring eines konkreten Schutzgebietes herangezogen. Der Hintergrund und das Konzept der EON2000+-Biodiversitätsindikatoren werden daher im folgenden Abschnitt näher behandelt.

3.6 Earth Observation for Natura2000+ - Biodiversitätsindikatoren

Ziel des Projektes EON2000+ war die Entwicklung eines europaweit einsetzbaren Monitoringsystems zur Umsetzung der FFH - Monitoring- und Berichtspflicht. Den Schwerpunkt bildete die Entwicklung und Demonstration allgemeingültiger zustandsbeschreibender Indikatoren, als eine Informationsgrundlage zum Monitoring und Management von FFH-Schutzgebieten. Bei dem Projekt handelte es sich um ein EU-gefördertes Partnerschaftsprojekt der Länder Großbritannien, Deutschland, Norwegen, Finnland,

3 Theoretische Grundlagen

Österreich, Frankreich und Spanien, welches über 36 Monate von 2001 bis 2004 lief. An der Entwicklung und Anwendung zustandsbeschreibender Indikatoren waren dabei sowohl öffentliche als auch private Organisationen der genannten Länder beteiligt (EST-REGUIL et al. 2004).

Initiiert wurde dieses Projekt u.a. aufgrund heterogener Monitoringverfahren, da für die konzeptionelle Umsetzung der EU-Richtlinien und dem damit verbundenen FFH-Monitoring keine expliziten Vorgaben existieren (SEJALON 2002; FRICK 2006). Ein Exkurs in die deutsche Umsetzung des FFH-Überwachungsgebotes bestätigt diesen Zustand. So haben sich in Deutschland (auf Länderebene) eine Vielzahl unterschiedlicher Ideen und Verfahrensstrategien zu einer heterogenen Monitoringlandschaft entwickelt. Je nach Personal, Ressourcen und Know-How variieren diese Verfahren zwischen terrestrischen Stichprobenuntersuchungen bis hin zur Nutzung fernerkundungsbasierter Indikatorverfahren. Diese bunte Vielfalt an Monitoringkonzepten wirkt sich wiederum negativ auf das flächendeckende Monitoring der Natura 2000 Gebiete aus. Grund ist die fehlende statistische Vergleichbarkeit der gewonnenen Daten, was sich nachteilig auf die Repräsentativität dieser auswirkt. Im Sinne einer länderübergreifenden Datennutzung, ist die isolierte Entwicklung unterschiedlicher Monitoringmethoden somit als problematisch zu bewerten. FRÖHLICH-SCHMITT (2010: o.S) bezeichnet dies als einen „unhaltbare[n] Zustand von rückständiger Kleinstaaterei“.

Die Entwicklung standardisierter und allgemeingültiger Indikatoren sollte dieser Entwicklung entgegen wirken und damit eine effiziente und reproduzierbare Umsetzung der FFH-Monitoringpflicht über harmonisierte Bewertungsverfahren ermöglichen.

Die Entwicklung eines operativ einsetzbaren Monitoringsystems ergab für das Projekt EON2000+ folgende Anforderungen:

- Biodiversitätsindikatoren müssen für ein FFH-Monitoring geeignet sein.
- Indikatoren müssen Erhaltungs- und Entwicklungszustände erfassbar machen.
- Anforderungen der Nutzer müssen explizit berücksichtigt werden.
- Die erforderlichen Informationen müssen sich über Fernerkundungsdaten generieren lassen.
- Die Analyse und Interpretation der Daten müssen über GIS-Methoden erfolgen (TOMOWSKI 2005; SEJALON 2002).

Weiterhin umfasste das Projekt die aktive Implementierung dieser Methode. Die Anwendung erfolgt hierzu in 15 Untersuchungsgebieten, welche wiederum 5 der 9 biogeographischen Regionen der EU umfassten (TOMOWSKI 2005).

3 Theoretische Grundlagen

Die Entwicklung der Indikatoren erfolgte entlang einer Reihe von Anforderungen, welche sich für das Projekt EON2000+ wie folgt definierten:

- Indikatoren müssen ein repräsentatives Bild der Umweltbedingungen vermitteln.
- Indikatoren müssen eine hohe Sensibilität auf natürliche Veränderungen und anthropogene Einflüsse besitzen.
- Sie müssen in der Lage sein Entwicklungstrends aufzuzeigen.
- Indikatoren müssen einfach zu verstehen, effizient nutzbar, wissenschaftlich gesichert und reproduzierbar sein.
- Die mittels Indikatoren generierten Informationen müssen europaweit interpretierbar, nutzbar und vergleichbar sein (SEJALON 2002, TOMOWSKI 2005).

Eine weitere Anforderung stellte der zu verwendende räumliche Maßstab dar. Eine tragende Rolle spielte hierbei die fehlende Vergleichbarkeit bereits genutzter Monitoringverfahren. Heterogene Maßstabsebenen führten dabei in Bereichen grenzüberschreitender Schutzgebiete zu ungenügenden Informationen und damit zu einer Gebietsabhängigkeit. Entsprechend dieser Defizite wurden im EON2000+ Projekt Indikatoren entwickelt, welche in verschiedenen Maßstabsebenen einsetzbar sind. Damit sollte ein Kompromiss zwischen lokalen, regionalen und nationalen Monitoringverfahren gefunden werden. Als Zielmaßstab wurde eine lokal bis regional nutzbare Maßstabsebene von 1:5000 bis 1:100000 angestrebt (SEJALON 2002).

Im Ergebnis brachte dieses Projekt -neben einer Reihe weiterer Erkenntnisse- ein umfangreiches Set an Indikatoren hervor. Jeder Indikator orientiert sich dabei mit seiner Charakteristik an einer spezifischen Fragestellung und liefert messbare Parameter zur Bewertung und Evaluation der Gebietssituation. Je nach Indikator sind diese Parameter auf lokaler, regionaler und nationaler Ebene nutzbar.

Die explizite Ableitung der erforderlichen Informationen, zur Bildung der Indikatoren, erfolgte im Rahmen des Projektes EON2000+ auf Grundlage objektbasierter Klassifikationsverfahren. Wie bereits in Kapitel 2.1 geschildert, birgt die objektbasierte Klassifikation jedoch eine Reihe von Nachteilen. Diese sind unter anderem:

- eine Generalisierung der gebildeten Objektklassen,
- eine mangelhafte Übertragbarkeit der Segmentierungsparameter im Kontext einer Zeitreihenanalyse,
- eine ungenügende Reproduzierbarkeit von Klassifikationen sowie
- eine Vernachlässigung kleinräumiger Strukturen (FRICK 2009).

Aus den genannten Gründen soll in dieser Arbeit ein anderer Weg, zur Nutzung fernerkundungsbasierter Indikatorverfahren, gegangen werden: es soll die Eignung der pixelbasierten spektralen Entmischung im Kontext einer Zeitreihenanalyse untersucht und bewertet werden. Hierzu soll ein Set der bereits erprobten EON2000+ Indikatoren, über ein Entmischungsmodell, aus hyperspektralen Fernerkundungsdaten abgeleitet werden. Es gilt somit, die bereits über objektbasierte Klassifikationsverfahren erprobten Indikatoren sinnvoll für ein pixelbasiertes Verfahren zu adaptieren. In den folgenden Kapiteln werden die dazugehörigen Erfordernisse diskutiert und Methoden benannt.

4. LÖSUNGSANSATZ

Die vorhergehenden Kapitel verdeutlichen, dass für die Evaluation von Schutzmaßnahmen, im Sinne der Natura 2000, langfristige, zielorientierte und systematische Monitoringprogramme erforderlich sind. Diese zyklischen Umweltbeobachtungen sind mit einem hohen Informationsbedarf verbunden, welcher über terrestrische Verfahren nur schwer zu erbringen ist (vgl. Kapitel 3.3). Eine adäquate Bewertung und Quantifizierung von Erhaltungs- und Entwicklungszuständen macht die uneingeschränkte Verfügbarkeit dieser Informationen jedoch unabdingbar.

Eine geeignete Möglichkeit zur effizienten Informationsgewinnung bilden die Verfahren der Fernerkundung. Das erklärte Ziel dieser Arbeit ist die Implementierung eines solchen Verfahrens. Es soll ein fernerkundungsbasierter, operationell einsetzbarer Verfahrensablauf zum Monitoring großflächiger Natura 2000 Schutzgebiete geschaffen werden. Die praktische Anwendung des Methodenvorschlags soll wiederum zur Lösung der zentralen Fragestellung dienen und gleichermaßen die Eignung dieser Verfahrensstrategie evaluieren.

Methodischer Ansatz

Zur Erfassung von Erhaltungs- und Entwicklungszuständen werden im Rahmen dieser Arbeit zustandsbeschreibende Biodiversitätsindikatoren genutzt. Hierzu soll ein Set fernerkundungsbasierter Biodiversitätsindikatoren zusammengestellt werden, welche eine Implementierung der FFH-Monitoring und Berichtspflicht ermöglichen. Die Informationsgrundlage bilden hierfür hyperspektrale Fernerkundungsdaten. Der Fokus dieser Arbeit richtet sich daher auf Indikatoren, deren Informationsgrundlage zum Teil oder vollständig auf Basis von Fernerkundungsdaten generierbar ist. Die explizite Wahl der Indikatoren gründet dabei auf den Arbeiten des EU-Projektes EON2000+, das im Ergebnis eine Vielzahl an Biodiversitätsindikatoren hervorgebracht hat.

Anschließend wird über das gewählte Set der bereits erprobten EON2000+ Indikatoren die räumlich-zeitliche Dynamik der Landbedeckung im Natura 2000- Gebiet Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald untersucht. Für die Erfassung der Bestandsentwicklungen/-veränderungen wird ein multitemporaler Luftbilddatensatz der Jahre 2000 und 2003 verarbeitet und ausgewertet. Die Ableitung der zur Bildung der Indikatoren erforderlichen Parameter erfolgt über eine spektrale Entmischung. Grundlage diese Subpixelanalyse bildet der MTMF-Algorithmus. Die Messung und Beschreibung von Veränderungen erfolgt über eine Post-Klassifikations-Technik. Für dieses, von LANG&BLASCHKE (2007) als map-to-map comparison bezeichnete Verfahren, wird eine bitemporale Analyse mittels Differenzbilder durchgeführt. Weiterführend wird diese Analyse um eine statistische Auswertung ergänzt. Darauf aufbauend folgt abschließend die Visualisierung der Ergebnisse sowie eine Analyse und Bewertung der Entwicklungsdynamik im Untersuchungsgebiet.

5. VORSTELLUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist das Natura 2000 Gebiet „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“. Dieses, ca. 710 ha umfassende Schutzgebiet, befindet sich nordwestlich der Stadt Bottrop in Nordrhein-Westfalen. Der überwiegende Teil befindet sich dabei auf einer mittleren Höhe von 40 m über NN. Geographisch liegt der Gebietsmittelpunkt des Untersuchungsgebietes bei 51°34'51" nördlicher Breite und 6°50'07" östlicher Länge (LANUV NRW 2010a).

Das Untersuchungsgebiet wurde ausgewählt, da diesem großflächigen und zusammenhängenden Biotopkomplex eine zentrale Bedeutung im Schutzgebietsnetzwerk der Natura 2000 zukommt. Die größtenteils naturnahen und zusammenhängenden Waldgebiete des Schutzgebietes bilden den Lebensraum zahlreicher gefährdeter Pflanzen- und Tierarten. Als Beispiele seien Eisvogel (*Alcedo atthis*), Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*) genannt. Dabei kommt insbesondere den räumlich differenzierten Heiden-, Auen- und Moorsystemen mit ihrer reichen Biotopausstattung eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund ihrer ökologischen Wertigkeit, bilden diese Lebensräume ein wesentliches Glied im landesweiten Biotopverbundsystem Nordrhein-Westfalens (LANUV NRW, 2010b).

Weiterhin fiel die Wahl auf dieses Untersuchungsgebiet, da sich die gesamte Fläche in einem von Landwirtschaft geprägten und durch untertägigem Kohleabbau beeinflussten Ballungsgebiet befindet. Aufgrund dieser Situation ist das Untersuchungsgebiet einer fortwährenden anthropogenen Beeinflussung, in Form von Landnutzungsänderungen und bergbaubedingten Bodensenkungen, unterworfen.

5 Vorstellung des Untersuchungsgebietes

Diese Einflüsse haben wiederum eine beschleunigende Wirkung auf die Vegetationsdynamik (BSWR 2008; BRUNN 2006). Die Bestimmung der Vegetationsdynamik, zur Bewertung der aktuellen und mittelfristigen Umweltsituation, ist für dieses Gebiet daher von großer ökologischer Bedeutung. Gerade im Hinblick auf die Wahl geeigneter Umweltschutzmaßnahmen spielt die Bewertung daher eine wichtige Rolle.

5.1 Landschaftsräumliche Struktur und regionale Verwaltung

Die landschaftsräumliche Struktur des Untersuchungsgebietes setzt sich aus den Waldlandschaften des Hiesfelder Waldes (Flächenanteil ca. 68 %) und der Kirchheller Heide (Flächenanteil ca. 0,2 %) zusammen. Weiterhin beinhaltet das Untersuchungsgebiet einen Teil des anthropogenen Stillgewässers „Heidhofsee“, welches mit einer Größe von 1,5 ha einen Flächenanteil von ca. 0,2 % des Untersuchungsgebietes ausmacht. Eine Darstellung des Untersuchungsgebietes wird in Abbildung 1 gegeben. Hinsichtlich der regionalen Verwaltungsstruktur befindet sich das Untersuchungsgebiet in den Verwaltungsgebieten Oberhausen, Wesel und Bottrop, welche wiederum zu den Regierungsbezirken Münster und Düsseldorf gehören.

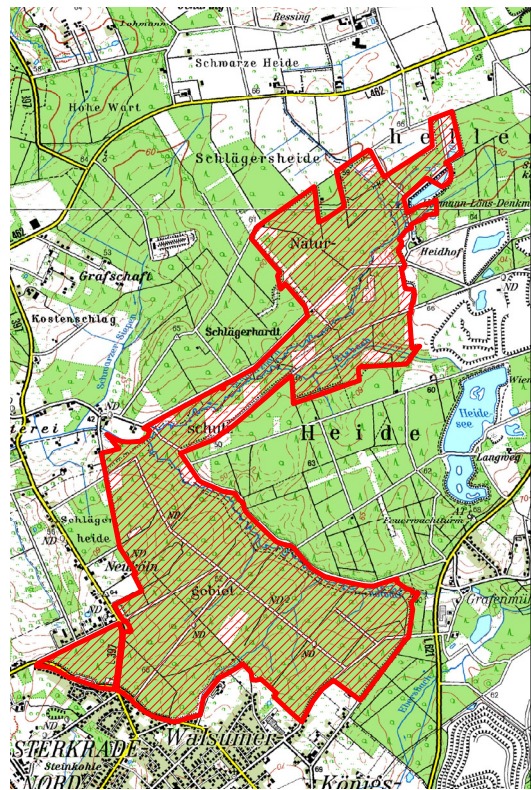


Abb.1: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes innerhalb der Kirchheller Heide
(Quelle: GEOBASIS.NRW; Datengrundlage: ILS).

5.2 Klima

Großklimatisch befindet sich das Untersuchungsgebiet im Klimabezirk des Münsterlandes und gehört damit dem nordwestdeutschen Klimabereich an. Charakteristisch hierfür ist ein maritim bis kontinental geprägtes Klima (BRUNN 2006). Im Untersuchungsgebiet machen sich jedoch insbesondere die maritimen Luftmassen des Atlantiks bemerkbar, welche im Allgemeinen zu mäßig warmen Sommern und milden Wintern führen. Im Jahresdurchschnitt liegen die mittleren Temperaturen bei 9 bis 10°C. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt zwischen 740 und 820 mm. Die vorherrschende Windrichtung ist West bis Süd-West bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 2,9 m/s. (WEISS 2007; LANUV NRW 2010a; LANUV NRW 2010d).

5.3 Hydrologie

Das Untersuchungsgebiet verfügt über Still- und Fließgewässer.

Zu den Fließgewässern zählen der Rot- und Schwarzbach mitsamt deren Nebenbächen. Diese, der Kirchheller Heide entspringenden Fließgewässer, bilden ein natürliches System aus Sandbächen, Kolken und Altarmen. Aufgrund der ausgeprägten Fließgewässerdynamik sind diese Gewässer als Lebensraum von großer ökologischer Bedeutung (LANUV NRW 2010b).

Als stehendes Gewässer befindet sich der „Heidhofsee“ im Untersuchungsgebiet. Hierbei handelt es sich um ein anthropogen, durch den Abbau von Quarzsanden, entstandenes Oberflächengewässer. Dieser umfasst eine Gesamtfläche von ca. 4,8 ha von denen 1,5 ha in das Untersuchungsgebiet fallen.

5.4 Geologie und Böden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in einer im Quartär geformten Landschaft. Die Herausbildung des heutigen Landschaftsbildes fand ihren Höhepunkt in den Epochen des Holozän (Flugsand) und Pleistozän (Grundmoräne). Aus geologischer Sicht interessant ist dabei der im Pleistozän entstandene Kiessandzug, welcher sich durch das gesamte Untersuchungsgebiet zieht. Dieser wird von Ablagerung des saaleiszeitlichen Geschiebelehms in unterschiedlicher Mächtigkeit überdeckt. Die durch die Glazialzeiten des Pleistozäns entstandenen Sand-Kies-Anreicherungen zeigen sich jedoch in den zahlreichen Kieslager- und Abbaustätten, im und um das Untersuchungsgebiet (GEOVEREIN 2012; GD-NRW 2012). Der gesamte Untersuchungsraum weist dabei eine leicht reliefierte Geländestruktur auf (LANUV NRW 2010b).

Die Böden des Untersuchungsgebietes umfassen eine Vielzahl unterschiedlicher Bodenarten. Nach BRUNN (2006) unterteilen sich diese in terrestrische und semi-terrestrische Bodentypen. Der größte Teil des Untersuchungsgebietes umfasst dabei Braunerde-Pseudogley als Hauptbodentyp, welcher aufgrund gering durchlässiger Sedimentschichten zu Staunässe neigt. Die Zusammensetzung dieser Flächen definiert sich dabei aus den Bodenartengruppen „schwach lehmiger Sand“ und „sandig-toniger Lehm“. Im Bereich alter Bach- und Flusssysteme ist der typische Bodentyp als Gleyboden einzustufen, bestehend aus humosen bis lehmig-sandigen Substraten (BRUNN 2006).

5.5 Biotopausstattung

Das Natura 2000 Schutzgebiet „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“ ist durch eine breite Palette unterschiedlicher Lebensräume gekennzeichnet. Die heterogene Bodencharakteristik von basenarmen, sandreichen Böden bis hin zu den mineralisch reichen Substraten bieten eine Vielzahl komplexer Lebensräume für Tiere- und Pflanzen. Die Lebensräume lassen sich aufgrund ihrer standorttypischen Charakteristik zusammenfassen und in drei Gruppen unterscheiden: Gewässer, Heide und Niederwälder sowie Wälder und Forsten.

Im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes finden sich offene Moor- und Heideflächen. Wälder und Forsten bilden jedoch den Hauptteil der Vegetation und damit das Kernstück dieses Schutzgebietes. Ein Großteil dieser Flächen ist dabei von Feucht- und Nasswäldern bestimmt. Die dominanten Arten bilden Eichen (*Quercus*) Buchen (*Fagus*), Birken (*Betula*) und Hainbuchen (*Carpinus*). Diese auf Feucht- und Nassböden vorkommenden Arten sind durch Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*), Pfeifengras (*Molinia caerulea*), Winkel-Seggen (*Carex remota*) und stellenweise Maiglöckchen (*Convallaria majalis*) gekennzeichnet. Eine weitere anteilig bedeutende Art bilden Erlen (*Alnus*), welche in stärker vernässten bis vermoorten Bereichen zu finden sind. Sämtliche Arten weisen dabei standorttypische Kraut- und Strauchschichten auf. Zur Förderung natürlicher Alters- und Entwicklungsstufen gilt für das gesamte Schutzgebiet eine standorttypische und naturnahe Bewirtschaftung. Die gesamte Vegetation des Schutzgebietes umfasst daher großräumige Alt- und Totholzbestände (LANUV NRW 2010b).

Es ist festzuhalten, dass die genannten Bereiche in ihrer Gesamtheit eine standorttypische Vegetation aufweisen.

Aus faunistischer Sicht beherbergt das Untersuchungsgebiet eine Vielzahl unterschiedlicher Wirbeltiere und Insekten. Einige Vertreter dieser Fauna sind dabei von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung, da diese sich auf der Roten Liste bedrohter Tierarten befinden. Aus der Klasse der Wirbeltiere zählen zu diesen: Eisvogel (*Alcedo atthis*), Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) und Wespenbussard (*Pernis apivorus*). Die aquatische Fauna ist durch das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) vertreten, welcher im Rot- und Schwarzbach heimisch ist (LANUV NRW 2010b).

6. DATENGRUNDLAGE

Das folgende Kapitel beschreibt die in der Masterarbeit verwendeten Datenmaterialien. Neben den verwendeten Datenmaterialien soll dieses Kapitel auch einen Überblick über die genutzte Software geben.

6.1 HyMap - Aufnahmen

Die Grundlage dieser Arbeit bildet ein bitemporaler Datensatz hyperspektraler Luftbildaufnahmen, welcher im Rahmen der Befliegungskampagnen MINEO und HyEurope aufgenommen wurde. Beide Datensätze der Befliegungskampagnen umfassen dabei Luftbildaufnahmen der gesamten Kirchheller Heide.

Als Aufnahmesystem diente jeweils der flugzeuggetragene Hyperspektralscanner „HyMap TM“ (Hyperspectral Mapping). Bei diesem Sensor handelt es sich um ein abbildendes Spektrometer, welches die von der Erdoberfläche reflektierte Strahlung in 126 effektiv nutzbaren Spektralkanälen aufzeichnet. HyMap deckt dabei einen Wellenlängenbereich von 450 bis 2500 nm ab und ist somit in der Lage, das elektromagnetische Spektrum vom sichtbaren Licht bis hin zum mittleren Infrarot vollständig registrieren und speichern zu können (HYVISTA 2012; BRUNN 2006). Das Aufnahmeprinzip des HyMap-Scanners basiert auf dem eines optomechanischen Abtasters, welcher die Erdoberfläche Pixel für Pixel mit der Vorwärtsbewegung des Flugzeuges zeilenweise abtastet (BRUNN 2006; LÖFFLER 1994). Die dabei aufgenommene Strahlung wird über 4 Spektrometer verteilt und in jeweils 32 Kanälen gespeichert (HYVISTA 2012). Die spektrale Konfiguration des HyMap-Sensors wird folgend in Tabelle 3 detailliert dargestellt.

Spektrometer	Spektralbereich
VIS	0.45 – 0.89 μm
NIR	0.89 – 1.35 μm
SWIR1	1.40 – 1.80 μm
SWIR2	1.95 – 2.48 μm

Tab.1: Die spektrale Konfiguration des HyMap-Sensors (HYVISTA 2012).

Das Wetter, zum Zeitpunkt der Befliegungen, war wolkenlos und sonnig (DWD 2003; BRUNN 2006). Die Wetterbedingungen können daher als optimal charakterisiert werden.

Die Flughöhe betrug bei den Befliegungskampagnen zwischen 2100 und 2500 m über Normalhöhennull, was wiederum einer Bodenauflösung von ca. 5 x 5 m je Pixel entspricht. Zusammenfassend lassen sich für die HyMap-Befliegungskampagnen folgende Parameter festhalten:

Befliegungskampagnen	MINEO - 2000	HyEurope - 2003
Datum	24. August 2000	15. Juli 2003
Anzahl der Streifen	7	5
Anzahl der Spektralkanäle	126	126
spektrale Abdeckung [μm]	0.45 – 2.48	0.45 – 2.48
Aufnahmehöhe (GPS) [m]	ca. 2164	ca. 2422
Fluggeschwindigkeit [m/s]	ca. 79.75	ca. 83
tatsächliche räumliche Auflösung [m]	5.41 x 4.33	6.06 x 5.08
räumliche Auflösung (resampled) [m]	5 x 5	5 x 5

Tab.2: Zusammenfassung der Befliegungsparameter für die MINEO und HyEurope Befliegungskampagnen der Jahre 2000 und 2003 (nach BRUNN 2006; VOSEN et al. 2005).

Unter Berücksichtigung saisonaler Reflexionsunterschiede, liegen mit den gewählten Aufnahmezeitpunkten der Daten ideale Voraussetzungen für eine präzise Erfassung von Vegetationsflächen vor. Durch eine Datenerhebung innerhalb der Vegetationsperiode können unstetige Reflexionseigenschaften, bspw. durch Laubfärbung und –fall, somit für die gewählten Aufnahmezeiträume ausgeschlossen werden. Hinsichtlich der multitemporalen Analyse handelt es sich bei den Erhebungen der Datenreihen um fast identische Aufnahmezeiträume innerhalb derselben Jahreszeit (Abweichung = 1 Monat). Entsprechend können phänologische Inkonsistenzen innerhalb der Aufnahmen ebenfalls mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

6.2 Referenzdaten

Die wichtigsten Referenzinformationen bildeten im Rahmen dieser Arbeit die vorliegenden Biotoptypenkartierungen der Jahre 2000 und 2003, welche das gesamte Untersuchungsgebiet abdecken. Diese dienen u.a. der manuellen Ableitung von Endmembern und zur Genauigkeitsanaylse der spektralen Entmischung.

Beide Kartierungen erfolgten im Maßstab 1:5000 auf Basis aktueller DGK 5 Rasterdaten. Die Durchführung der flächendeckenden Biotoptypenkartierung wurde jeweils durch das Institut für Landschaftsentwicklung und Stadtplanung (ILS) im Auftrag der RAG-Deutsche Steinkohle AG realisiert (BRUNN, 2006).

Die Kartierung der realen Vegetation erfolgte für beide Biotoptypenkarterungen nach einem modifizierten Biotoptypenschlüssel der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW. Dieser Biotoptypenschlüssel untergliedert sich in insgesamt 19 Struktureinheiten, welche sich wiederum aus 337 Nutzungs- und Biotoptypen zusammensetzen (ILS 1996; BRUNN 2006).

Folgende Struktureinheiten werden dabei unterschieden:

- Biotope in Waldgebieten,
- Kleingehölze,
- Moore, Sümpfe,
- Heiden, Trockenrasen,
- Wirtschaftsgrünland und Brachen,
- Gewässer,
- anthropogene Biotope,
- Gesteinsbiotop ,
- Landwirtschaftlich genutzte Flächen,
- sowie 10 Struktureinheiten zur detaillierten Kartierung anthropogener Nutzungstypen (ILS 1996).

Für eine detaillierte Erläuterung des Begriffs „Biotop(typ)“ wird an dieser Stelle auf die vertiefende Literatur von POTT (1996) verwiesen.

6.3 Weitere Daten

Neben den genannten Daten fanden weiterhin Verwendung:

- Ein Vektordatensatz des Untersuchungsgebietes zur Generierung eines räumlichen Subsets.
- Eine topographische Karte im Maßstab 1:25000 (TK 25) zur Orientierung und graphischen Darstellung des Untersuchungsgebietes.

Die aufgeführten Datensätze wurden dabei aus frei verfügbaren Geowebdiensten gewonnen.

6.4 Software

Zur Verarbeitung der Daten und zur Bearbeitung der Fragestellung fand sowohl eine Fernerkundungs- als auch GIS-Software Verwendung.

Für die Verarbeitung der Rasterdaten (Datenintegration, Präprozessierung, Klassifikation und Genauigkeitsanalyse) wurde auf das Programm ENVI/IDL (Environment for Visualizing Images) in der Version 4.8 zurückgegriffen. Hierbei handelt es sich um ein Programm, welches speziell zur hyperspektralen Datenverarbeitung entwickelt wurde. Im Rahmen dieser Arbeit umfasste das Programm alle erforderlichen Werkzeuge und Analyseverfahren zur Verarbeitung der hyperspektralen Daten und zur Bearbeitung der Fragestellung.

Für die Evaluation der Ergebnisse (Change Detection) sowie zur statistischen Auswertung der Bestandsentwicklungen/-veränderungen wurde auf die Software ArcGIS 10 mit der Programmerweiterung V-LATE (Vector-based Landscape Analysis Tools Extension) zurückgegriffen.

7. PRÄPROZESSIERUNG

Die Vorverarbeitung der Daten stellt den ersten wichtigen Schritt innerhalb der Prozessierungskette zur Veränderungsanalyse dar. Ziel ist dabei eine Korrektur geometrischer und spektraler Fehler um die Daten für folgende Verarbeitungsschritte nutzbar und miteinander vergleichbar zu machen. Gerade im Kontext einer multitemporalen Veränderungsanalyse und der damit verbundenen Gegenüberstellung unterschiedlicher Daten, stellt dieser Arbeitsschritt damit eine notwendige Bedingung dar, mit dessen Qualität die Güte der späteren Datenanalyse steht oder fällt.

Um die in der Arbeit genutzten Luftbilddaten in einen nutzbaren und geeigneten Zustand zu bringen, sind die 4 aufeinander folgenden Schritte erforderlich:

1. Geometrische Korrektur
2. Atmosphärenkorrektur
3. Räumliches Subset
4. Ausmaskierung fehlerhafter Kanäle

7.1 Geometrische Korrektur

Unter dem Vorgang der geometrischen Korrektur (Georeferenzierung) ist eine Koordinatenvergabe zu verstehen, welche den jeweiligen Daten und Informationen einen Raumbezug geben soll (BARTELME 2005). Im Rahmen dieser Arbeit lag das primäre Ziel der Georeferenzierung darin begründet, die verwendeten HyMap-Datensätze miteinander vergleichbar zu machen.

Zur Realisierung einer repräsentativen Veränderungsanalyse spielt die absolute und relative Deckungsgleichheit zwischen den multitemporalen Daten eine entscheidende Rolle. Die Qualität dieses Vorganges ist für die weitere Verarbeitung dementsprechend von großer Bedeutung, da eine fehlerhafte bzw. ungenaue Georeferenzierung der Daten zu verfälschten Ergebnissen innerhalb der Änderungsdetektion führen kann.

Die geometrische Korrektur der verwendeten HyMap- Datensätze erfolgte auf Grundlage der Software ParGe (PARAmetric GEocoding). Dabei handelt es sich um eine Software, welche speziell für flugzeuggetragene Sensoren entwickelt und für das HyMap-Spektrometer optimiert wurde. Im Gegensatz zu herkömmlichen Georeferenzierungsverfahren (z.B. der polynomialen Transformation) ermöglicht ParGE eine gezielte

Berücksichtigung atmosphärischer Turbulenzen innerhalb der Flugbahn (Roll-, Nick-, Dreh- und Gierbewegungen) und schafft damit einen Lösungsansatz zur Korrektur der draus resultierenden Bildfehler (BRUNN 2006). Folglich werden die einzelnen Datensätze mittels ParGe sowohl einer Georeferenz (Referenzkoordinatensystem) zugewiesen als auch geometrisch entzerrt. Dies wiederum schafft eine Situation, in welcher die -für die Änderungsdetektion zwingend erforderliche- pixelgenaue Deckungsgleichheit zwischen den multitemporalen Daten realisiert werden kann.

Für die Umsetzung der geometrischen Korrektur sind verschiedene Referenzinformationen erforderlich. Zu diesen zählen Geländemodelle sowie GPS-basierte Flugparameter, welche die Position und Lage des Sensors zum Zeitpunkt der Aufnahme beschreiben. Auf Basis dieser Informationen ermöglicht ParGe eine hochgenaue Rekonstruktion der Aufnahmegeometrie für jeden einzelnen Bildpunkt und schafft damit eine präzise Georeferenzierung, deren Genauigkeit sich auf Subpixelniveau bewegt (SCHLÄPFER et al. 2012; BRUNN 2006). Nähere Erläuterungen zur Software ParGe finden sich bei SCHLÄPFER et al. (2012).

Für die in der Arbeit genutzten HyMap-Datensätze erfolgte die Georeferenzierung durch die DSK-Deutsche Steinkohle AG (Datensatz von 2000) und durch das DLR-Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (Datensatz von 2003), jeweils unter Verwendung der Software ParGe (BRUNN 2006; VOSEN et al. 2005).

Ungeachtet dessen wurde die Deckungsgleichheit der genutzten HyMap-Datensätze nochmals überprüft. Der Arbeitsschritt erfolgt dazu unter ENVI/IDL mittels Zwei-Viewer-Methode. Hierfür wurden die Datensätze der Jahre 2000 und 2003 in separaten Viewern geöffnet und über die Funktion „Geographic Link“ geographisch miteinander verlinkt. Um die Deckungsgleichheit der HyMap-Datensätze zu evaluieren, wurden anschließend mehrere eindeutig identifizierbare Objekte innerhalb der Szenen miteinander verglichen. Hierbei wurden vorrangig markante Objekte wie Straßen, Gebäude und Kreuzungen gewählt, deren Lage sich gleichmäßig über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilte. Die visuelle Beurteilung der Lagegenauigkeiten ergab dabei eine geeignete Deckungsgleichheit bzw. Übereinstimmung für die HyMap-Datensätze.

7.2 Atmosphärenkorrektur

Die Aufnahme von Informationen mittels Hyperspektralsensoren kann durch die vielfältigen Wechselwirkungen innerhalb der Atmosphäre beeinflusst werden. Als maßgebliche Ursache sind dabei atmosphärische Gase zu nennen, welche die vom Boden reflektierte Strahlung auf dem Weg zum Sensor absorbieren, transmittieren oder streuen können.

Der reflektierte Anteil der Strahlung kann somit in seiner Intensität und Zusammensetzung beeinflusst werden, was wiederum zu verfälschten Signalen am HyMap-Sensor und damit zu einem spektralen Informationsverlust führen kann. Wie und in welcher Form diese Störeinflüsse auftreten, hängt dabei maßgeblich von der Zusammensetzung der Atmosphäre ab. Je nach Konfiguration ihrer veränderlichen Anteile (z.B. CO₂, O₃ oder Wasserdampf) kann dieser Einfluss daher stark variieren (WUNDERLE 1999). Um im Kontext der Veränderungsanalyse dennoch eine Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten zu gewährleisten und dabei die spektralen Informationen in den Datensätzen zu erhalten, ist eine Korrektur der atmosphärischen Einflüsse in allen verwendeten Aufnahmen erforderlich (BRUNN 2006; SCHLÄPFER et al. 2012; FRANK 2008).

Für die im Rahmen dieser Ausarbeitung genutzten Daten erfolgte die Korrektur der aufgetretenen Atmosphäreinflüsse jeweils unter Anwendung des ATCOR 4 (Atmospheric Correction for Flat und Rugged Terrain) Strahlungstransportmodells. Hierbei handelt es sich um ein komplexes Verfahren, welches speziell für die atmosphärischen Gegebenheiten in Aufnahmehöhen flugzeuggetragener Sensoren entwickelt bzw. angepasst wurde. Grundlage bildet dabei das atmosphärische transmissions-Modell MODTRAN 4 (MODerate resolution atmospheric TRANsmission), welches eine Modellierung der Absorptions-, Transmissions- oder Streuungseffekte beim Strahlungstransport zwischen Oberfläche und Sensor ermöglicht. Dies wiederum schafft im Ergebnis die Grundlage zur Umrechnung bzw. Korrektur der aufgezeichneten Strahlungswerte in einer Aufnahme.

Durch die Verwendung digitaler Geländemodelle berücksichtigt ATCOR 4, neben den atmosphärischen Einflüssen, eine Reihe weiterer reflexionsbeeinflussender Faktoren. Zu diesen zählen reliefbedingte Strahlungseinflüsse auf dem beobachteten Bildpunkt sowie reliefbedingte Strahlungseinflüsse auf den Sensor (BRUNN 2006; RICHTER et al. 2008; DLR 2012; SCHLÄPFER et al. 2012). Durch die Berücksichtigung der genannten Strahlungskomponenten ermöglicht die Anwendung des ATCOR 4- Modells folglich, neben der Korrektur atmosphärischer Einflüsse, eine Normalisierung topografischer Effekte und Beleuchtungsunterschiede. Weiterführende Informationen zu ATCOR 4 finden sich dazu bei BRUNN (2006).

Die Atmosphärenkorrektur der genutzten HyMap-Daten wurde bereits durch die Datenlieferanten realisiert. Im Datensatz von 2000 erfolgte die Umsetzung der Atmosphärenkorrektur durch die DSK. Der HyMap-Datensatz von 2003 wurde von der DLR atmosphärenkorrigiert (BRUNN 2006; VOSEN et al. 2005).

7.3 Räumliches Subset

Auf Grundlage der atmosphärisch und geometrisch korrigierten Datensätze, folgte im 3. Schritt der Vorverarbeitung eine räumliche Reduktion der gesamten Datenmenge auf den Umfang des Untersuchungsgebietes. Ziel war jeweils die gezielte Extraktion des Untersuchungsgebietes als eine Teilmenge der ursprünglichen Szene. Aufgrund der reduzierten Datenmenge vereinfacht dies die weitere Handhabung der Daten und verringert signifikant die Bearbeitungszeit noch folgender Verarbeitungsschritte.

Zur Umsetzung wurde die Funktion „Subset Data via ROI's“ unter ENVI/IDL genutzt. Um dabei für die Szenen der Jahre 2000 und 2003 identische Subsets zu generieren, wurde ein Vektordatensatz herangezogen, welcher die Dimensionierung des Untersuchungsgebietes und damit die Grenzen der auszuschneidenden Bereiche definiert (siehe Abb. 2). Der erforderliche Datensatz wurde dazu aus dem frei verfügbaren Geowebdienst des LANUV NRW bezogen. Im Ergebnis besitzt das Untersuchungsgebiet damit die Dimensionierung des Natura 2000- Gebietes Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald (DE-4407-301).

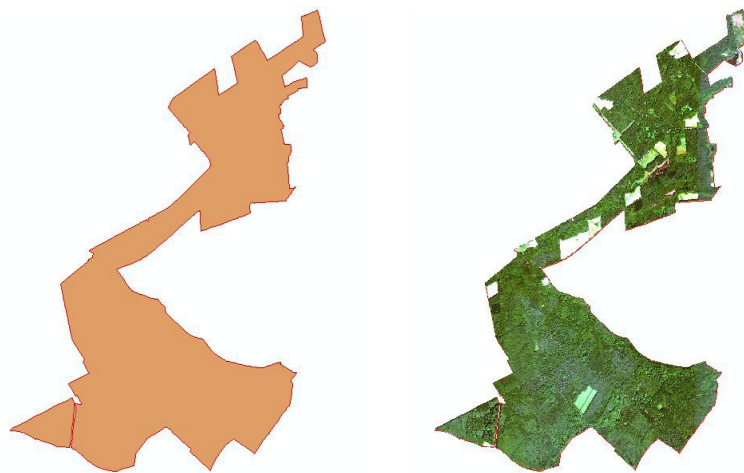


Abb.2: li. Vektordatensatz zur Ausmaskierung nicht relevanter Bildausschnitte; re.räumliches Subset des Untersuchungsgebietes. (Quellen: Vektordaten (links): GEOBASIS.NRW; HyMap Szene (rechts): RAG DEUTSCHE STEINKOHLE AG)

7.4 Ausmaskierung fehlerhafter Kanäle

Der letzte Schritt der Vorverarbeitung diente zur Beseitigung fehlerhafter Kanäle. Als Ursachen sind hierbei atmosphärische Einflüsse, welche innerhalb der Atmosphärenkorrektur nicht entfernt werden konnten, sowie Störungen innerhalb der Sensorik zu nennen.

Beide Faktoren können dabei ein sichtbares Rauschen und/ oder extreme Reflexionswerte in den Kanälen verursachen, welche wiederum zu Ungenauigkeiten innerhalb der Veränderungsanalyse führen. Es ist daher von Bedeutung, diese Kanäle von den nachfolgenden Verarbeitungsschritten auszuschließen, um so eine Verfälschung der Analyseergebnisse zu vermeiden (FRANK 2008).

Die Identifikation der fehlerhaften Kanäle erfolgte über eine Analyse des Signal-to-Noise Ratio (SNR) innerhalb der Kanalstatistiken sowie über eine visuelle Prüfung der Spektralkanäle im Viewer.

Die Untersuchung der Datensätze ergab in beiden Szenen sowohl ein sichtbares Rauschen als auch extreme Minima- und Maxima-Werte innerhalb der Kanalstatistik. In der HyMap-Szene von 2000 fanden sich so insgesamt 18 fehlerhafte Kanäle. Die verrauschten Kanäle lagen im Wellenlängenbereich des sichtbaren Lichts (Kanal 1-5) sowie des kurzwelligen Infrarots (Kanal 121 – 126). Innerhalb der Kanalstatistik fanden sich weitere 8 Kanälen mit extremen Reflektanzwerten. Diese lagen in den Übergangsbereichen der 4 Spektrometermodule. Nach FRANK (2008) entstehen diese Störungen durch eine Überlappung der Spektralkanäle, da diese in den Übergangsbereichen der Spektrometer zu Kalibrierungszwecken doppelt belegt werden.

In der HyMap-Szene von 2003 konnten insgesamt 8 Kanäle als fehlerhaft identifiziert werden. Diese wiesen ein sichtbares Rauschen im Bereich des sichtbaren Lichts und des kurzwelligen Infrarots sowie extreme Reflektanzwerte innerhalb der Kanalstatistik auf.

Um die fehlerhaften Kanäle dauerhaft von der weiteren Verarbeitung auszuschließen, wurde die „Bad Bands List“ Funktion unter ENVI/IDL genutzt.

8. METHODIK

Das folgende Kapitel dient einer ausführlichen Darstellung, Begründung und Anwendung der genutzten Verfahrensstrategie und baut damit auf dem in Kapitel 4 vorgestellten Lösungsansatz auf. Neben den Indikatoren werden die genutzten Verfahren zur Auswertung der hyperspektralen Fernerkundungsdaten vorgestellt und deren explizite Anwendung beschrieben.

8.1 Wahl der Indikatoren

Die Indikatorenwahl folgt den Vorschlägen des EU-Projektes EON2000+. Wie in Kapitel 3.6 beschrieben, handelt es sich dabei um standardisierte Biodiversitätsindikatoren, welche für eine effiziente, allgemeingültige und reproduzierbare Umsetzung der FFH-Monitoringpflicht entwickelt wurden. Da über die aktive Implementierung eine Eignung der Indikatoren nachgewiesen werden konnte (FERNÁNDEZ et al. 2003, SELL 2006), werden diese ohne weitere Änderungen übernommen. Somit wird lediglich ein Set aus den bereits erprobten EON2000+ -Indikatoren, zur Evaluierung der Unterschutzstellung, zusammengestellt. Bevor jedoch diese Auswahl getroffen werden kann, ist es erforderlich zu betrachten, was und warum etwas geschützt werden muss. NOSS (1990) bezeichnet dies als den ersten wichtigen Schritt innerhalb der Indikatorenauswahl. Neben der Wahl eines effizienten und nutzbaren Indikators soll dies darüber hinaus den inhaltlichen Bezug zwischen Indikator und Schutzgegenstand sicherstellen (SAUBERER et al. 2004).

Für die Wahl der Indikatoren werden im Rahmen der Arbeit 4 Kriterien berücksichtigt:

1. die zu verwendende **Maßstabsebene**
2. die **biogeografische Region**
3. das Inventar schützenswerter **Lebensraumtypen**
4. die formulierten **Schutzziele/Maßnahmen** zur Ableitung spezifischer Fragen

8.1.1 Maßstabsebene

Der vom HABITATS COMMITTEE (2005) ausgearbeitete Monitoringrahmen fordert eine Umweltbeobachtung auf mehreren Ebenen. Entsprechend dem, durch die EU-Kommission veröffentlichtem Leitfaden zum Monitoring gemäß Art.11 FFH-RL, sind Umweltbeobachtungen auf 2 Ebenen durchzuführen (SPERLE 2007): die Ebene der Natura 2000 Gebiete und die Ebene der Mitgliedsstaaten. Zusammenfassend werden damit 2 Verpflichtungen ausgesprochen. Zum einen das zyklische Monitoring in Natura 2000-Gebieten und zum anderen das zyklische Monitoring außerhalb von Natura 2000-Gebieten.

Dies wiederum soll eine flächendeckende Bewertung des generellen Erhaltungszustandes von Flora, Fauna und Habitaten ermöglichen (SPERLE 2007). Da durch die Kommission keine pauschalen Beschränkungen formuliert wurden, ist der explizite Maßstab innerhalb der konzeptionellen Umsetzung frei wählbar. Wie bereits in Kapitel 3.6 beschrieben, führen jedoch diese fehlenden Beschränkungen zu Problemen in einer länderübergreifenden Datennutzung. Als Beispiel sei hier die fehlende statistische Vergleichbarkeit genannt. Da es sich bei Natura 2000-Gebieten jedoch um ein länderübergreifendes Netz kohärenter Schutzgebiete handelt, ist eine uneingeschränkte Datennutzung von essentieller Bedeutung.

Das EU-Projekt EON2000+ versuchte hier einen Kompromiss zwischen verschiedenen Maßstabsebenen zu finden. Ziel war eine ausgeglichene Nutzung unterschiedlicher Skalenbereiche zum Monitoring und Management von FFH-Schutzgebieten. Im Ergebnis umfassen die entwickelten Indikatoren eine Reihe von Skalen, welche sowohl die großmaßstäbliche als auch kleinmaßstäbliche Kartierung beinhalten. Jeder Indikator wurde hierzu, je nach Anwendungskontext und Schutzgegenstand, für einen spezifischen Maßstabsbereich konzipiert. Ausschlaggebend waren dabei die Charakteristik des Schutzgegenstandes (Lebensraumtyp, geographische Lage und Problematik) und die Schutzgebietsgröße (SEJALON 2002). Im Rahmen dieser Arbeit richtet sich die explizite Wahl der zu verwendenden Maßstabsebenen daher nach den Empfehlungen des EU-Projektes EON2000+. Entsprechend dem Schutzgegenstand, in Form eines einzelnen Natura 2000 Schutzgebietes, werden daher ausschließlich Indikatoren auf Ebene lokaler bzw. einzelner Natura 2000 Gebiete berücksichtigt.

8.1.2 Biogeographische Regionen

Neben dem Kriterium vertretbarer Anwendungsmaßstäbe, ist es erforderlich, bei der Auswahl von Indikatoren die biogeografische Region des Untersuchungsgebietes zu berücksichtigen. Mit biogeografischer Region sind dabei Lebensräume gemeint, welche sich durch eine charakteristische Mischung aus Vegetation, Klima und Geologie auszeichnen (BFN 2010). Vereinfacht ausgedrückt handelt es sich somit um Regionen mit klimatypischem Bestand. Diese raumspezifischen Unterschiede wurden bei der Entwicklung der EON2000+ -Indikatoren berücksichtigt. Hierzu wurden 5 der 9 biogeografischen Regionen innerhalb der europäischen Union aufgegriffen. Zu diesen zählen atlantische, boreale, alpine, kontinentale und mediterrane Regionen.

Wie in Kapitel 5.2 beschrieben, befindet sich das Untersuchungsgebiet mit seiner geographischen Lage in einem Übergangsbereich zwischen einem atlantisch und kontinental geprägten Klima.

Die potentiell natürliche Flora des Schutzgebietes weist dabei eine klimatypische Charakteristik beider biogeografischer Regionen auf. So wäre als Beispiel für das atlantische Klima *Fagus sylvatica* (Rotbuche) und als ein Vertreter des kontinentalen Klimas *Quercus robur* (Stieleiche) zu nennen. Entsprechend dieser heterogenen klimatischen Verhältnisse werden für das Untersuchungsgebiet Indikatoren der biogeographischen Regionen „atlantisch“ und „kontinental“ berücksichtigt. Es sei an dieser Stelle aber festgehalten, dass sich die EON2000+ -Indikatoren nichtsdestotrotz auf Gebiete anderer biogeographischer Regionen übertragen lassen. Somit ist die biogeographische Region nicht als verbindliches Kriterium zu werten (SELL 2006). Sie liefert jedoch einen wichtigen Anhaltspunkt zur Auswahl geeigneter Indikatoren und trägt zu einer Harmonisierung der Methodik bei.

8.1.3 Lebensraumtypen

Kriterium Nr.3 bildet das vorhandene Inventar schützenswerter Lebensraumtypen. Dieser Punkt definiert den Schutzgegenstand, welchen es zu analysieren und zu bewerten gilt. Im Rahmen dieser Arbeit handelt es sich dabei um potentielle Anhang I- Habitate.

Das Untersuchungsgebiet Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald ist durch drei unterschiedliche Gruppen von Habitaten gekennzeichnet. Zu diesen zählen: Gewässer, Heide und Niederwälder sowie Wälder und Forsten (siehe Kapitel 5.5).

Die Ausstattung mit Lebensraumtypen nach Anhang I der Richtlinie 92/42/EWG (FFH-RL) definiert sich für das Untersuchungsgebiet dabei wie folgt:

CODE	Lebensraumtypen
3260	Fließgewässer mit Unterwasservegetation
9110	Hainsimsen-Buchenwald
9160	Stieleichen-Hainbuchenwald
9190	Eichenwälder auf Sandebenen
3130	Nährstoffärmere basenarme Stillgewässer
91D0	Moorwälder
4030	Trockene Heiden
91E0	Erlen-Eschen- und Weichholzaunenwälder

Tab.3: Anhang I Lebensraumtypen im Untersuchungsgebiet.

Entsprechend dieser naturräumlichen Ausstattung orientiert sich die Auswahl der Biodiversitätsindikatoren an einer Nutzung auf lokaler Habitat-Ebene. Die Charakteristik der gewählten Indikatoren muss dabei den Lebensraumtypen des Untersuchungsgebietes entsprechen.

8.1.4 Schutzziele/ Maßnahmen

Das letzte Kriterium zur Auswahl der Biodiversitätsindikatoren bilden die, durch das LANUV NRW (2010c) formulierten, Schutzziele und Maßnahmen.

Die Güte und Bedeutung des Untersuchungsgebietes wird nach dem Standarddatenbogen des LANUV wie folgt definiert: „Großflächige, gut ausgeprägte bodensaure Buchen-, Eichen-, Hainbuchen- und Auenwälder mit naturnahen Sandbächen, die Lebensräume für das Bachneunauge darstellen“(LANUV NRW 2010c, 1).

Großflächige zusammenhängende Waldhabitats bilden hierbei den ersten Schutzgegenstand. Im Untersuchungsgebiet umfassen diese den Hauptteil der Vegetation. Die Waldhabitats setzen sich aus den Lebensraumtypen Hainsimsen-Buchenwald (9110), Stieleichen-Hainbuchenwälder (9160), Eichenwälder auf Sandebenen (9190), Moorwälder (91D0) sowie Erlen-Eschenwälder und Weichholzaunenwälder (91E0) zusammen (LANUV NRW 2010c).

Das erklärte Ziel für diese Lebensraumtypen ist der Erhalt und die Entwicklung naturnaher Waldbestände mit einer standorttypischen Vegetation. Aus diesen Zielen leiten sich wiederum strategische und operative Maßnahmen ab. Die folgende Zusammenfassung definiert die zentralen Schutzziele/Maßnahmen:

1. Der Erhalt natürlicher Waldgesellschaften durch keine oder nur eine naturnahe Bewirtschaftung der Habitats.
2. Eine Waldbewirtschaftung muss auf die Förderung verschiedener Altersstadien ausgerichtet sein.
3. Eine Naturverjüngung aus standorttypischen Arten ist zu fördern.
4. Die natürliche Sukzession auf potenziellen Habitatflächen ist im Sinne natürlicher Entwicklungsstadien zu fördern (LANUV NRW 2010c).

Für die Wahl der Indikatoren liefern diese Schutzziele/Maßnahmen damit verschiedene Ansätze. So wäre der Erhalt natürlicher Waldgesellschaften über eine Bestandserfassung des vorhandenen Inventars bewertbar. Die natürliche Sukzession und Naturverjüngung der Waldhabitats könnte innerhalb einer Zeitreihenanalyse über die räumliche Verteilung der jeweiligen Lebensraumtypen bzw. deren Spezies nachvollzogen werden.

Den zweiten Schutzgegenstand bilden trockene Heidegebiete (4030). Das Schutzziel ist hierbei der Erhalt bzw. die Wiederherstellung der ursprünglichen Kulturlandschaft.

Die in LANUV NRW (2010c) formulierten Maßnahmen umfassen dazu folgende Punkte:

1. Erhalt der Heideflächen durch eine extensive landwirtschaftliche Nutzung.
2. Eine ausschließliche Förderung der potentiell natürlichen Vegetation.
3. Die Sicherung landwirtschaftlicher Pufferzonen zum Schutz vor Eutrophierung (LANUV NRW 2010c).

Hinsichtlich der Indikatorenwahl ergeben sich daraus mehrere Ansätze. Wie schon bei den Waldhabitaten wäre der Erhalt der Heideflächen über eine Bestandserfassung des vorhandenen Inventars bewertbar. Weiterhin könnte über die Erfassung landwirtschaftlich genutzter Flächen der Verlust oder Gewinn von Pufferzonen evaluiert werden.

Den dritten und letzten Schutzgegenstand bilden Oberflächengewässer. Das Untersuchungsgebiet umfasst in diesem Zusammenhang die Lebensraumtypen Fließgewässer mit Unterwasservegetation (3260) und Nährstoffarme basenarme Stillgewässer (3130). Die erklärten Schutzziele/Maßnahmen dienen der Erhaltung naturnaher Gewässerstrukturen und einer natürlichen Fließgewässerdynamik. Ein Indiz für eine Verschlechterung wäre z.B. anthropogene Eingriffe in Form von Begradigungen, Dammbau oder Brücken. Als ein Indikator, zur Bewertung des potentiell natürlichen Gewässerzustandes, wäre daher eine Erfassung der Verbreitungsstruktur oder des Flächenanteils geeignet.

Abschließend werden die 4 diskutierten Kriterien und die daraus gewonnen Erkenntnisse der Indikatorenauswahl zugrunde gelegt.

8.1.5 Das Indikatorenset

Wie bereits in Kapitel 3.6 beschrieben, brachte das EU-Projekt EON2000+ ein umfangreiches Set an Indikatoren, zur Bewertung von FFH-Schutzgebieten, hervor. Auf eine explizite Zusammenstellung jener Indikatoren wird an dieser Stelle jedoch verzichtet und stattdessen auf die gegebene Literatur verwiesen (z.B. ESTREGUIL et al. 2004; SEJALON 2002). Die weitere Vorgehensweise beschränkt sich daher unmittelbar auf die, anhand der diskutierten Kriterien, ausgewählten Biodiversitätsindikatoren und deren Charakteristik. Folgend wird nun das zu nutzende Indikatorenset vorgestellt und beschrieben.

Für das Untersuchungsgebiet „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“ werden insgesamt 2 Biodiversitätsindikatoren verwendet. Die Auswahl erfolgt auf Basis der diskutierten Ansprüche und Auswahlkriterien (siehe Kapitel 8.1.1 - 8.1.4). Jeder Indikator wurde daher entsprechend seinem Nutzen und seiner Charakteristik passend zum Untersuchungsgebiet gewählt.

Um hierbei die Zweckmäßigkeit und die statistische Vergleichbarkeit der Indikatoren zu gewährleisten werden diese unverändert übernommen.

Die folgenden Erklärungen zu den verwendeten Indikatoren bauen auf den Ergebnissen von SELL (2006) und ESTREGUIL et al. (2004) auf. Sie sollen eine Beschreibung der Anwendungsmethodik geben, Darstellungsmöglichkeiten erläutern und die Relevanz im Sinne der FFH definieren.

Indikator I:

Indikatorname: Zustand von Waldhabitaten
Beschreibung: Der Indikator dient einer Zustandsbeschreibung von Waldhabitaten innerhalb eines Natura 2000-Gebietes. Entsprechend dient der Indikator einer Analyse auf lokaler bzw. Habitat-Ebene (ESTREGUIL et al. 2004). Es „werden Zustand und Inventar der Habitattfläche (und ihre Veränderungen) analysiert. [...] Anzahl und Fläche werden mit der Schutzgebietsfläche verglichen. Die Distanz zur nächsten Waldfläche misst die Isolation der Waldflächen“ (SELL 2006: 151). Ergänzend wird der Indikator um ein Zerschneidungsmaß erweitert, um so die Habitatfragmentierung evaluieren zu können. Die Maßeinheiten des Indikators sind jeweils Hektar (Flächenmaß) und Meter (Distanzmaß). Weiterhin ermöglicht eine multitemporale Nutzung des Indikators die Erfassung von Entwicklungstrends. Dies schafft die Grundlage zur qualitativen und quantitativen Beurteilung von Veränderungen (positiv oder negativ) (SELL 2006; ESTREGUIL et al. 2004).
Zu beantwortende Fragen: <ul style="list-style-type: none">• Wie hoch ist die Anzahl natürlicher Waldstücke im Untersuchungsgebiet?• Hat sich der Flächenanteil dieser Waldstücke im Laufe der Zeit verändert?• Wie groß ist der räumliche Abstand zwischen Waldbeständen?• Hat sich der Abstand zwischen den Waldbeständen im Laufe der Zeit verändert (SELL 2006; ESTREGUIL et al. 2004)?• Wie stark ist die Zerschneidung bzw. Fragmentierung der Waldflächen?• Wie verändert sich die Fragmentierung im Laufe der Zeit?
Relevanz: Der Indikator ermöglicht eine Registrierung von Veränderungen großer Waldgebiete. Dies schafft die Grundlage zur Bewertung der Entwicklung potentieller Habitats nach Anhang I der FFH- Richtlinie. Eine multitemporale Analyse ermöglicht darüber hinaus die Evaluierung von Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsplänen. Damit bietet der Indikator ein geeignetes Instrument zum Management von FFH-Schutzgebieten (SELL 2006).

Methodik:

Die Indikatorberechnung erfolgt auf Ebene der Habitate. Als Flächeneinheit dient jeweils ein Natura 2000-Gebiet. Die Berechnung der erforderlichen Parameter erfolgt Pixelbasiert über die spektralen Merkmale der Waldklassen. Grundlage dazu bilden Luftbilddaten. Pflanzensoziologische Informationen werden dabei nicht erfasst. Die Visualisierung und Darstellung der Ergebnisse erfolgt mittels Diagramme und Statistiken sowie über Karten (SELL 2006, ESTREGUIL et al. 2004). Zur Identifikation objektspezifischer Reflexionsverhalten sind Ground Truth- Daten erforderlich. Darüber hinaus dienen diese zur Bewertung der Genauigkeit sowie zur Evaluation der Ergebnisse. Die statistische Analyse und Bewertung der Fragmentierung erfolgt über das Landschaftsanalyse-Werkzeug V-LATE.

Relevante Lebensraumtypen im Untersuchungsgebiet:

- Hainsimsen-Buchenwald (9110)
- Stieleichen-Hainbuchenwald (9160)
- Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen (9190)
- Moorwälder (91D0)
- Erlen-Eschen- und Weichholzaunenwälder (91E0)

Biogeographische Region: Kontinental

Indikator II:

Indikatorname: Potentielles FFH Inventar

Beschreibung:

Dieser Indikator beschreibt die räumliche Verteilung und Flächengröße der im Untersuchungsgebiet befindlichen Anhang-I-Habitate. Im Rahmen einer multitemporalen Nutzung ermöglicht dieser Indikator die Registrierung und Messung von Veränderungen. Diese werden in Form, Anzahl und Größe festgehalten. Die genutzte Maßeinheit des Indikators ist Hektar. Die Anwendung erfolgt auf lokaler Ebene für jeweils ein Natura 2000-Gebiet (SELL 2006, ESTREGUIL et al. 2004). Unter den EON2000+ Indikatoren bietet dieser Indikator damit eine essentielle Messgröße zur Change Detection (ESTREGUIL et al. 2004).

Zu beantwortende Fragen:

- Gibt es Veränderungen in den vorherrschenden Baumspezies?
- Wenn ja, wie verhält sich die prozentuale und absolute Flächenveränderung (Zuwachs oder Abnahme)?
- Gibt es Veränderungen in der Flächengröße vorhandener Anhang-I-Habitate?
- Wenn ja, geht von diesen Veränderungen eine Beeinträchtigung aus (SELL 2006; ESTREGUIL et al. 2004)?

Relevanz:

Der Indikator dient der Evaluierung von Schutzgebieten gemäß Art.11 FFH-RL.

Die Erfolgskontrolle umfasst dabei folgende Schutzziele:

Erhaltung der Lebensraumtypen (Flächenanteile dürfen nicht abnehmen)

Förderung der Lebensraumtypen durch naturnahe Waldbewirtschaftung (langfristig wird ein Flächenzuwachs angestrebt).

Durch die Darstellung und den Vergleich proportionaler Verteilungen dient dieser Indikator zur Detektion von Beeinträchtigungen (SELL 2006; ESTREGUIL et al. 2004).

Methodik:

Die Indikatorberechnung geschieht auf lokaler Ebene. Als Flächeneinheit dient jeweils ein Natura 2000-Gebiet. Die Erfassung der erforderlichen Parameter erfolgt auf Grundlage ihrer physikalischen Eigenschaften. Objekte werden daher über ihre spektrale Charakteristik unterschieden. Die Datengrundlage bilden multitemporale Luftbilddaten. Zur Interpretation der Ergebnisse und für die Evaluierung der Erfassungsgenauigkeit sind Ground Truth- Daten erforderlich. Die Visualisierung der gewonnen Information erfolgt über Statistiken, Diagramme und Karten (SELL 2006; ESTREGUIL et al. 2004).

Relevante Lebensraumtypen im Untersuchungsgebiet:

- Hainsimsen-Buchenwald (9110)
- Stieleichen-Hainbuchenwald (9160)
- Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen (9190)
- Nährstoffärmere basenarme Stillgewässer (3130)
- Moorwälder (91D0)
- Trockene Heiden (4030)
- Erlen-Eschen- und Weichholzauenwälder (91E0)

Biogeographische Region: Atlantisch/ Kontinental

Zusammenfassend lässt sich damit festhalten, dass die vorgestellten Indikatoren alle eingangs (Kapitel 8.1.1 bis 8.1.4) formulierten Anforderungen erfüllen. Es handelt sich bei allen Indikatoren um Bewertungsparameter auf Ebene der Lebensraumtypen deren Flächeneinheit jeweils durch ein Natura 2000-Gebiet definiert wird. Diese untersuchen die Zusammensetzung der Populationen, deren Funktionen und räumliche Verteilung (SELL 2006). Dabei werden spezifische Eigenschaften der Biodiversität beschrieben, welche eine Skizzierung des Zustandes und der Veränderungsdynamik ermöglichen. Im Ergebnis schafft dieses Indikatorenset damit eine Grundlage zur Erfassung von Erhaltungs- und Entwicklungszuständen in Natura 2000-Gebieten. Für den weiteren Verlauf dieser Arbeit liegen damit 2 zustandsbeschreibende Biodiversitätsindikatoren zur Umweltbeobachtungen (Monitoring) vor.

8.1.6 Auswahl relevanter Biotoptypen

Die Grundlage der Biodiversitätsindikatoren bilden verschiedene Parameter, deren Ableitung für die Messung und Beschreibung von Veränderungen zwingend erforderlich ist. Im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit setzen sich diese Parameter aus Biotoptypen zusammen, welche auf dem Biotoptypenschlüssel der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung NRW basieren. Innerhalb der angestrebten Subpixelklassifikation können diese Biotoptypen als zu ermittelnde bzw. abzuleitende Informationsklassen verstanden werden. Dabei wird jedoch auf eine Nutzung pflanzensoziologisch definierter Einheiten der potentiell natürlichen Vegetation (z.B. Eichen-Hainbuchenwald) verzichtet, da diese über die spektrale Variabilität nicht beschrieben werden können (SELL 2008). Hinsichtlich relevanter Vegetationsstrukturen beschränkt sich die Auswahl der Biotoptypen daher, zugunsten einer höheren Klassifikationsgenauigkeit, botanisch-taxonomisch auf Baumspezies. In der folgenden Tabelle werden die einzelnen, zur Evaluation der Vegetationsdynamik relevanten, Biotoptypen (Informationsklassen) genannt und hinsichtlich ihrer Codierung beschrieben:

Biotoptypcode	Biotoptypen
AA0	Buche (Fagus)
AB0	Eiche (Quercus)
AC0	Erle (Alnus)
AD0	Birke (Betula)
AF0	Pappel (Populus)
AJ0	Fichte (Picea)
AK0	Kiefer (Pinus)
AQ0	Hainbuche (Carpinus)
DA0	Heide (Calluna)
FA0	Stillgewässer
HA0	Acker
HC0	Grünland
GA0	Extensiv genutztes Ackerland

Tab.4: Zu klassifizierende Informationsklassen.

Zusammenfassend ergeben sich für das Untersuchungsgebiet damit 13 mittels Subpixelklassifikation zu klassifizierende Informationsklassen. Diese umfassen alle FFH-relevanten Bodenbedeckungen des Untersuchungsgebietes und ermöglichen damit eine Ableitung der zustandsbeschreibenden Biodiversitätsindikatoren. Einzige Ausnahme bildet der Biotoptyp „Fließgewässer, FM0“, auf dessen Kartierung zugunsten einer höheren Klassifikationsgenauigkeit verzichtet wurde. Grund ist hierbei die geringe räumliche Ausdehnung mäandrierender Fließgewässer, welche innerhalb der Luftbilddaufnahmen nicht

als homogene Landbedeckungen erfasst werden können. Insbesondere die gegebene Überdeckung von Baumkronen und Schatten verhindert hierbei die Registrierung einer spektral reinen und damit repräsentativen Spektralsignatur. Weiterhin wurden die zu klassifizierenden Informationsklassen um forst- und landwirtschaftliche Klassen ergänzt, um Landnutzungsveränderungen besser differenzieren und umgewandelte Flächen thematisch wie auch räumlich lokalisieren zu können.

8.2 Subpixelklassifikation zur Ableitung der Informationsklassen

LILLESAND&KIEFER (2003) beschreiben die Fernerkundung als eine Wissenschaft, welche versucht, über kontaktlose Messungen Informationen über Objekte und Phänomene zu erhalten. Satelliten- und Luftaufnahmen bilden wiederum diese Informationen ab. Je nach Untersuchungsgebiet und Sensorspezifikation können hierbei unterschiedlich viele Objekte oder Oberflächentypen abgebildet werden. Dies gilt sowohl für die gesamte Aufnahme als auch für jeden einzelnen Bildpunkt (KUCHEN 2004).

Für den Informationsgehalt solcher Messungen sind somit 2 Komponenten von zentraler Bedeutung: die Auflösung des Sensors und die Größe des Untersuchungsgegenstandes. Der Untersuchungsgegenstand beschreibt die räumliche Ausdehnung des zu erfassenden Raumes und seiner beinhalteten Objekte. Je nach Fragestellung kann es sich hierbei sowohl um kleinräumige als auch um großräumige Objekte handeln. Ob bzw. in welchem Umfang diese erfasst werden, hängt maßgeblich von der geometrischen Auflösung des Sensors ab. Die geometrische Auflösung bestimmt somit die Fähigkeit, benachbarte Objekte auch als solche identifizieren zu können. Je nach Auflösungsvermögen des Sensors können verschiedene Objekte daher als homogene oder heterogene Muster wahrgenommen werden (TURNER et al. 1989; CLASSEN 1987; VOB 2005).

Der im Rahmen dieser Arbeit genutzte HyMap-Datensatz besitzt ein geometrisches Auflösungsvermögen von 5 m x 5 m. Jeder Bildpunkt einer Aufnahme stellt folglich 25 m² der realen Erdoberfläche dar. Damit ist der Sensor in der Lage, räumliche Objekte ab einer Gesamtgröße von 25 m² als getrennte Einheiten darzustellen. Im Umkehrschluss hat dies zur Folge, dass räumliche Objekte kleiner 25 m² nicht differenziert erfasst werden können. Stattdessen repräsentieren diese Bildpunkte ein Mischsignal, bestehend aus verschiedenen Oberflächentypen. LÖFFLER (1994) bezeichnet diese Bildpunkte als Mischpixel. Mischpixel besitzen somit keine reine Spektralsignatur sondern vereinen die spektralen Informationen verschiedener Oberflächentypen.

Es ist jedoch davon auszugehen, dass in Schutzgebieten mit hoher Biodiversität nur wenige Flächen größer gleich 25m² über eine reine Spektralsignatur verfügen.

Als Beispiel kleinräumiger Strukturen seien hier gemischte Vegetationsbestände genannt. Die daraus resultierenden Mischpixeleffekte rufen wiederum Fehler in der Klassifikation hervor und wirken sich damit negativ auf die eindeutige Zuordnung von Oberflächentypen aus. Für die pixelbasierte Klassifikation und Analyse des Untersuchungsgebietes stellen Mischpixel daher eine potentielle Fehlerquelle hinsichtlich der Klassifikationsgenauigkeit dar (VOß 2005). Gerade im Kontext eines Monitoring spielt jedoch die eindeutige Zuordnung einer Informationsklasse, zur genauen Ermittlung ihres prozentualen Anteils, eine entscheidende Rolle.

Eine Lösung bietet hierbei die spektrale Entmischungsanalyse. Im Gegensatz zu traditionellen Klassifikationsverfahren (z.B. Maximum-Likelihood-Methode) handelt es sich bei der spektralen Entmischung um eine Subpixelanalyse. Diese basiert auf der Zerlegung eines Mischpixels in einzelne Komponenten zur anteiligen Erfassung der darin auftretenden Oberflächentypen. Informationsklassen werden somit nicht durch die Klassifikation von Bildpunkten gebildet, sondern durch eine Invertierung der Mischpixel in ihre einzelnen Komponenten (HILL 1998; AHMAD 2011; LOHMANN et al. 2001; FRANK 2008). Dies wiederum ermöglicht die genaue Erfassung der prozentualen Anteile aller Oberflächentypen, inkl. jener Objekte die kleiner als ein Bildpunkt sind.

Das Potential dieser Methodik wurde in verschiedenen Arbeiten nachgewiesen. Gerade im Kontext hyperspektraler Fernerkundungsdaten unterstellen KOOISTRA et al. (2009) und KÖRTH (2010) dem Verfahren dabei Potential.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde daher die spektrale Entmischung zur Ableitung zustandsbeschreibender Indikatoren aus hyperspektralen Fernerkundungsdaten verwendet. Neben der Abbildung raumstruktureller Veränderungen soll die Erfassung der prozentualen Oberflächenanteile den Aufbau einer präzisen und umfassenden Flächenstatistik ermöglichen.

Die folgenden Kapitel beschreiben die dafür genutzten Konzepte, Begriffe und Verfahren. Weiterhin werden die vorgestellten Verfahren zur Ableitung der Indikatoren angewendet und deren Genauigkeit evaluiert. Durch eine Generierung von Differenzbildern sollen abschließend Veränderungen detektiert werden. Neben der statistischen Auswertung werden diese zur Erzeugung von Veränderungskarten dienen.

Die 4 zentralen Schritte der genutzten Subpixelanalyse werden folgend in Abbildung 3 zusammenfassend dargestellt.

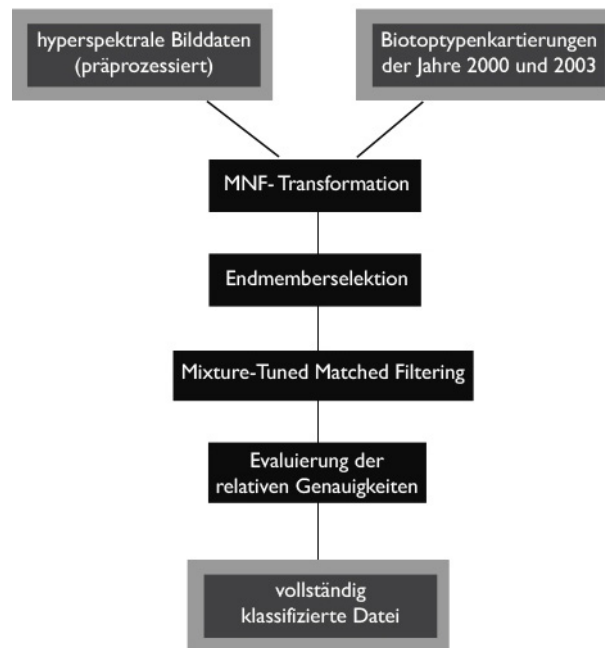


Abb.3: Ablaufdiagramm der Klassifikation (eigene Darstellung).

8.2.1 MNF Transformation

Bei dem verwendeten Aufnahmesystem handelt es sich um ein abbildendes Spektrometer, welches die von der Erdoberfläche reflektierte Sonnenstrahlung in einem Wellenlängenbereich von 450 nm bis 2500 nm erfassen kann. Diese Informationen wurden für die vorliegenden Luftbildaufnahmen in jeweils 126 eng aneinander liegenden Kanälen gespeichert. Aufgrund dieser hohen spektralen Abtastrate sind die darin enthaltenen Informationen jedoch zu einem Großteil korreliert (redundant) und für die weitere Verarbeitung damit nicht erforderlich. Es empfiehlt sich daher, die Informationen aller Aufnahmekanäle auf wenige aussagkräftige Kanäle zu verdichten. GREIWE (2006) und BRUNN (2006) sehen darin eine Voraussetzung zur erfolgreichen Anwendung der spektralen Entmischung.

Eine geeignete Möglichkeit zur Dekorrelation der hyperspektralen Daten bietet die Minimum Noise Fraction-Transformation (MNF). Bei der von GREEN et al. (1988) entwickelten Methode, handelt es sich um ein Verfahren zur Dekorrelation und Reduktion hyperspektraler Datensätze. Das Verfahren beruht dazu auf einer orthogonalen Transformation, welche sich aus einer 2-stufigen Hauptkomponententransformation (PCA) zusammensetzt (BRUNN 2006; FRANK 2008).

Die PCA wird dabei als ein statistisches Verfahren zur Bildung dimensionsreduzierender Faktoren (Hauptkomponenten) verstanden, welche die Ausgangsvariablen beschreiben

sollen. Jeder Faktor stellt hierbei eine Linearkombination der ursprünglichen Variablen dar. Die Einteilung der Hauptkomponenten erfolgt nach ihrem Informationsgehalt. Die Informationsanteile an der Gesamtvarianz nehmen dabei mit zunehmender Komponentenzahl sukzessive ab. Durch den gezielten Ausschluss informationsloser Komponenten schafft dies wiederum eine Möglichkeit zur verlustfreien Komplexitätsreduktion (SCHENDRA 2004; FRANK 2008; LILLESAND&KIEFER 2003).

Wie bereits erwähnt setzt sich die MNF-Transformation aus einer 2-stufigen Hauptkomponentenanalyse zusammen. Die erste Stufe dient dabei der Berechnung einer Rauschkovarianzmatrix zur Dekorrelation und Skalierung des Rauschens innerhalb der Daten. Im Ergebnis schafft dies einen transformierten Datensatz, in dem das Rauschen eine einheitliche Varianz besitzt und die gebildeten Komponenten keine Korrelationen untereinander aufweisen. In der zweiten Stufe wird der gewonnene Datensatz einer gewöhnlichen Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Die daraus resultierenden MNF-Komponenten entsprechen in ihrer Anzahl denen der Ausgangsdaten (BRUNN 2006; FRANK 2008).

Abschließend werden sämtliche MNF-Komponenten anhand ihrer Eigenwerte (Informationsgehalt) gegliedert. GREIWE (2006) beschreibt dies als 2-teiligen Datenraum. Die Komponenten des ersten Teils verfügen dabei über hohe Eigenwerte und stellen den informationsreichen Teil des Datensatzes dar. Den zweiten Teil bilden MNF-Komponenten mit Eigenwerten kleiner gleich 1. Diese werden von starkem Rauschen dominiert und umfassen daher nur einen geringen Teil der Gesamtinformationen. Der Ausschluss redundanter/ informationsarmer Kanäle ermöglicht wiederum eine Komprimierung des Datensatzes (BRUNN 2006; FRANK 2008; GREIWE 2006).

Die Anwendung der MNF-Transformation erfolgte auf Grundlage der bereits präprozessierten HyMap-Subsets. Hierzu flossen 114 Kanäle aus der Szene von 2000 und 122 Kanäle aus der Szene von 2003 in die Transformation ein. Zur Umsetzung wurde das in ENVI implementierte Werkzeug „Forward MNF“ genutzt. Um zu vermeiden, dass Informationen irrtümlich als Rauschen identifiziert werden, erfolgte die Schätzung der Rauschkovarianzmatrix auf Basis einer homogenen Teilmenge. Im Gegensatz zur Nutzung der gesamten Aufnahme verringert dies die Gefahr einer fehlerhaften Bewertung. Als Teilmenge wurde hierfür ein räumliches Subset des Oberflächengewässers „Heidhofsee“ genutzt. Nach Berechnung der MNF-Komponenten folgte die Evaluation der Eigenwerte. Diese ergab für die ersten 20 Komponenten der Szenen durchschnittlich 85 % an der Gesamtvarianz (siehe Abbildung 4). Auf eine Nutzung weiterer Kanäle wurde daher verzichtet. Abschließend stand für jede Szene damit ein spektrales Subset, bestehend aus 20 MNF-Komponenten, für alle nachgeschalteten Arbeitsschritte zur Verfügung.

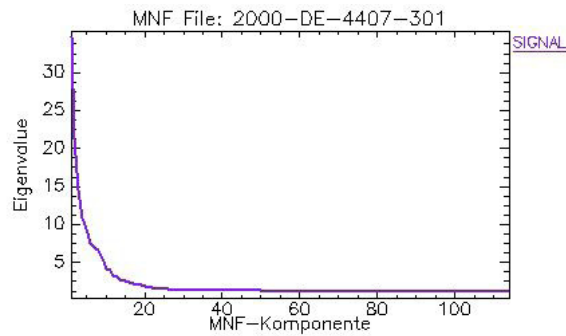


Abb.4: Plot der MNF Eigenwerte für die Szene von 2000 (eigene Darstellung).

8.2.2 Das Prinzip der Endmember

Die Schilderungen der vorhergehenden Kapitel verdeutlichen, dass es sich bei den genutzten Luftbilddaufnahmen um spektral hochaufgelöste Daten handelt, welche über eine relativ geringe räumliche Auflösung verfügen. Wie bereits erwähnt hat dies mitunter zur Folge, dass die Heterogenität einer beobachteten Oberfläche über Mischpixel wiedergegeben wird. Gerade im Kontext naturschutzfachlicher Fragestellungen stellt die Erfassung kleinräumiger Landschaftselemente jedoch eine wichtige Bedingung zur Status- und Trendbewertung dar. Die Trennung von Mischpixel in ihre einzelnen Komponenten wird daher als ein wesentliches Problem in der naturschutzfachlichen Anwendung hyperspektraler Fernerkundungsdaten verstanden (MOZAFFAR et al. 2008; ITT 2011a).

Eine Möglichkeit das reflektierte Spektrum eines Mischpixels in seine Bestandteile zu zerlegen, eröffnen die Verfahren zur spektralen Entmischung. Grundlage dieser Verfahren bildet die Annahme, dass eine vom Sensor aufgezeichnete Fläche das Produkt unterschiedlicher Grundkomponenten ist. Die spektralen Signaturen dieser Grundkomponenten bezeichnet man als Endmember (GREIWE 2006). Wie auch bei den klassischen Algorithmen der überwachten Klassifikation dienen diese als Referenzspektren, welche stellvertretend eine thematische Informationsklasse repräsentieren (KLENKE 1996; LÖFFLER 1994). Somit können Endmember als ein Interpretationsschlüssel zur Identifizierung von Pixelkomponenten und der Zuordnung von Flächenanteilen verstanden werden.

Das erklärte Ziel eines Endmembers ist die spektrale Darstellung reiner Oberflächen bzw. unvermischter Spektralsignaturen. Im Idealfall stellt ein Endmember daher exakt eine typische Oberfläche dar. Dies soll eine Berechnung von Flächenanteilen unterschiedlicher Oberflächen und damit eine Erfassung der natürlichen Vielfalt in einem heterogenen Pixel ermöglichen. Folglich ist ein Mischpixel der gemittelte Reflexionswert physikalischer Endmemberanteile (FRANK 2008; SCHOWENGERDT 2007; BRUNN 2006).

Innerhalb der spektralen Entmischung dienen Endmember als eine Referenz zur Differenzierung und Zuordnung von Reflexionswerten. FRANK (2008) unterscheidet hierzu zwei Arten von Endmembers. Dies sind zum einen im Feld oder Labor gewonnene Spektren, welche man als Referenzendmember bezeichnet und zum anderen bildinterne Spektren, welche direkt aus den Bildspektren extrahiert werden. Man spricht in diesem Zusammenhang von Bildendmembers.

Entsprechend den Aufnahmebedingungen kann es sich bei Referenzendmembers um einflussfreie und somit „pure“ Spektren handeln, welche alle qualitativen Anforderungen an die Reinheit erfüllen. Im Hinblick einer vegetationsspezifischen Anwendung sieht FRANK (2008) darin jedoch Nachteile, da sowohl phänologische als auch atmosphärische Einflüsse unberücksichtigt bleiben. Im Gegensatz dazu haben Bildendmember den Vorteil, dass selektierte Endmember zweifelsfrei im Luftbild vorhanden sind und deren atmosphärische und phänologische Zustände berücksichtigt werden. Als Nachteil gilt jedoch die Tatsache, dass aufgrund der geringen räumlichen Auflösung viele Pixel nur Mischsignaturen wiedergeben. Eine Selektion reiner Endmember ist über diesen Ansatz daher nur bedingt möglich (KÖRTH 2010; FRANK 2008; KUCHEN 2004).

8.2.3 Auswahl und Selektion der Endmember

Die Selektion der Endmember stellt einen bedeutenden Schritt in der Subpixelanalyse dar, da mit deren Qualität die Güte der spektralen Entmischung steht oder fällt (ASNER et al. 2003).

Da im Rahmen dieser Arbeit keine Referenzendmember vorlagen, erfolgte die Definition bzw. Extraktion der Endmember auf Basis von Bildspektren. Sämtliche Spektren wurden daher direkt aus den Luftbilddaten abgeleitet. FRANK (2008) weist ausdrücklich darauf hin, dass für eine multitemporale Nutzung der spektralen Entmischung gleichbleibende Bildendmember zwingend erforderlich sind. „Würde man unterschiedliche Endmember aus verschiedenen Szenen verwenden, so wären die Abundanzen in multitemporaler Hinsicht nicht mehr verwertbar, da die Bildendmember selten reine Materialien darstellen“ (FRANK 2008: 57). Gleichmaßen soll die Definition EINER Endmemberbibliothek -im Sinne der Veränderungsanalyse- die Grundlage eines stetigen Monitorings bilden. Die Extraktion der Endmember erfolgte daher nur in einer Szene. Aufgrund der höheren Aktualität und unter Berücksichtigung der fortgeschrittenen Vegetationsentwicklung bildete dafür der HyMap-Datensatz von 2003 die Grundlage.

Zur expliziten Auswahl potentieller Endmember wurde ein von BRUNN (2006) vorgeschlagener Ansatz aufgegriffen und in Teilen übernommen.

Die Durchführung erfolgte dazu unter ENVI. Den Ausgangspunkt bildete der zur Verfügung stehende Vektordatensatz der Biotopkartierung. Dieser wurde durch ein Overlay mit der HyMap-Aufnahme von 2003 in Beziehung gesetzt, um anschließend Trainingsgebiete für die unterschiedlichen Informationsklassen zu digitalisieren (siehe Abbildung 5).



Abb.5: Overlay der Biotopkartierung von 2003 über der HyMap-Szene von 2003 (eigene Darstellung).

Der Vektordatensatz bildete damit die Ground Truth-Information zur Identifikation der Informationsklassen. Die Digitalisierung der Trainingsgebiete erfolgte in einem Luftbildoverlay mittels ROI-Tool (Region of Interest). Jedes ROI sollte dabei die charakteristische Spektralsignatur einer Informationsklasse repräsentieren. Zur Auswahl der ROI's wurden zwei Kriterien berücksichtigt. Zu diesen zählten:

- 1. Lagefehler in der Georeferenzierung-** Hinsichtlich möglicher Lagefehler wurde der Rand eines ROI's verkleinert. Hierzu wurde der Hinweis von BRUNN (2006) aufgegriffen, mögliche Fehler der Georeferenzierung innerhalb der Luftbilder und in der Biotopkartierung mit einem negativ Buffer von 30 m zu berücksichtigen.
- 2. Mögliche Störflüsse-** Dieses Kriterium diente der Exklusion spektraler Inhomogenitäten. Zu diesen zählten unter anderem anthropogene Bauwerke wie Straßen oder Brücken. Als Referenzinformation, zur Identifikation spektraler Inhomogenitäten, diente eine topographische Karte.

Nachdem sämtliche ROI's digitalisiert wurden, folgte die Extraktion der Endmember. Im Gegensatz zu BRUNN (2006) wurden jedoch keine ROI's zur direkten Ableitung der Endmember genutzt. Die Spektren der Informationsklassen unmittelbar aus den ROI's zu mitteln, um daraus eine synthetische Signatur zu generieren, wurde als nicht zielführend betrachtet. GREIWE (2006) beschreibt in diesem Zusammenhang, dass eine Nutzung gemittelter Signaturen, für die Verfahren der spektralen Entmischung, als ungeeignet zu bewerten ist. Aus diesem Grund wurde zur Extraktion der Endmember ein weiterer Arbeitsschritt, in Form einer semiautomatischen Endmemberdetektion, in die Methodik eingebunden. Bei diesem Verfahren handelt es sich um das Sequential Maximum Angle Convex Cone-Modell (SMACC). Dieses Verfahren nutzt ein konvexes Polygonmodell

zur Identifikation potentieller Endmember. Es wird davon ausgegangen, dass alle betrachteten Pixel eine Punktwolke bilden, deren „extreme“ bzw. „reine“ Vertreter sich in einem konvexen Model um die Wolke herum verteilen. Dieses Modell wird in einem iterativen Prozess so oft verändert, bis die reinste Signatur unter allen Bildpunkten identifiziert wurde (GRUNINGER et al. 2004). Die Identifikation potentieller Endmember erfolgt dazu über einen Helligkeitsvergleich. Im Ergebnis schafft dies wiederum eine spektrale Bibliothek extrahierter Endmember.

Um die Endmember ausschließlich aus den Pixeln der digitalisierten ROI's zu extrahieren, war es weiterhin erforderlich, die gesamte Szene auf diese Bereiche zu reduzieren. Dazu wurden die Flächen der ROI's im ursprünglichen Luftbild maskiert und als binäre Masken exportiert.

Für die Extraktion der Endmember wurde das SMACC-Modul in ENVI genutzt. Darüber hinaus wurde in den Extraktionsparametern die Funktion Sum to Unity or Less zur Generierung eines Schattenendmembers aktiviert. Dieser synthetische Endmember diente dem Ausgleich Schlagschatten bedingter Reflexionsverhältnisse. Die anhand der Bildspektren extrahierten Endmember werden in Abbildung 6 dargestellt.

Da diese Endmember auf der Szene von 2003 basierten, war es weiterhin erforderlich die Bildendmember auf die Szene von 2000 anzupassen. Die Spektren wurden dazu auf die Sensorcharakteristik von 2000 resampelt. Die Umsetzung erfolgte über das Spectral Resampling-Tool in Envi.

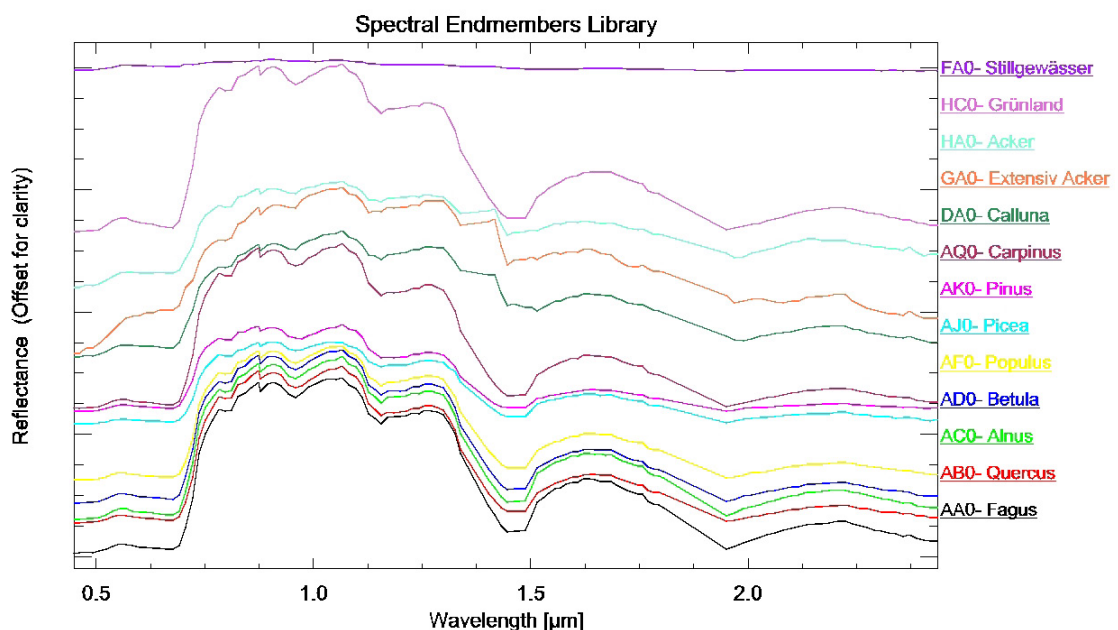


Abb.6: Signaturen der verwendeten Endmemberspektren, extrahiert aus den Bildspektren der Szene von 2003 (eigene Darstellung).

8.2.4 Die spektrale Entmischung

Bedingt durch die geometrische Auflösung des HyMap-Sensors (5 m), wird über die Spektralsignatur der meisten Pixel eine Mischung unterschiedlicher Oberflächen wiedergegeben. Diese als Mischpixel bezeichneten Bildpunkte setzen sich somit aus einer heterogenen Bodenbedeckung zusammen und repräsentieren damit eine Mischung spektraler Informationen. Die Problematik, dass die Spektralsignatur eines Bildpunktes das Produkt unterschiedlicher Reflexionen ist, bildet wiederum die Grundlage der spektralen Entmischung. Deren Prinzip beruht auf der Zerlegung eines Mischpixels in seine einzelnen Komponenten (SCHLECHTINGER et al. 2007). Im Gegensatz zu herkömmlichen Klassifikationsalgorithmen geht es somit nicht um die diskrete Kennzeichnung eines Pixels in einer Aufnahme. Die spektrale Entmischung hat zum Ziel, die prozentualen Flächenanteile eines Oberflächenmaterials für jede Pixelfläche zu bestimmen und in einer Bildebene bzw. Karte darzustellen. Dies ermöglicht sowohl die quantitative als auch qualitative Erfassung eines Oberflächenmaterials auf Ebene der Pixel (CANTY 2010). Gerade in Kombination mit hyperspektralen Daten sieht CANTY (2010) damit ein geeignetes Werkzeug zur quantitativen Erfassung von Flächenanteilen. Gegenüber herkömmlichen Klassifikationsalgorithmen ergibt sich daraus eine Reihe von Vorteilen. Diese werden wie folgt zusammengefasst:

1. Die Ermittlung der realen Flächenanteile (m^2) eines Oberflächenmaterials sowie deren Verteilung in einem Untersuchungsgebiet.
2. Das Verfahren berechnet für jedes Oberflächenmaterial eine separate Darstellung der absoluten Flächenanteile. Auf Ebene der Endmember ermöglicht dies dem Nutzer eine vereinfachte Verarbeitung, Visualisierung und Interpretation der Ergebnisse.
3. Oberflächentypen kleiner der geometrischen Auflösung des Sensors können registriert und dargestellt werden.
4. Bei der spektralen Entmischung handelt es sich um ein physikalisch basiertes Modell. Nachteile statistischer Ansätze, wie z.B. eine fehlende statistische Unabhängigkeit der Trainingsgebiete, werden vermieden (BACHMANN 2007; BRUNN 2006).

Je nach Anwendungskontext und dem daraus resultierenden Mischungstyp unterscheidet man nach linearen (makroskopisch) und nicht-linearen (intim) Entmischungsmodellen. Lineare Entmischungsmodelle finden Anwendung, wenn keinerlei Wechselwirkung zwischen der einfallenden Strahlung und dem Oberflächenmaterial besteht. Entsprechend werden Photonen der einfallenden Strahlung direkt vom Oberflächenmaterial –als reine Spektralsignatur- reflektiert.

Nicht-lineare Entmischungsmodelle dienen der Erfassung heterogener Signaturen. Diese entstehen, wenn Photonen der einfallenden Strahlung mit mehreren Oberflächenmaterialien interagieren. Ein Beispiel wäre hierbei ein Photon, welches von einem Objekt transmittiert und anschließend vom Boden reflektiert wird. In beiden Fällen ist dies mit einer Manipulation der Wellenlänge verbunden, welche am Sensor zu einer Mischsignatur führt (SCHLECHTINGER et al. 2007; FRANK 2008; ITT 2011a; SINGER 1981).

Betrachtet man nun die spezifischen Form-, Textur- und Reflexionseigenschaften des Untersuchungsgebietes sowie die in Kapitel 8.1.3 aufgeführte Ausstattung an Lebensraumtypen, wird deutlich, dass die vorherrschende Landbedeckung durch einen dichten Baumbestand gekennzeichnet ist. Aufgrund der gleichmäßig dichten Textur der Baumkronen wird für diese Flächen daher eine größtenteils makroskopische Spektralmischung erwartet. Entsprechend wird als spektrales Entmischungsmodell, im Rahmen dieser Arbeit, eine lineare Spektralmischung gewählt. Neben diesen Flächen finden sich jedoch auch Bodenbedeckungen, welche mit hoher Wahrscheinlichkeit eine intime und somit nicht-lineare Spektralmischung verursachen. Zu diesen zählt insbesondere die niedrige Vegetation der Heidelandschaften, bestehend aus Gräsern, Kräutern, Halb- und Zwergsträuchern. Theoretisch kommt es in diesen Bereichen zu Mischsignaturen aus Vegetation und Boden. In einem linearen Entmischungsmodell hätte dies zur Folge, dass es bei der Invertierung einer spektralen Mischung zu Über- oder Unterschätzungen kommen kann, weshalb die Anteile der Oberflächenmaterialien nur noch approximiert erfasst werden können (FRANK 2008; SCHLECHTINGER et al. 2007). Das Vorliegen komplexer Mischungstypen wird daher bei der Algorithmenwahl, in Form des Mixture-Tuned Matched Filtering, explizit berücksichtigt.

8.2.5 Das Prinzip der linearen spektralen Entmischung

Die lineare spektrale Entmischung (LSE) ist ein Entmischungsmodell, welches ein Pixel als das Produkt einer linearen Kombination unterschiedlicher Oberflächenmaterialien betrachtet. Die LSE, zur Invertierung der Pixel, kann dazu mathematisch wie folgt ausgedrückt werden (in Anlehnung an FRANK 2008: 47):

F.1:

$$R_k = \sum_{em=1}^n F_{em} \times R_{em} + \epsilon_K$$

Nach Gleichung F.1 werden für jeden Reflexionswert (R) eines Kanals (k) die darin enthaltenen Flächenanteile (F_{em}) der Endmemberspektren (R_{em}) berechnet.

So werden die Flächenanteile der Grundkomponenten (F_{em}) auf Pixelebene ermittelt und den einzelnen Endmembern (R_{em}) zugeordnet. Dabei gilt, dass die Flächenanteile eines Pixels (F_{em}) in der Summe immer 1 bzw. 100% ergeben müssen. Darüber hinaus dürfen Endmemberanteile keine negativen Werte annehmen (siehe Formel F.2).

F.2:

$$\sum_{c_m}^n F_{em} = 1 \text{ und } 0 \leq F_{em} \leq 1$$

Den letzten Teil der Gleichung bildet der Fehlerterm (E_k), welcher alle nicht genau identifizierbaren Flächenanteile enthält. Dieser dient einer Minimierung des Restfehlers über die Methode der kleinsten Quadrate (FRANK 2008; BRUNN 2006; KUCHEN 2006; GREIWE 2006).

8.2.6 Mixture-Tuned Matched Filtering

Hierbei handelt es sich um ein hybrides Verfahren, bestehend aus einem Korrelationsfilter und der linearen spektralen Entmischung. Als Korrelationsfilter dient in diesem Zusammenhang das Matched Filtering (MF), d.h. die Identifikation benutzerdefinierter Endmember über die partielle Entmischung einer Spektralsignatur. Dazu wird die Signaturmaximierung eines Endmembers realisiert, während die zusammengesetzten Signaturen unbekannter Herkunft unterdrückt werden. Die Stärke dieses Verfahrens liegt darin begründet, dass keine Kenntnis über alle vorhandenen Endmember bestehen muss. Gerade im Kontext der Biodiversität und der damit verbundenen Anzahl potentieller Endmember schafft dies gegenüber anderen Entmischungsmodellen eine Reduktion von Über- oder Unterschätzungen. Die fehlenden physikalischen Einschränkungen haben jedoch zur Folge, dass die Fehlerquote innerhalb der Klassifikation stark zunimmt. Aus diesem Grund wurde das Verfahren mit der linearen spektralen Entmischung kombiniert um die Extraktion unbekannter Endmember einzuschränken und damit die Fehlerquote zu reduzieren (BRUNN 2006; BORADMANN 1998; zit. n. ITT 2011a).

Nach BRUNN (2006) schafft dies wiederum ein Mischungsmodell, welches neben einer linearen Mischung auch nicht-lineare Phänomene statistisch berücksichtigen kann. Aufgrund dieser genannten Eigenschaften wird für die teils nicht-linearen und somit komplexen Mischungen des Untersuchungsgebietes das Verfahren des Mixture Tuned Matched Filtering (MTMF) herangezogen.

Das Ergebnis einer MTMF-Klassifikation sind 2 Bildkanäle für jeden Endmember. Einen dieser Kanäle bildet der Abundanzkanal (MF-Score), welcher den Grad der Übereinstimmungen und damit den relativen Flächenanteil eines Endmembers in den Pixeln schätzt (BRUNN 2006; KÖRTH 2010). Je höher dabei der Wert ist, desto höher ist der Flächenanteil des Endmembers im Pixel. Ein Wert von 1 entspricht einer perfekten Übereinstimmung und indiziert damit eine homogene Oberflächenabdeckung innerhalb eines Pixels. MF-Scores größer 1 deuten hingegen auf die Überschätzung oder Fehlinterpretation hin (MUNDT et al. 2006). Der zweite Bildkanal dient der Berechnung statistischer Unsicherheiten. Ziel dieser, als Infeasibility-Value bezeichneten Kanäle ist die Evaluierung der relativen Genauigkeit. Für den Infeasibility-value sind per Definition keine Wertebereiche vorgegeben. Werte nahe Null indizieren jedoch, dass Endmember adäquat vom unbekanntem Hintergrund getrennt werden konnten, während mit hohen Werten (z.B. 20 – 100) die Wahrscheinlichkeit einer fehlerhaften Invertierung steigt. Ein korrekt klassifiziertes Pixel setzt sich somit aus einem hohen MF-Score und einem niedrigen Infeasibility-Score zusammen (ITT 2011a; RÜCKERT et al. 2007). Für das Modell ergibt sich damit die Möglichkeit, die Genauigkeit der Klassifikation iterativ zu verbessern, indem Endmember mit hohen Infeasibility-Werten verändert, überarbeitet oder weggelassen werden.

8.2.7 Anwendung des MTMF-Algorithmus

Die Durchführung der MTMF-Klassifikation erfolgte unter ENVI mit dem sog. „Mixture Tuned Matched Filtering“ Werkzeug im Modul „Mapping Methods“. Datengrundlage bildeten für beide Szenen die zuvor berechneten Komponenten der MNF-Transformation. Als Endmember wurden die auf Basis der Bildspektren gewonnenen Signaturen genutzt (siehe Kapitel 8.2.3).

Die damit vorliegende Spektralbibliothek konnte jedoch in dieser Form nicht übernommen werden, da die Signaturen der Endmember auf das Spektrum aller Kanäle und damit auf den gesamten Datensatz skaliert waren. Das gewählte Entmischungsmodell basiert jedoch auf einer Nutzung MNF-transformierter Daten und macht in folge dessen MNF-Endmemberspektren erforderlich. Die genutzten Endmembers müssen sich daher zwingend im Datenraum der MNF-Transformation befinden um für den MTMF-Algorithmus interpretierbar zu sein. Für eine Nutzung war es somit erforderlich, die Signaturen der Endmember ebenfalls einer MNF-Transformation zu unterziehen. Die Umsetzung erfolgte dazu in ENVI im Modul „Forward MNF to Spectra“ unter Anwendung der im MNF-Verfahren genrierten Transformationsstatistik. Hierzu wurden alle Signaturen der Spektralbibliothek selektiert und über das Verfahren transformiert. Abschließend lag damit jeweils eine nutzbare Spektralbibliothek für die MNF-Komponenten beider Szenen vor. Die erzeugten Signaturen für die Szene von 2003 werden in Abbildung 7 dargestellt.

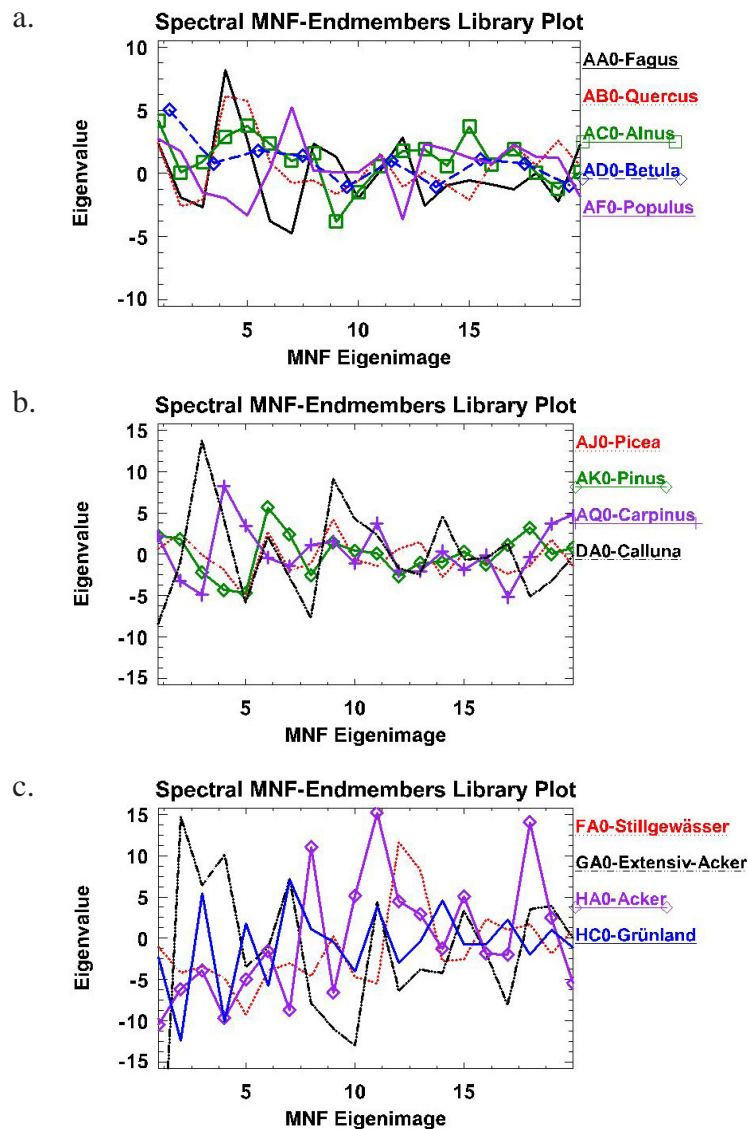


Abb.7: a,b,c) Signaturen der generierten MNF-Endmemberspektren, basierend auf der Transformationsstatistik der 20 MNF-Komponenten von 2003. Aus Gründen einer erleichterten Interpretierbarkeit wurden die Spektren auf 3 Diagramme verteilt (eigene Darstellung).

Die erste visuelle Beurteilung der Ergebnisse machte deutlich, dass sich eine Übertragung der gesammelten Endmember auf die Szene von 2000 als fehlerhaft bzw. ungeeignet erwies, da ein Großteil des Baumbestandes nur unzureichend klassifiziert wurde. Dieser Umstand äußerte sich durch eine massive Unterschätzung des tatsächlichen Speziesvorkommens, was wiederum mit einem hohen Anteil unklassifizierter Bildpunkte verbunden war (siehe Abbildung 8). Da sich dieser Umstand über alle Informationsklassen der Baumpezies erstreckte, blieb die Übertragbarkeit der Endmember entsprechend weit hinter den Erwartungen zurück. Lediglich die Endmember der Informationsklassen „Stillgewässer“ und „Acker“ erwiesen sich nach einer ersten Einschätzung im vollen Maße übertragbar. Als mögliche Ursache dieser Schwierigkeiten werden spektrale Unterschiede in den multi-temporalen Luftbilddaufnahmen gesehen. Aufgrund der identischen Vorverarbeitung der

Daten wird davon ausgegangen, dass sich diese aus einer Kombination temporaler Spezies-Unterschiede, bestehend aus Menge, Komposition und Phänologie, ergeben. Die Bereiche möglicher Fehlerquellen und deren Einflüsse wurden jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter untersucht.

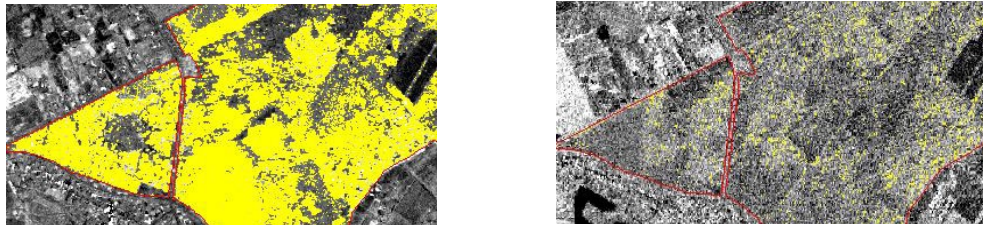


Abb.8: li.= Gesamtabundanz des Endmembers „AA0“ in der Szene von 2003; re.= Gesamtabundanz des Endmembers „AA0“ in der Szene von 2000. Klassifikationsergebnis überlagert auf Ausschnitt der MNF-Transformation (eigene Darstellung).

Die in Kapitel 8.2.3 beschriebene Forderung von FRANK (2008), dass für eine multitemporale Nutzung der spektralen Entmischung gleichbleibende Bildendmember zwingend erforderlich sind, kann damit nicht erfüllt werden. Vielmehr zeigen die Ergebnisse des MTMF Algorithmus, dass die Abundanzen von Bildendmembern höchst sensibel auf Unterschiede verschiedener Luftbildaufnahmen reagieren und dadurch nicht auf verschiedene Szenen übertragbar sind. Eine mögliche Lösung könnten im Labor gewonnene und somit spektral unvermischte Endmemberspektren bieten.

Da für die Veränderungsdetektion jedoch in beiden Szenen eine Ableitung der Informationsklassen zwingend erforderlich war, mussten in der Konsequenz separate Endmember für die Szene von 2000 definiert werden. Hinsichtlich der technischen Umsetzung wurden diese nach den in Kapitel 8.2.3 beschriebenen Kriterien generiert. Um dabei annähernd gleichbleibende Bildendmember aus den unterschiedlichen Szenen zu erzeugen, wurden –insofern diese die jeweilige Informationsklasse korrekt repräsentierten- die Trainingsgebiete (ROI's) aus der Szene von 2003 verwendet. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Abundanzen der Endmember innerhalb der Veränderungsdetektion miteinander vergleichbar sind.

Nach Durchführung der MTMF-Klassifikation folgte die Evaluierung der relativen Genauigkeiten zur Auswahl geeigneter Pixel. Dazu wurde deren Verteilung in einem 2-dimensionalen Scatterplott als bivariates Streudiagramm visualisiert (Abbildung 9-A). Auf der X-Achse wurde dazu jeweils der relative Flächenanteil (MF-Score) und auf der Y-Achse die statistische Unsicherheit (Infeasibility-Value) eines Endmembers aufgetragen. Nach ITT (2011a) und BRUNN (2006) werden geeignete Pixel innerhalb dieses Streudiagramms durch einen hohen MF-Score und einen geringen Infeasibility-Value definiert.

Zur Auswahl jener Pixel wurden daher benutzerdefinierte Schwellwerte bestimmt. Damit sollte sichergestellt werden, dass der MF-Score eines Pixels dem tatsächlichen Anteil der prozentualen Oberflächenbedeckung entspricht und so eine geeignete Annäherung an die Realität darstellt.

Die Definition eines subjektiven Schwellwertes erfolgte in einem iterativen Prozess. Als Bedingung wurden jeweils, die durch ITT (2011a) und BRUNN (2006) formulierten Empfehlungen aufgegriffen, nach welcher die Pixel mit dem größten relativen Flächenanteil und der kleinsten statistischen Unsicherheit als Endmember ausgewählt werden. Als MF-Score Schwellen wurden dazu 0.1-0.3, 0.3-0.5, 0.5-0.7 und 0.7-1 definiert. Die genutzten Schwellwerte der statistischen Unsicherheit (Infeasibility-Value) lagen dabei jeweils bei maximal 10. Abschließend wurden die als Endmember definierten Schwellwert-Pixel interaktiv selektiert und als neuer Datensatz exportiert (Abbildung 9-A). Durch die gezielte Selektion der besten Pixel entspricht ein MF-Score von 0.0 bis 1.0 damit einem prozentualen Flächenanteil von 0 bis 100% im Pixel (ITT 2011b; KÖRTH 2010).

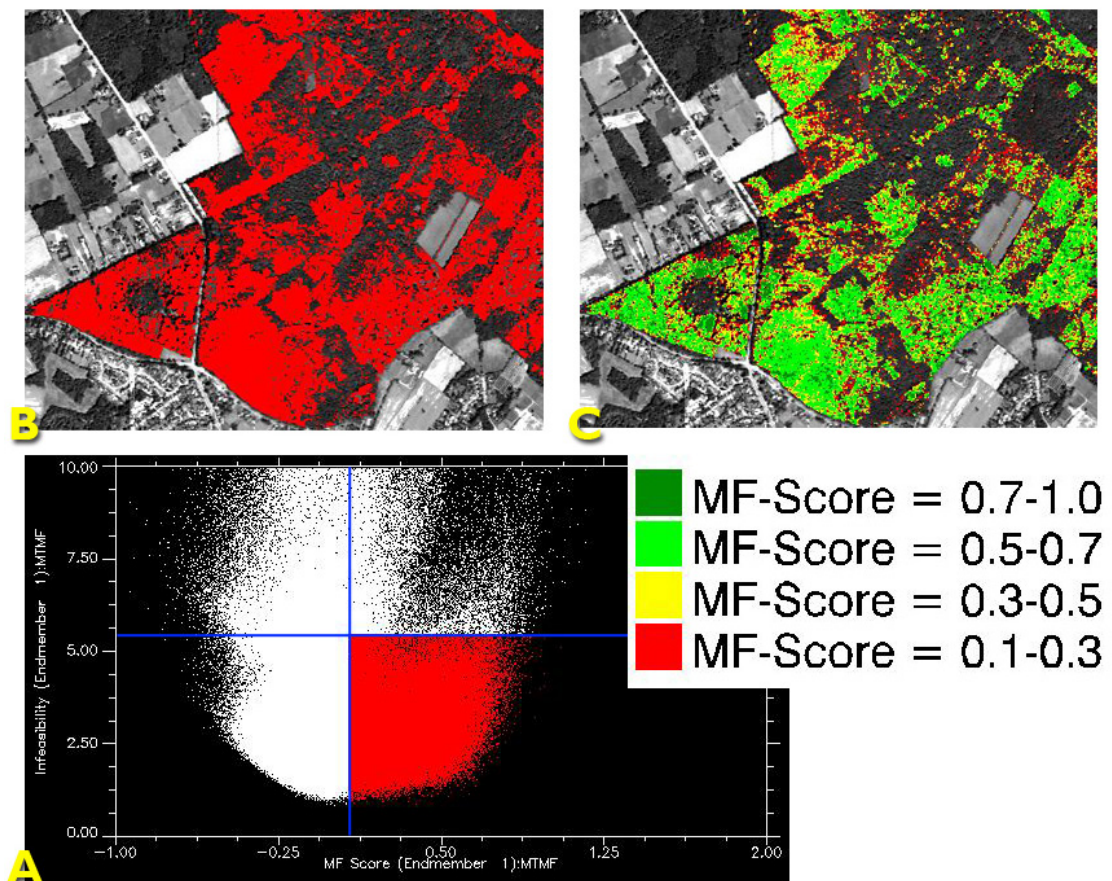


Abb.9: A= Bivariates Streudiagramm der relativen Flächenanteile und der statistischen Unsicherheit zur Selektion der Informationsklasse „AA0- Fagus“. B= Gesamtabundanz des Endmembers „AA0“ in der Szene von 2003. C= Nach den MTMF Schwellwerten gegliederte Abundanz des Endmembers „AA0“ (eigene Darstellung in Anlehnung an FINLEY 2006).

Zusammenfassend wurden die Ergebnisse der MTMF-Klassifikation somit in 4 Anteilsklassen unterteilt, welche jeweils die prozentualen Flächenanteile der Endmember wiederspiegeln. Mit den genutzten MF-Score Schwellen wurden die Abundanzen der Endmember im Pixel dementsprechend in die Anteilsklassen 10–20%, 30-50%, 50-70% und 70-100% eingeteilt (vgl. Abbildung 9-C). Flächenanteile kleiner 10% blieben unberücksichtigt. Im Ergebnis liegen damit für jeden Zeitschnitt, 13 nach den MF-Score Schwellwerten gegliederte Klassifikationen vor.

Über das Verfahren der MTMF-Klassifikationen konnten so durchschnittlich 83% der Szenen als Endmember klassifiziert werden. Die übrigen Teile der Szenen wurden aufgrund von Unterschätzungen, Fehlinterpretationen oder unbekanntem Signaturen keiner Informationsklasse zugeordnet und blieben somit unberücksichtigt. Der Anteil nicht klassifizierter Bildpunkte ist in der HyMap-Aufnahme von 2000 höher. Hier konnten 17,9 % der in der Aufnahme enthaltenen Pixel nicht identifiziert bzw. modelliert werden. In der HyMap-Aufnahme von 2003 betrifft dies 17 % der Pixel. Als Ursache dieser Abweichung werden die Vegetationsdynamik, wechselnde Umweltbedingungen und eine veränderte Landnutzung gesehen. Ungeachtet dessen konnte die spektrale Variabilität in den Szenen von 2000 und 2003 über das Mischungsmodell erfolgreich modelliert werden.

Die statistische Auswertung ergab für die HyMap-Aufnahme von 2000 eine modellierte Gesamtfläche von 5,779 km². 78,88 % der Gesamtfläche werden durch Baumspezies der Waldlebensraumtypen und Wirtschaftswälder eingenommen. Die restlichen Flächen teilen sich vorrangig in landwirtschaftlich genutzte Flächen auf. Eine genaue Übersicht der modellierten Endmemberanteile wird in Abbildung 10 gegeben. Für die HyMap-Aufnahme von 2003 ergab die statistische Auswertung eine modellierte Gesamtfläche von 5,840 km². Mit 80,25% wird hier ebenfalls ein Großteil der Fläche durch Baumspezies der Waldlebensraumtypen und Wirtschaftswälder dominiert. Auf den restlichen 19,75% der Gesamtfläche finden sich in erster Linie landwirtschaftlich genutzte Flächen.

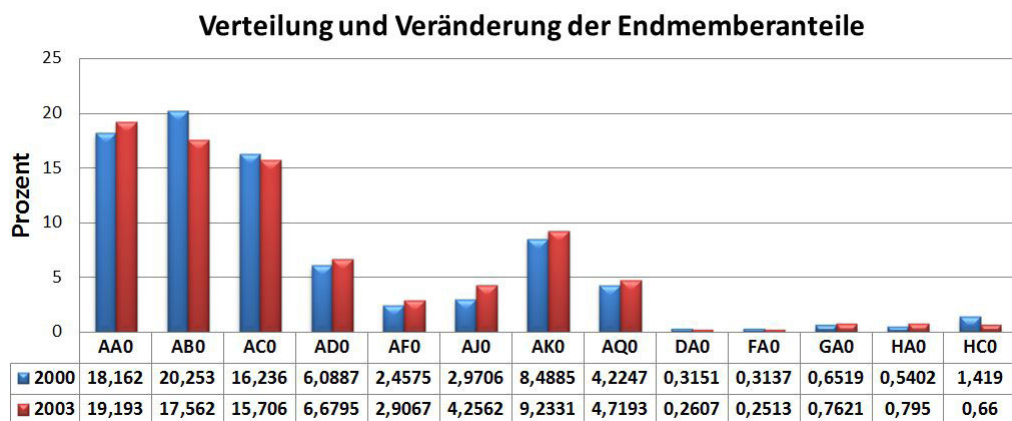


Abb.10: Bilanz der prozentualen Endmemberanteile (eigene Darstellung).

Unter Berücksichtigung der in Abbildung 10 aufgeführten Resultate ergeben sich für die Aufnahmen der Jahre 2000 und 2003 damit veränderte Flächenanteile. Die Entwicklung der Flächenanteile spricht wiederum für eine Veränderung der Flächennutzung. Die Identifikation und Analyse aufgetretener Veränderungen erfolgt vertiefend in Kapitel 10.

8.2.8 Genauigkeitsanalyse - Evaluation der Klassifikationsgüte

Um die Integrität der Ergebnisse zu analysieren folgte nach den MTMF- Klassifikationen die statistische Genauigkeitsbewertung. Dieser Schritt im Rahmen der spektralen Entmischung dient zur statistischen Abschätzung der Klassifikationsgenauigkeit. Ziel dieser Analyse ist die quantitative Bestimmung der erreichten Genauigkeit zur Evaluation und Bewertung des vorgestellten Klassifikationsverfahrens.

Auf eine Nutzung der bereits in ENVI implementierten Verfahren (Konfusionsmatrizen) musste dabei jedoch verzichtet werden, da deren Verwendung ausschließlich für herkömmliche Klassifikationsverfahren (z.B. Maximum-Likelihood-Methode) geeignet ist. Diese, durch die Software berechneten Konfusionsmatrizen, setzen Klassifikationsergebnisse voraus, welche sämtliche Endmember innerhalb einer thematischen Karte repräsentieren. Da das Verfahren der MTMF-Klassifikation jedoch für jeden Endmember einen individuellen Bildkanal generiert, konnte dieser statistische Vergleich nicht herangezogen werden.

Für die Evaluation wurden daher Präsenz-/ Absenz-Konfusionsmatrizen verwendet, welche zur Ermittlung korrekt- und fehlerklassifizierter Pixel dienen und gerade im Kontext des MTMF-Algorithmus eine adäquate Möglichkeit zur Validierung und Interpretation der Klassifikationsgenauigkeit bieten. Ziel ist dabei die Präsenz oder Abwesenheit der zu klassifizierenden Informationsklassen in den als Endmember definierten Schwellwert-Pixeln zu verifizieren.

Das Prinzip der Präsenz-/ Absenz-Konfusionsmatrizen basiert auf einem binären Vergleich zwischen Kontrollflächen innerhalb der Klassifikation und Referenzflächen mit bekannter Klassenzugehörigkeit. Als Referenzflächen dienen Ground Truth Informationen in Form von Kontrollpunkten. Diese Referenzflächen werden im geographischen Raum visualisiert und mit ihren korrespondierenden Klassifikationsflächen in Beziehung gesetzt und verglichen (FINLEY 2006). Ob es sich dabei um korrekt- oder fehlerklassifizierte Pixel handelt, wird in einer quadratischen Matrix festgehalten, welche sich aus insgesamt vier möglichen Vorhersagen zusammensetzt (siehe Tabelle 5).

Referenz \ Klassifikation	Referenz-Präsenz	Referenz-Absenz
Endmember- Präsenz	Präsenz-Kontrollpunkte liegen <i>innerhalb</i> der als Endmember definierten Schwellwert-Pixel und bestätigen damit eine <i>korrekte</i> Klassifikation	Absenz-Kontrollpunkte liegen <i>innerhalb</i> der als Endmember definierten Schwellwert-Pixel und bestätigen damit eine <i>inkorrekte</i> Klassifikation.
Endmember- Absenz	Präsenz-Kontrollpunkte liegen <i>außerhalb</i> der als Endmember definierten Schwellwert-Pixel und bestätigen damit eine <i>inkorrekte</i> Klassifikation	Absenz-Kontrollpunkte liegen <i>außerhalb</i> der als Endmember definierten Schwellwert-Pixel und bestätigen damit eine <i>korrekte</i> Klassifikation

Tab.5: Strategie der Präsenz-Absenz-Konfusionsmatrize auf Basis von Kontrollpunkten (in Anlehnung an PEARSON 2007).

Auf Grundlage der daraus gewonnenen Informationen können verschiedene Evaluierungsmaße zur Bewertung der Klassifikationsgenauigkeit berechnet werden. Zu diesen zählen die Gesamtgenauigkeit, die Herstellergenauigkeit, die Nutzergenauigkeit und der Kappa-Koeffizient.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zur Bewertung der Klassifikationsgenauigkeit 2 dieser Gütemaße herangezogen. Dies sind die Gesamtgenauigkeit und der Kappa-Koeffizient. Die Gesamtgenauigkeit beschreibt dabei den prozentualen Anteil der korrekt klassifizierten Pixel innerhalb einer thematischen Karte. Das Gütemaß errechnet sich aus der Summe aller korrekt identifizierten Kontrollpunkte / die Gesamtsumme aller Kontrollpunkte. Beim Kappa-Koeffizienten handelt es sich um ein multivariates Verfahren, welches zum einen die tatsächliche und zum anderen die erwartete Übereinstimmung klassifizierter Pixel berücksichtigt (BRADE et al. 2009; LILLESAND&KIEFER 2007). Dies wiederum schafft einen (annähernd) normalverteilten Kennwert, welcher Konfusionsmatrizen miteinander vergleichbar macht. Der Wertebereich des Kappa-Koeffizienten erstreckt sich von -1 bis +1. Werte gleich 1 repräsentieren dabei eine völlige Übereinstimmung und Werte gleich -1 keinerlei Übereinstimmung. LANDIS et al. (1977) schlagen zur Einschätzung der Kappa-Werte folgende 6-stufige Skala vor:

Kappa-Wert	Übereinstimmung/ Qualität
< 0	poor agreement (schlecht)
0 bis 0,2	Slight (gering)
0,21 bis 0,4	Fair (ordentlich)
0,41 bis 0,6	Moderate (mäßig)
0,61 bis 0,8	Substantial (gut)
0,81 bis 1	almost perfect (exzellent)

Tab.6: Interpretation der Kappa-Werte (nach Landis et al. 1977)

Für die qualitative Bewertung der Klassifikationsergebnisse wurde diese Skala unverändert übernommen.

Die Umsetzung der Genauigkeitsanalyse erfolgte manuell, indem für alle Endmember Präsenz-Absenz-Konfusionsmatrizen erstellt wurden. Zur Genauigkeitsbewertung wurden insgesamt 250 Kontrollpunkte für die Anteilklassen der Endmember generiert. Die Anzahl der Kontrollflächen richtete sich nach den proportionalen Flächenanteilen der jeweiligen Endmember. Die Verteilung erfolgte dazu nach dem Prinzip der geschichteten Stichprobenauswahl. Um für die Genauigkeitsbewertung eine statistische Verfälschung zu vermeiden, wurde explizit darauf geachtet, dass die genutzten Kontrollflächen unabhängig zu den im Vorfeld erzeugten Trainingsgebieten sind. Durch diese Verfahrensweise sollte eine möglichst objektive Bewertung realisiert werden. Die Generierung der Kontrollflächen erfolgte über ein Overlay mit den zur Verfügung stehenden Referenzdaten. Als Referenzdaten dienten die detaillierten Biotopkartierungen der Jahre 2000 und 2003. Weiterhin wurden die in Kapitel 8.2.3 beschriebenen Kriterien, hinsichtlich möglicher Lagefehler und Störflüsse, berücksichtigt.

Zur Evaluation der Genauigkeitsanalyse wurden insgesamt 24 Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen generiert. Eine Zusammenstellung aller Matrizen findet sich im Anhang C.

Die aus den Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen resultierende Genauigkeitsabschätzung ergibt für die gewählten Endmember der Szenen von 2000 bzw. 2003 eine durchschnittliche Gesamtgenauigkeit von 82,60 bzw. 81,69%, sowie einen durchschnittlichen Kappa-Index von 0,65 bzw. 0,63. Nach LANDIS et al. (1977) sind die Klassifikationsergebnisse daher als gut zu bewerten. Statistisch spiegeln die Ergebnisse folglich eine zufriedenstellende Klassifikationsgenauigkeit und damit plausible Ergebnisse wieder. Um die Gültigkeit dieser Einschätzung auch auf Ebene der jeweiligen Informationsklassen zu verifizieren, ist es jedoch erforderlich, die Ergebnisse eingehender bzw. detaillierter zu betrachten. Die errechneten Einzelgenauigkeiten werden dazu für beide Szenen in Abbildung 11 und 12 aufgegliedert dargestellt.

HyMap 2000 Endmember - MTMF Klassifikation	AA0	AB0	AC0	AD0	AF0	AJ0	AK0	AQ0	DA0	FA0	HA0	HCO	GA0
Nutzergenauigkeit (Präsenz)	96%	77%	69%	92%	100%	90%	92%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Nutzergenauigkeit (Absenz)	77%	70%	63%	79%	73%	83%	86%	56%	70%	100%	78%	89%	78%
Herstellergenauigkeit (Präsenz)	71%	66%	57%	75%	64%	81%	85%	33%	57%	100%	72%	87%	71%
Herstellergenauigkeit (Absenz)	97%	80%	74%	94%	100%	90%	92%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Gesamtgenauigkeit	84%	73%	66%	84%	82%	86%	89%	65%	79%	100%	86%	94%	86%
Kappa-Koeffizient	0,68	0,46	0,31	0,69	0,64	0,73	0,77	0,32	0,57	1	0,71	0,88	0,71

Abb.11: Einzelgenauigkeiten in der Szene von 2000 (eigene Darstellung).

Die Analyse der Einzelgenauigkeiten ergibt für die Szene von 2000 eine ausgeglichene Klassifikationsgüte mit größtenteils Werten von über 80%. Die höchsten Genauigkeiten ($\geq 85\%$) weisen dabei die Informationsklassen AJ0, AK0, FA0, HA0, HC0 und GA0 auf. Unter Berücksichtigung der heterogenen Ausdehnungen und Strukturen dieser Klassen bestätigt dies, dass sowohl großflächig-homogene, als auch kleinräumig-heterogene Objekteinheiten über das MTMF-Verfahren sicher klassifiziert werden konnten.

Ausnahmen bilden lediglich die Klassen AC0 und AQ0, welche mit einer Gesamtgenauigkeit von ca. 65% (Kappa 0,3) nicht ausreichend klassifiziert wurden und somit keine repräsentativen Ergebnisse liefern. Folglich wurden Bestandteile diese Informationsklassen innerhalb der Szene nicht detektiert oder durch Fehlinterpretationen einer anderen Klasse zugeordnet. Nach eingehender Analyse der statistischen Präsenz-/ Absenz-Konfusionsmatrizen ist dieses Defizit jedoch vorrangig auf eine Unterschätzung der Endmember zurückzuführen (siehe Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen im Anhang C). Als mögliche Ursache dieser schlechten Abundanzen-Modellierung werden spektrale Ähnlichkeiten zwischen den Signaturen der Waldlebensraumtypen sowie mögliche phänologische Unregelmäßigkeiten innerhalb der zur Validierung genutzten Ground Truth Daten gesehen. Eine weitere Fehlerquelle könnte im MTMF-Verfahren selbst liegen. So wäre es möglich, dass Endmemberanteile, bspw. durch spektrale Variabilität, auch außerhalb der genutzten MF-Score Schwellen zu finden sind. Eine Vernachlässigung dieser Anteile hätte wiederum eine Unterschätzung der betreffenden Informationsklassen zur Folge.

Die genannten potentiellen Fehlerquellen wurden jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter untersucht.

HyMap 2003													
Endmember - MTMF Klassifikation	AA0	AB0	AC0	AD0	AF0	AJ0	AK0	AQ0	DA0	FA0	HA0	HC0	GA0
Nutzergenauigkeit (Präsenz)	77%	65%	74%	90%	75%	85%	82%	100%	100%	100%	83%	100%	100%
Nutzergenauigkeit (Absenz)	75%	64%	72%	68%	64%	100%	79%	73%	87%	100%	75%	80%	88%
Herstellergenauigkeit (Präsenz)	74%	63%	71%	56%	54%	100%	75%	64%	86%	100%	71%	75%	86%
Herstellergenauigkeit (Absenz)	77%	66%	74%	94%	81%	82%	85%	100%	100%	100%	85%	100%	100%
Gesamtgenauigkeit	76%	64%	73%	75%	68%	91%	80%	82%	93%	100%	79%	88%	93%
Kappa-Koeffizient	0,52	0,29	0,46	0,5	0,36	0,82	0,6	0,64	0,86	1	0,57	0,75	0,86

Abb.12: Einzelgenauigkeiten in der Szene von 2003 (eigene Darstellung).

Die Analyse der Szene von 2003 ergibt ein ähnliches Bild für die Einzelgenauigkeiten. 7 der 13 Informationsklassen weisen hierbei Werte von $\geq 80\%$ auf und zeichnen sich somit durch hohe Genauigkeiten aus. Im direkten Vergleich zur Szene von 2000 hat sich die Güte der Klassifikation jedoch verschlechtert.

Die Klassen AJ0, DA0, FA0, HC0 und GA0 erreichten mit Werten von $\geq 85\%$ die höchsten Genauigkeiten. Wie schon in der Szene von 2000 werden die höchsten Einzelgenauigkeiten somit von Bildelementen ohne Waldstrukturen erreicht. Insbesondere Klassen mit

nicht photosynthetisch aktiver Vegetation, wie FA0 (Stillgewässer) oder GA0 (Ackerland), zeichnen sich dabei durch eine exzellente Klassifikationsgüte aus. Folglich ist die hohe Gesamtgenauigkeit beider Szenen zum Teil den Abundanzen einiger exzellent differenzierbarer Bildelemente geschuldet. Damit verdeutlicht die Analyse, dass die eingangs beschriebene durchschnittliche Klassifikationsgüte (Gesamtgenauigkeiten und Kappa) die reale Genauigkeit der einzelnen Informationsklassen nicht uneingeschränkt wieder spiegelt.

Die geringsten Werte erzielen die Klassen AB0 und AF0, welche mit einer Gesamtgenauigkeit von 64 bzw. 68 % (Kappa 0,29 bzw. 0,36) als nicht repräsentativ zu bewerten sind. Wie schon in der Szene von 2000 handelt es sich dabei ausschließlich um Waldlebensraumtypen. Folglich sind die Schwächen dieser Klassifikationsmethodik auch in diesem Bereich zu sehen. Im Gegensatz zur Szene von 2000 verschiebt sich jedoch die Zugehörigkeit der betroffenen Informationsklassen. Während sich in der Klassifikation von 2000 die größten Ungenauigkeiten auf kleinräumigen Baumspezies wie AQ0 (Hainbuchenwald) beschränken, weist die Klassifikation von 2003 auch für großflächig-homogene Baumspezies, wie AB0 (Eichenwald), eine hohe Ungenauigkeit auf. Entsprechend lassen sich Ungenauigkeiten bzw. Unsicherheiten innerhalb der MTMF-Klassifikation nicht auf die räumliche Ausdehnung oder Häufigkeit photosynthetisch aktiver Vegetation zurückführen. Eine Analyse der statistischen Präsenz-/ Absenz-Konfusionsmatrizen ergab dabei für die Abundanzen der Informationsklasse AB0, sowohl eine Unterschätzung als auch die partielle Abtretung von Pixelanteilen an andere Klassen. Als mögliche Ursache wird auch hier die spektrale Überschneidung der Endmembersignaturen gesehen, welche wiederum einen negativen Einfluss auf die spektrale Diskriminierung unterschiedlicher Informationsklassen hat.

Ungeachtet dieser Ungenauigkeiten werden dennoch alle Endmember in den weiteren Verarbeitungsschritten genutzt. Da die betroffenen Vegetationsstrukturen zum einen Bestandteil der Szene und zum anderen wichtig für die Evaluation der Unterschutzstellung sind, kann auf eine Nutzung jener Informationsklassen nicht verzichtet werden. Im Rahmen dieser Arbeit wird diese Verfahrensweise für beide Szenen übernommen.

Zusammenfassend lässt sich damit festhalten, dass die Resultate der MTMF-Klassifikation größtenteils akzeptable Ergebnisse aufweisen, welche eine detaillierte Identifikation und Darstellung von Subpixelanteilen ermöglichen und damit die Strukturen im Untersuchungsgebiet gut wiedergeben. Insbesondere unter Berücksichtigung der hohen Anzahl an zu differenzierenden Baumspezies, mit ihren oftmals ähnlichen Spektren, konnte über das MTMF-Verfahren eine zufriedenstellende Klassifikationsgüte realisiert werden.

Weiterhin verifiziert das Ergebnis der MTMF-Klassifikation, dass über die Definition der genutzten MF-Score Schwellen, qualitativ gleichwertige und somit reproduzierbare Ergebnisse möglich sind.

Trotz der genannten Erfolge weist das Verfahren auch klare Defizite auf. Diese finden sich primär in der Klassifikationsgenauigkeit photosynthetisch aktiver Vegetation. Mit Genauigkeiten von teilweise unter 65% ist die Darstellung bzw. Extraktion bestimmter Baumspezies lediglich unter Vorbehalt nutzbar. Insbesondere die spektrale Ähnlichkeit sowie der wechselhafte und unbeständige Charakter von Vegetationssignaturen machen dabei die Grenzen des MTMF-Verfahrens deutlich. Die Integration weiterer Baumspezies, auf Basis von Bildendmembern, ist daher als nicht praktikabel zu bewerten.

Für die weiteren Verarbeitungsschritte bzw. zur Bildung der Biodiversitätsindikatoren fließen alle aus der Subpixelklassifikation abgeleiteten Informationsklassen ein.

9. ABLEITUNG DER BIODIVERSITÄTSINDIKATOREN

Die Ableitung/ Bildung der Biodiversitätsindikatoren erfolgt in einer 3-stufigen Verfahrensweise, entsprechend den durch EON2000+ formulierten Eigenschaften und Rahmenbedingungen.

Stufe I dient zur statistischen Auswertung der gesammelten Daten mittels Tabellenkalkulation. Die quantitativen Daten der MTMF Klassifikation werden dabei zu Indikatorwerten verdichtet und in graphischer sowie tabellarischer Form dargestellt.

Stufe II dient zur bitemporalen Bewertung der Isolation und Fragmentierung von Waldbeständen, um so die raumstrukturellen Eigenschaften der jeweiligen Zeitschnitte quantifizieren zu können. Die Bewertung erfolgt explizit für den genutzten Indikator „Zustand von Waldhabitaten“. Zur Analyse und Bewertung der Zerschneidungssituation wird die effektive Maschenweite sowie die Nearest-Neighbour-Distance genutzt.

Stufe III bildet eine bitemporale Auswertung mittels Differenzbilder zur Generierung von Veränderungskarten. Ziel ist die pixelgenaue Darstellung aufgetretener Veränderung und deren räumliche Verortung im Untersuchungsgebiet. Grundlage bilden dabei die klassifizierten Abundanzen der Endmember, als einzelne oder miteinander verschnittene Informationsklassen. Abschließend werden die daraus gewonnenen Analyseergebnisse als Veränderungskarten ausgegeben.

Grundlage sämtlicher Arbeitsschritte bildeten die aus der Subpixelklassifikation abgeleiteten Informationsklassen.

9.1 Statistische Auswertung der Daten

Den ersten Teil der Biodiversitätsindikatoren bildete die statistische Auswertung der klassifizierten Daten. Um diese in entsprechender Form verarbeiten zu können, wurden die MTMF-Datenreihen der Jahre 2000 und 2003 über die in ENVI implementierte „Class Statistics“ Funktion zusammengefasst und als Tabellen exportiert. Für die klassifizierten Oberflächenstrukturen umfasste dieser Export die statistischen Informationen Häufigkeit und Größe.

Die absoluten Zahlenwerte wurden dazu ausnahmslos nach den genutzten Endmembern bzw. Biotoptypen untergliedert. Zur weiteren statistischen Verarbeitung diente das Tabellenkalkulationsprogramm MICROSOFT EXCEL, in welches die Tabellen importiert wurden.

Über einen Vergleich der bitemporalen Klassifikationen folgte weiterführend die Ableitung aussagkräftiger Indikatorwerte, welche die zeitlichen Veränderungen innerhalb der Landschaftszusammensetzung widerspiegeln. Grundlage dafür war eine einfache Differenzbildung ($\text{Differenz} = \text{nachher} - \text{vorher}$) der i -ten Endmemberhäufigkeit/ -größe. Diese Berechnung ergab für jeden Endmember die absolute und prozentuale Zu- bzw. Abnahme.

Zur übersichtlichen Darstellung und vereinfachten Interpretation der statistischen Auswertung folgte abschließend eine Illustration der berechneten Werte mittels Diagrammen. Im Ergebnis lagen damit Tabellen und Diagramme zur Darstellung der berechneten Indikatorwerte vor, welche eine nominelle Charakterisierung der Entwicklungsdynamik ermöglichen.

9.2 Charakterisierung der Landschaftsstruktur

Wie in Kapitel 8.1.5 beschrieben, stellt die raumstrukturelle Zustandsbeschreibung von Waldhabitaten, hinsichtlich Isolation und Fragmentierung, einen weiteren Parameter der genutzten Biodiversitätsindikatoren dar. Um raumstrukturelle Veränderungen innerhalb natürlicher bzw. naturnaher Wälder quantitativ bewerten zu können, werden unterschiedliche Landschaftsstrukturmaße (LSM) für die Klassifikationsergebnisse berechnet. LSM sind dabei als mathematische Kennzahlen zu verstehen, über welche die Ordnung, Komposition und Entwicklung räumlicher Landschaftselemente beschrieben, quantifiziert und bewertet werden kann (KLEINSCHMIT et al. 2006). Die Anwendung der LSM kann dabei auf unterschiedlichen Aggregationsebenen erfolgen. Diese umfassen die Patch-,

Klassen- und Landschaftsebene (LANG&BLASCHKE 2007). Weiterführende Informationen zur Theorie und Konzeption der Landschaftsstrukturmaße finden sich bei LANG&BLASCHKE (2007).

Im Kontext der Aufgabenstellung dienen LSM als vergleichbare Indikatoren, deren Dokumentation eine Quantifizierung raumstruktureller Veränderungen ermöglichen soll. Für das Untersuchungsgebiet werden dazu die LSM effektive Maschenweite (meff) und Nearest-Neighbour-Distance (ENN) herangezogen. Die explizite Auswahl orientiert sich dabei an den in Kapitel 8.1.5 formulierten Eigenschaften und Erfordernissen der Biodiversitätsindikatoren. Die Anwendung beider Indikatoren erfolgt auf Ebene der Patches (Nearest-Neighbour-Distance) und Klassen (effektive Maschenweite).

9.2.1 Effektive Maschenweite

Die effektive Maschenweite ist ein von JAEGER (2000) entwickelter Indikator, zur Messung und Analyse der Landschaftszerschneidung. LANG&BLASCHKE (2007: 189) beschreiben diesen als eine „Kennzahl für die Größe verbleibender Restflächen der durch Siedlung, Verkehrslinien und sonstige infrastrukturelle Anlagen zerschnittenen Landschaft“. Hervorzuheben ist bei diesem Indikator eine explizite Berücksichtigung der Zerschneidungsarchitektur, der Größe und Ausdehnung zerschnittener Teilräume, sowie der Gesamtfläche einer Landschaft. Diese Informationsaggregation schafft im Ergebnis einen flächenproportional-additiven und damit vergleichbaren Indikator, welcher sowohl eine Charakterisierung der Gesamtzerschneidungssituation als auch deren (multitemporale) Entwicklung ermöglicht (KLEINSCHMIT et al. 2006, LANG&BLASCHKE 2007, JAEGER 2002).

Die berechneten Werte der effektiven Maschenweite werden als mittlerer Zerschneidungsgrad meff definiert. Je höher meff dabei ist, desto geringer die Habitatfragmentierung bzw. die Zerschneidungswirkung anthropogener Barrieren.

9.2.2 Nearest-Neighbour-Distance

Die Nearest-Neighbour-Distance (ENN) dient zur Quantifizierung der Landschaftsanordnung und damit einer Erfassung und Bewertung möglicher Isolationen innerhalb der Habitatstrukturen. Die ENN entspricht dabei der euklidisch-geringsten Distanz (Rand zu Rand Entfernung) einer Ausgangsfläche zur nächstgelegenen Teilfläche der gleichen Klasse (DÜSTERHÖFT 2006; LANG&BLASCHKE 2007). Je höher ENN dabei ist, desto stärker ist die Isolation der Ausgangsfläche, da die individuellen Habitateigenschaften

in der näheren Umgebung nicht vorhanden sind. ENN-Werte sind somit äquivalent mit dem Isolationsgrad einer Ausgangsfläche und ermöglichen damit die Quantifizierung der Habitat-Qualität innerhalb einer räumlichen Konfiguration (Biotopverbund).

9.2.3 Methodik und Berechnung der Landschaftsstrukturmaße

Im Rahmen dieser Arbeit definiert sich die Isolation und Fragmentierung von Habitaten als eine anthropogen ausgelöste Zerstückelung und Verkleinerung ehemals zusammenhängender Waldkomplexe. Als Hauptursachen werden daher menschliche Eingriffe in Form landwirtschaftlicher-, forstwirtschaftlicher- und verkehrsinfrastruktureller Tätigkeiten gesehen. Für das Untersuchungsgebiet sollen die Auswirkungen dieser Faktoren und deren zeitliche Entwicklung anhand der effektiven Maschenweite und Nearest-Neighbour-Distance beschrieben und bewertet werden. Die Quantifizierung der Fragmentierungen erfolgt dazu über die Größe, Isolation und räumliche Distanz der jeweiligen Habitatfragmente.

Zur Berechnung der LSM wurde eine binäre Maske erstellt, welche alle -im Sinne der FFH- relevanten Endmember der Baumspezies zu einer abstrakten Informationsklasse aggregiert. Gründe für diese thematische Reduzierung sind zum Einen, die physikalisch begründeten Endmember der MTMF Klassifikation mit den pflanzensoziologisch definierten Einheiten des Natura 2000-Gebietes in Beziehung zu setzen und zum Anderen, die teilweise geringen Einzelgenauigkeiten FFH-relevanter Baumspezies zu kompensieren, um so die Aussagekraft der Indikatoren zu verbessern.

Folgende Informationsklasse wurde erstellt:

Klasse FFH-Wald - Diese Binärmaske umfasst das im Sinne der FFH schützenswerte Inventar an Waldhabitaten. Habitatfragmente innerhalb dieser Maske sind daher als FFH relevante Waldkomplexe zu verstehen, welche die Baumspezies der pflanzensoziologisch definierten Lebensraumtypen des Natura 2000-Gebietes repräsentieren.

Die Ableitung der Maske erfolgte für beide Zeitschnitte über die „Band Math“ Funktion unter ENVI. Zur Selektion der jeweiligen Pixel wurde ein mathematischer Ausdruck definiert. Dieser exportierte für alle Baumspezies der Maske, die Abundanzen der MTMF Klassifikation. Abschließend wurden die kontinuierlichen Grauwerte des daraus resultierenden Datensatzes in eine thematische Klassifikation umgewandelt, miteinander verschnitten, gefiltert und reklassifiziert. Im Ergebnis lag so, für jeden Zeitschnitt eine binäre Wald/ Nichtwald-Maske vor.

Auf Basis dieser Maske folgte die Berechnung der LSM. Hierfür wurde die Maske in das Geographische Informationssystem ArcGIS übertragen und vektorisiert. Anschließend wurde diese mit weiteren Vektordaten über die „Union“ Funktion verschnitten, um so eine noch reellere Bewertung der Zerschneidungssituation zu realisieren. Bei den ergänzenden Vektordaten handelte es sich um Teile der genutzten Biotopkartierung, welche alle anthropogenen Elemente mit zerschneidender Wirkung umfassen. Für beide Zeitschnitte sind dies Landstraßen, Kreisstraßen und versiegelte Erschließungsstraßen.

Die explizite Berechnung der Indikatoren erfolgte über die Programmerweiterung V-LATE. Abschließend wurden die damit errechneten Attributtabelle exportiert und im Tabellenkalkulationsprogramm MICROSOFT EXCEL weiterverarbeitet. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte in graphischer und tabellarischer Form.

9.3 Berechnung der Differenzbilder

Im 3. Schritt folgte eine Darstellung der bitemporalen Veränderungen mittels binärer Differenzbilder. Das methodische Vorgehen beruhte dabei auf dem Post-Klassifikationsansatz der map-to-map comparison und damit auf einer Verschneidung unabhängig voneinander klassifizierter Aufnahmezeitpunkte (2000 und 2003).

Zur Berechnung der Differenzbilder wurde die in ENVI implementierte „Compute Difference Map“ Funktion genutzt, welche eine Visualisierung von bitemporalen Veränderungen zwischen einem Ausgangs- und Endzustand ermöglicht. Hierfür wurden zuvor die Endmember miteinander verschnitten und zu abstrakten Informationsklassen rekodiert. Wie schon in Kapitel 9.2 erfolgte dies über eine Ableitung binärer Zustandsmasken. Für die pixelgenaue Darstellung bitemporaler Veränderungen wurden so folgende Informationsklassen erstellt:

Klasse FFH-Wald - umfasst alle FFH relevanten Baumspezies.

Klasse FFH-Oberflächengewässer – umfasst alle FFH relevanten Gewässerstrukturen.

Klasse FFH-Heidegebiete – umfasst alle FFH relevanten Heidestrukturen.

Die explizite Berechnung der Differenzbilder erfolgte durch die Subtraktion des Ausgangszustandes vom Endzustand. Im Ergebnis lag damit für jede Informationsklasse eine binäre Veränderungskarte mit Change- und NoChange-Pixeln vor.

10. DARSTELLUNG UND BEWERTUNG DER ENTWICKLUNGSDYNAMIK

Die Ergebnisse der vorhergehenden Arbeitsschritte setzen sich aus einer Reihe unterschiedlicher Informationen zusammen, welche sowohl den Zustand des Untersuchungsgebietes pro Zeitpunkt, als auch deren räumlich-zeitliche Dynamik zwischen den untersuchten Zeitpunkten quantifizieren. Die gesammelten Informationen wurden, entsprechend den Empfehlungen durch EON2000+ verarbeitet und in thematischen Karten aggregiert, welche die Ergebnisse veranschaulichend darstellen sollen. Diese Synthese aus statistischen Daten und thematischen Karten ergibt wiederum die Biodiversitätsindikatoren, welche für das Untersuchungsgebiet zur Zustands- und Entwicklungsbewertung eingesetzt wurden.

Im folgenden Kapitel sollen die daraus resultierenden Ergebnisse vorgestellt und diskutiert werden. Ziel ist es, anhand der gebildeten Biodiversitätsindikatoren die Wirksamkeit der Unterschutzstellung zu evaluieren. Darüber hinaus soll für das vorgestellte Klassifikationsverfahren die Aussagekraft und damit eine Nutzbarkeit im Sinne der zentralen Fragestellung (Kapitel 1) validiert und bewertet werden.

10.1 Potentielles FFH Inventar

Ziel dieses Indikators ist die Erfassung und Beschreibung prozentualer und absoluter Flächenveränderungen für die im Untersuchungsgebiet befindlichen Anhang-I-Habitate. Die ermittelten Ergebnisse werden dazu in Abbildung 13 dargestellt.

Das Resultat der statistischen Analyse weist für alle im Untersuchungsgebiet befindlichen Anhang-I-Habitate flächenhafte Veränderungen zwischen 2000 und 2003 auf. Die Entwicklung der Klassen FFH-Heidegebiete und FFH-Oberflächengewässer zeigt hierbei eine Abnahme der Gesamtfläche. Sowohl FFH-Heidegebiete als auch FFH-Oberflächengewässer nahmen im Zeitraum zwischen 2000 und 2003 um ca. 33 % im Untersuchungsgebiet ab. Für die genannten Klassen umfasst diese Flächenabnahme jeweils eine Gesamtfläche von 0,7 ha.

Für die Klasse FFH-Wald konnte zwischen 2000 und 2003 eine prozentuale Bestandsabnahme von 1,05 % detektiert werden. Mit 475,1 ha im August 2000 und 470,1 ha im Juli 2003 umfasst diese Flächenabnahme eine Gesamtfläche von 5 ha. Wie die Analyse ergab, lässt sich diese Entwicklung jedoch nicht uneingeschränkt auf alle darin enthaltenen Baumspezies projizieren (siehe Abbildung14).

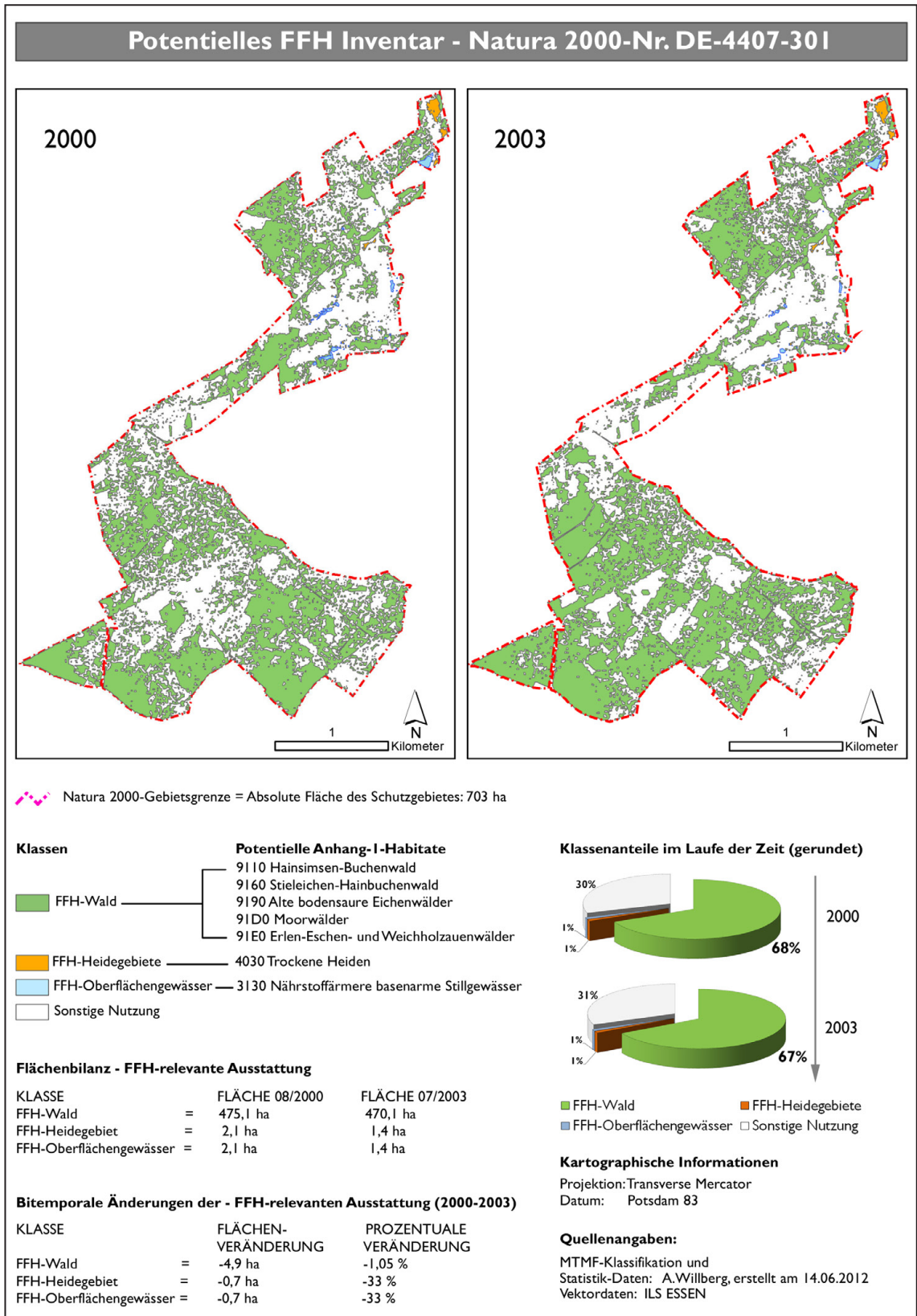


Abb.13: Indikator Potentielles FFH Inventar (eigene Darstellung).

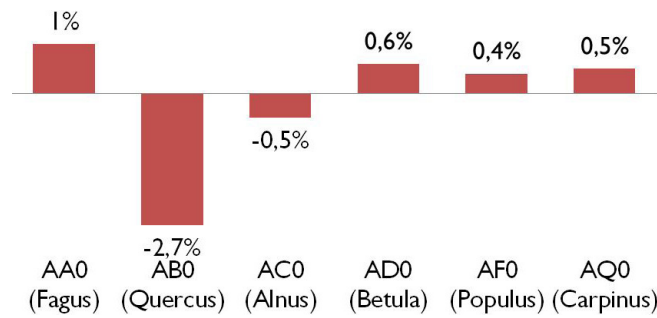


Abb.14: Prozentuale Veränderungen der Unterkategorien/ Endmember innerhalb der Klasse FFH-Wald (eigene Darstellung).

So weisen über 60 % der kartierten Baumspezies eine Flächenzunahme auf. Dies gilt für die Klassen AA0, AD0, AF0 und AQ0. Lediglich für die Endmember der Baumspezies AB0 und AC0 konnte ein Vegetationsrückgang nachgewiesen werden. Damit ist festzuhalten, dass die vorherrschenden Baumspezies der Klasse FFH-Wald eine heterogene Entwicklungsdynamik aufweisen, sich letztlich aber ein Großteil dieser Klasse nur marginal verändert. Betrachtet man weiterführend diese bitemporale Entwicklung innerhalb der Flächenbilanz, zeigt es sich, dass ein Großteil der abgetretenen Flächen scheinbar in forstwirtschaftliche Nutzflächen umgewandelt wurde. Für die Endmember der betreffenden Klassen konnten Zunahmen von bis zu 9,1 ha registriert werden (vgl. Tabelle 7).

Biotopecode	Endmember/ Biotoptyp	Flächenbilanz 2000		Flächenbilanz 2003		Prozentuale Veränderung von 2000 zu 2003 [%]	Flächenveränderung von 2000 zu 2003 [ha]
		Prozentualer Anteil am Schutzgebiet [%]	Absoluter Flächenanteil am Schutzgebiet [ha]	Prozentualer Anteil am Schutzgebiet [%]	Absoluter Flächenanteil am Schutzgebiet [ha]		
	<i>Unklassiziert</i>	17,9	126,0	17	119,6		
AA0	Buche (Fagus)	18,2	128,1	19,2	135,1	1,0	7,0
AB0	Eiche (Quercus)	20,3	142,9	17,6	123,9	-2,7	-19,0
AC0	Erle (Alnus)	16,2	114,0	15,7	110,5	-0,5	-3,5
AD0	Birke (Betula)	6,1	42,9	6,7	47,2	0,6	4,2
AF0	Pappel (Populus)	2,5	17,6	2,9	20,4	0,4	2,8
AJ0	Fichte (Picea)	3	21,1	4,3	30,3	1,3	9,1
AK0	Kiefer (Pinus)	8,5	59,8	9,2	64,8	0,7	4,9
AQ0	Hainbuche (Carpinus)	4,2	29,6	4,7	33,1	0,5	3,5
DA0	Heide (Calluna)	0,3	2,1	0,2	1,4	-0,1	-0,7
FA0	Stillgewässer	0,3	2,1	0,2	1,4	-0,1	-0,7
HA0	Acker	0,5	3,5	0,8	5,6	0,3	2,1
HC0	Grünland	1,4	9,9	0,7	4,9	-0,8	-4,9
GA0	Extensiv Ackerland	0,6	4,2	0,8	5,6	0,1	1,4

Tab.7: Flächenbilanz der bitemporalen Änderungen.

Eine tiefere Analyse dieser Beobachtungen, hinsichtlich der Zuordnung abgetretener Flächen, konnte aufgrund einer fehlenden Änderungsstatistik jedoch nicht realisiert werden. Die spezifischen Eigenschaften einer MTMF-Klassifikation (ein Bildkanal je Endmember) lassen diese Form der statistischen Auswertung nicht zu. Entsprechend kann diesen Beobachtungen kein direkter Zusammenhang zugrunde gelegt werden, wodurch wichtige Erkenntnisse über die Landnutzungsdynamik verloren gehen. Weiterhin wird damit der hohe Klassifikationsaufwand im Sinne der zu differenzierenden

Informationsklassen obsolet, da Veränderungen zwischen den Endmembern nicht spezifiziert werden können. Die fehlende Identifikation abgetretener Flächen bzw. deren Zuordnung zu einer anderen Klasse muss daher als Defizit innerhalb der MTMF-Klassifikation gewertet werden.

Insgesamt machen die statistischen Ergebnisse aber einen klaren Trend, hinsichtlich der Entwicklungsdynamik potentieller Anhang-I-Habitate, deutlich. Dieser weist für alle FFH-relevanten Klassen des Untersuchungsgebietes eine proportionale Verkleinerung der Habitate und damit eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes auf. Folglich konnte der Bestand nicht vollständig erhalten und nur in einem begrenzten Maße entwickelt bzw. vergrößert werden. Unter Berücksichtigung der im LANUV NRW (2010c) formulierten Ziele (siehe Kapitel 8.1.4) wird damit festgestellt, dass die Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungspläne für das Untersuchungsgebiet keinen positiven Einfluss auf den Erhalt und die Förderung der potentiell natürlichen Vegetation haben. Die Wirksamkeit der FFH-RL konnte über diesen Parameter daher nicht nachgewiesen werden.

Sämtliche Aussagen dieser statistischen Analyse basieren jedoch auf der grundlegenden Annahme einer fehlerfreien Klassifikation. Betrachtet man in diesem Zusammenhang die in Kapitel 8.2.8 erreichten Genauigkeiten der zugrundeliegenden Klassifikationen, sind diese Voraussetzungen für die erfassten Veränderungen nicht gegeben. Dies wiederum impliziert die Frage, ob es sich hierbei um wirkliche Veränderungen oder nur um Klassifikationsfehler handelt. Aus diesem Grund ist es erforderlich, die Richtigkeit der statistischen Veränderungsanalyse zu bewerten. Ein approximativer Ansatz zur Berechnung der multitemporalen Messunsicherheit basiert auf einer Multiplikation der monotemporalen Klassifikationsgenauigkeiten. Das Produkt dieser Berechnung ermöglicht dabei eine annäherungsweise Genauigkeitsabschätzung für die detektierten Veränderungen (YUAN et al. 1998; zit. n. BRUNN 2006). Für die durchgeführte Veränderungsanalyse ergab die Anwendung dieser Gesamtbewertung eine approximative Genauigkeit von 67,47%. Statistisch bergen die erfassten Veränderungen damit ein hohes Fehlerpotential. Hierbei gilt es jedoch zu beachten, dass diese Bewertung auf die Genauigkeiten der einzelnen Endmembern beruht. Die thematische Reduzierung der Endmembern durch ihre Aggregation zu abstrakten Informationsklassen wurde vernachlässigt.

Dennoch ist davon auszugehen, dass ein wesentlicher Teil der detektierten Veränderungen mit den Ungenauigkeiten der MTMF-Klassifikationen korreliert ist. Aufgrund der geringen Genauigkeit besitzen diese Ergebnisse daher keine allgemeingültige Aussagekraft und können folglich nur als grober Entwicklungstrend verstanden werden.

Neben der statistischen Bilanzierung von Flächenanteilen dient der Indikator weiterhin einer pixelgenauen Betrachtung von Veränderungen. Die räumlich explizite Verortung von Veränderungen der potentiellen Anhang-1-Habitate erfolgt dazu über eine Veränderungskarte. Grundlage bildet hierbei die Überlagerung binärer Differenzbilder. Die für das Untersuchungsgebiet erstellte Veränderungskarte wird in Abbildung 15 dargestellt.

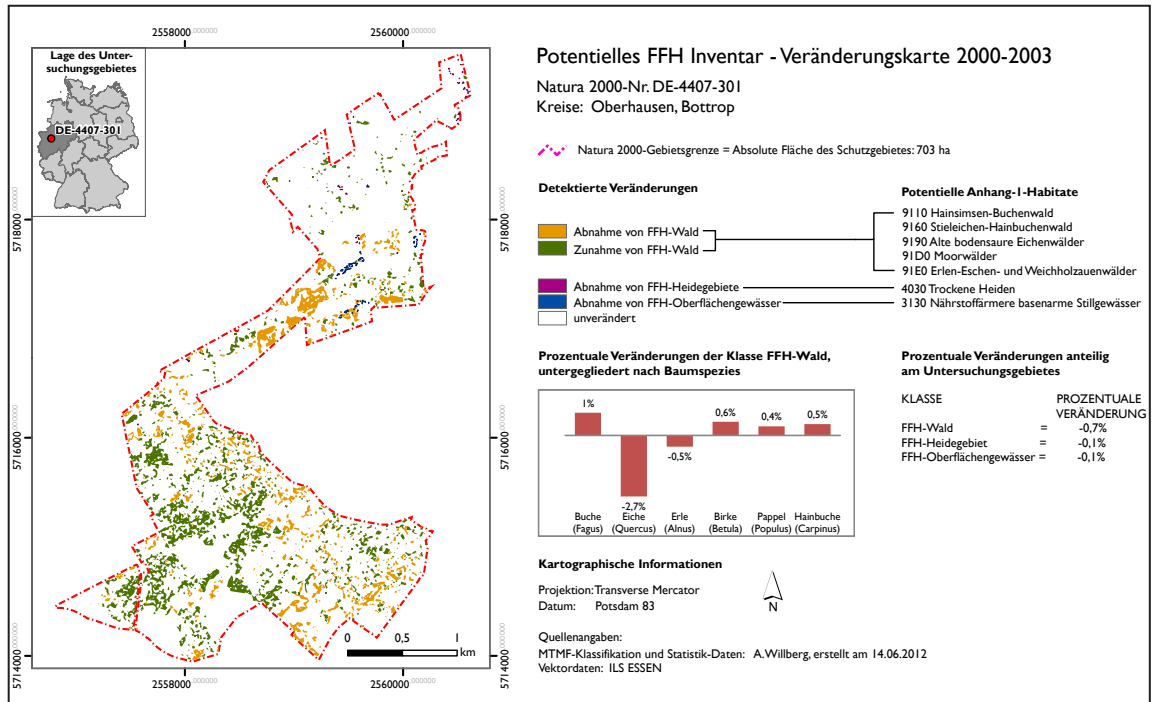


Abb.15: Veränderungen innerhalb potentieller Anhang-1-Habitate (eigene Darstellung).

Für die Klasse FFH-Wald macht die visuelle/ räumliche Betrachtung eine Vielzahl an detektierten Veränderungen deutlich. Dabei spiegelt die Analyse den ermittelten Trend der statistischen Auswertung wieder. Entsprechend einer heterogenen Entwicklungsdynamik werden Flächen daher sowohl aufgenommen als auch abgetreten. Diese Veränderungen treten primär in den südwestlichen und südöstlichen Teilen des Untersuchungsgebietes auf. Nach visueller Einschätzung ist die Häufigkeit an Flächenänderungen in diesen Bereichen am größten. Einen signifikanten Unterschied dazu weisen die nord- bis nordöstlichen Teile des Untersuchungsgebietes auf, da in diesen Bereichen nur wenige Veränderungen registriert wurden.

Die visuelle Betrachtung der Heideflächen und Oberflächengewässer gibt einzig eine Verkleinerung der Habitate wieder. Entsprechend deckt sich auch dieses Ergebnis mit dem Entwicklungstrend der Flächenbilanz. Zusammenfassend weisen die Resultate der statistischen und visuellen Analyse damit einen identischen Entwicklungstrend auf. Demnach konnte der Bestand an FFH-relevanten Habitaten nicht vollständig erhalten werden, was wiederum mit einer Beeinträchtigung der potentiell natürlichen Vegetation verbunden ist. Aus diesem Grund kann eine Wirksamkeit der FFH-RL nicht nachgewiesen werden.

Unter Berücksichtigung der approximierten Klassifikationsgenauigkeit stellt sich jedoch auch hier die Frage nach der Aussagekraft und Konsistenz dieser Bewertung. Die visuelle Analyse der Veränderungskarte zeigt in diesem Zusammenhang eine starke Überschätzung der Änderungen. So ergibt die Veränderungskarte, allein für die Klasse FFH-Wald, eine Flächenveränderung von ≈ 110 ha. Unter Berücksichtigung der statistischen Analyse dürften jedoch lediglich ≈ 40 ha einer Veränderung unterliegen. Die Zuverlässigkeit dieses Parameters steht daher in Frage.

Eine Erklärung für diese Inkonsistenzen liefern die spezifischen Eigenschaften einer MTMF-Klassifikation. Gemeint ist damit deren Funktion, Endmember als prozentuale Anteile eines Pixels in einem jeweils separaten Bildkanal wiederzugeben. Entsprechend werden Mischpixel als eine Kombination multipler Endmemberabundanzen verstanden, wodurch sie über verschiedene Informationsklassen beschrieben werden können. Was für die statistische Ermittlung prozentualer Oberflächenanteile von Vorteil ist, gerät für die thematische Darstellung der Biodiversitätsindikatoren zwangsläufig zum Nachteil. So ist beispielsweise die Mehrfachbelegung eines Pixels in Ergebniskarten nur schwierig darstellbar und mit Problemen verbunden, da eine Überlappung von Informationsklassen zu einer inkorrekten Darstellung der Klassifikationsergebnisse führen kann (FINLEY 2006). Weiterhin neigt die Darstellung von Veränderungen zu Anteilsüberschätzungen, da die physikalischen Endmemberanteile am Pixel vollständig vernachlässigt werden. Ein Change-Pixel dieser MTMF-Klassifikation repräsentiert somit immer einen Endmemberanteil von 100% am Pixel. In der Konsequenz kommt es zu einer Überschätzung der realen Ausdehnung und damit zu einer realitätsverzerrenden und irreführenden Darstellung der Endmemberstrukturen/ -anteile. Damit ist festzuhalten, dass die unverzerrte und valide Darstellung aller Endmember in einer einzelnen Karte nicht möglich ist. Eine detaillierte Analyse und differenzierte Darstellung der Endmemberanteile und deren Veränderung ist nur über die jeweiligen Abundanzkanäle der MTMF-Klassifikation möglich. Im Anhang B befinden sich thematische Karten ausgewählter Endmember als exemplarische Beispiele einer verlustfreien Darstellung.

10.2 Zustand von Waldhabitaten

Ziel dieses Indikators ist eine Zustandsbeschreibung von Waldhabitaten auf Grundlage der Fragmentierung und Isolation von Waldbeständen. Über multitemporale Untersuchungsreihen sollen damit Veränderungen dokumentiert und Entwicklungstrends abgeleitet werden. In Abbildung 16 und 17 sind die Ergebnisse des Indikators für die Jahre 2000 und 2003 dargestellt.

10 Darstellung und Bewertung der Entwicklungsdynamik

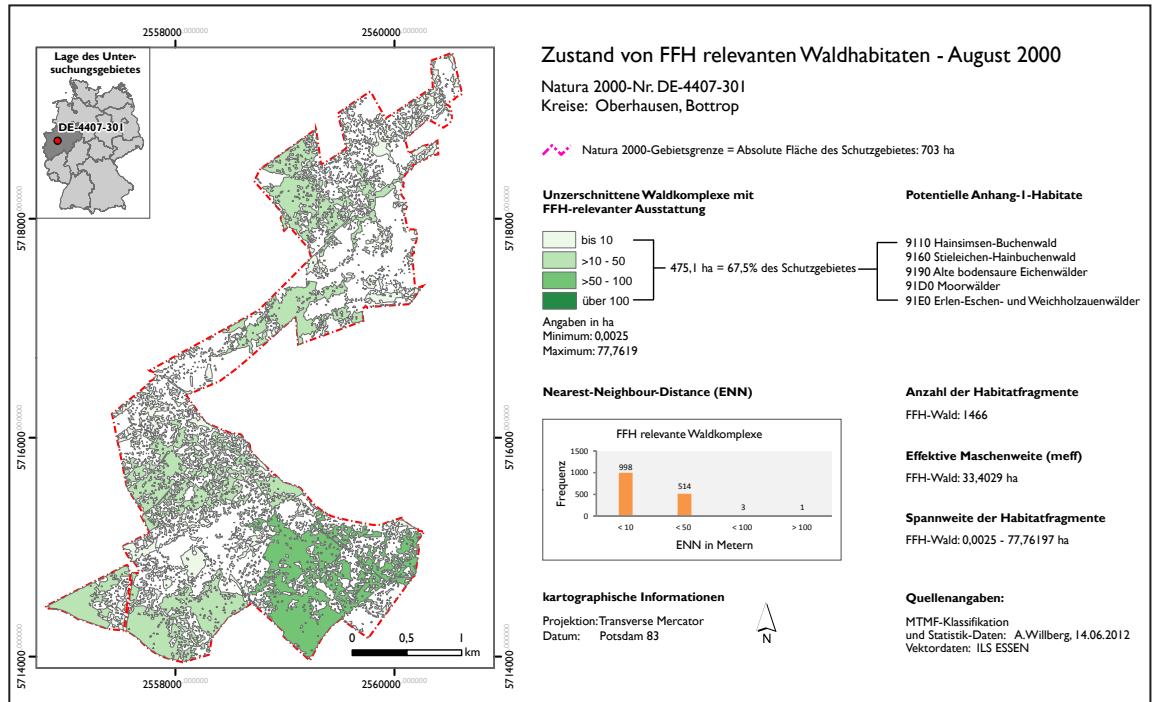


Abb.16: Indikator-Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2000 (eigene Darstellung).

Die Analyse des Indikators ergibt für die Szene von 2000 eine effektive Maschenweite von 33,4 ha. Die Anzahl an Habitatfragmenten beträgt dabei 1466 Stück bei einer Habitatspannweite von 0,0025 – 77,6 ha.

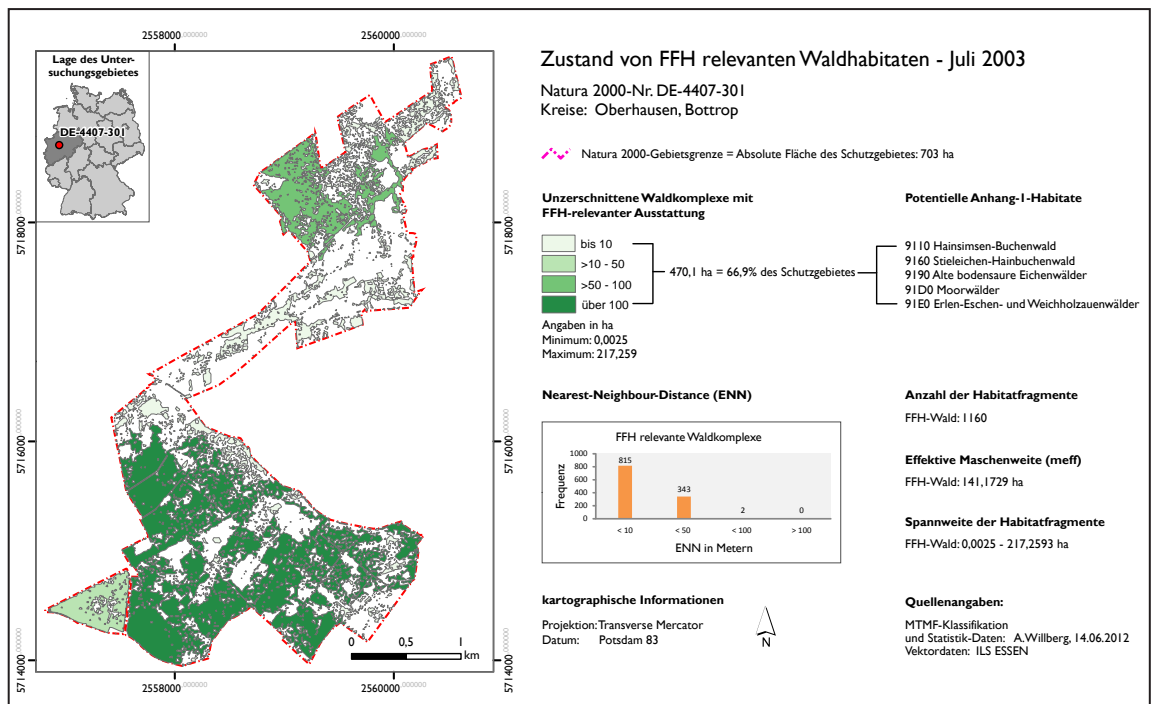


Abb.17: Indikator-Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2003 (eigene Darstellung).

Für die Szene von 2003 beträgt die effektive Maschenweite 141,2 ha. Im Vergleich zu 2000 entspricht dies einer prozentualen Zunahme von mehr als 320 %. Die durchschnittliche Größe der Habitate (Maschenweite) hat sich damit innerhalb von 3 Jahren mehr als vervierfacht. In Anbetracht dieser Entwicklung ist von einer massiven Homogenisierung der Waldhabitate auszugehen. Dies bestätigt auch ein visueller Vergleich der thematischen Karten.

Die Anzahl der Habitatfragmente weist bei vergleichender Betrachtung eine Abnahme auf. Mit 1160 Stück konnte deren Anzahl, im Vergleich zu 2000, um 306 verringert werden. Diese Entwicklung wird durch die Spannweiten der Fragmente bestätigt. Mit zusammenhängenden Waldflächen von bis zu 217,25 ha weisen diese ebenfalls einen rückläufigen Entwicklungstrend, hinsichtlich der Verkleinerung von Waldhabitaten, auf.

Die räumlich-zeitliche Dynamik zeigt damit die Tendenzen einer rückläufigen Fragmentierung, welche für den Erhalt und die Förderung der potentiell natürlichen Vegetation von großer Bedeutung ist. Der Entwicklungstrend ist somit konform mit den Zielen der FFH-RL und kann daher als positiv bewertet werden.

Es gilt jedoch zu beachten, dass die extremen Unterschiede der effektiven Maschenweite – entgegen einer visuellen Einschätzung der thematischen Klassifikationen- auf keiner realen Flächenzunahme beruhen. Eine Betrachtung der absoluten Waldflächen verdeutlicht dies. Mit einer Gesamtfläche von 475,1 ha bzw. 470,1 ha für die Szene von 2000 bzw. 2003, ergibt sich für diesen Zeitraum eine prozentuale Abnahme von 1,05 % und damit ein Flächenverlust von insgesamt 5 ha. Die Entwicklung der effektiven Maschenweite ist folglich nicht mit einer Flächenzunahme korreliert. Viel wahrscheinlicher ist hier eine verfahrensbedingte Verzerrung der Ergebnisse. Gemeint ist damit, ein durch spektrale Variabilität verursachtes „Salz und Pfeffer“-Rauschen (viele kleinflächige, getrennte aber räumlich unmittelbare Klassifikationen) (LILLESAND&KIEFER 2003). Es wäre möglich, dass thematisch eindeutige Pixel, aufgrund ihrer spektralen Variabilität, im Mischungsmodell nicht registriert und somit nicht als Endmember identifiziert wurden. Dies hätte zur Folge, dass Teile eines thematisch zusammenhängenden Waldhabitats, innerhalb des MTMF-Verfahrens, als unklassifizierte Pixel deklariert werden (siehe Abbildung 18).

Weiterhin dürfte die Registrierung kleinster physikalischer Endmemberanteile eine nicht unwesentliche Rolle spielen, da diese Verfahrensweise zu einer thematischen Darstellung kleiner und räumlich versprengter Endmemberpixel führen kann. Berücksichtigt man in diesem Zusammenhang die hohe Anzahl an Flächen mit einer ENN Distanz von unter 10 m und die daraus resultierende Fragmentierungswirkung, scheint ein Auftreten dieser

verfahrensbedingten Effekte sehr wahrscheinlich zu sein. In der Summe dieser Faktoren ist die Aussagekraft der effektiven Maschenweite daher nicht repräsentativ und deren Werte als übermäßig optimistisch bis unrealistisch zu bewerten.

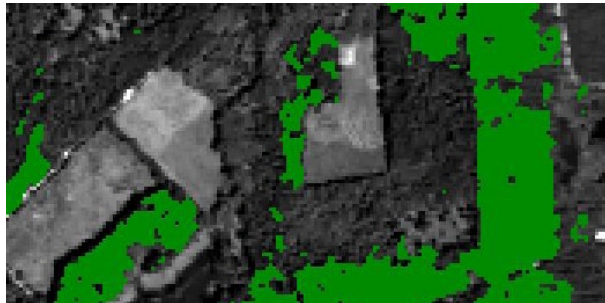


Abb.18: Szene von 2003 (Band 9 - 555 nm) überlagert mit der Gesamtabundanz des Endmembers „AK0“ (eigene Darstellung).

Repräsentativer erscheint die Nutzung der Nearest-Neighbour-Distance. Unter der Annahme, dass sich diese Einflüsse mit zunehmender Distanz zwischen den Fragmenten reduzieren, können Fragmente mit hohem Fehlerpotential (ENN Distanz < 10 m) hierbei gezielt vernachlässigt werden. Die differenzierte Wahrnehmung der Distanzen und deren Anzahl bilden daher einen geeigneteren Parameter für die Bewertung und den Vergleich der Fragmentierung und Isolation. Eine Übersicht des berechneten Parameters wird in Abbildung 19 gegeben.

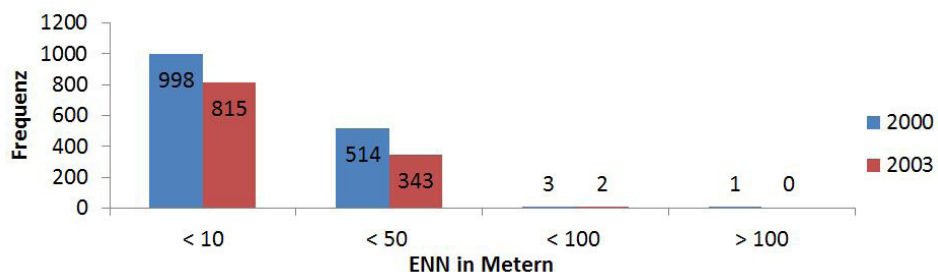


Abb.19: Gegenüberstellung der errechneten ENN Distanzen (eigene Darstellung).

Die vergleichende Betrachtung der Werte macht einen rückläufigen Entwicklungstrend zwischen den untersuchten Zeitpunkten deutlich. So verringert sich die Anzahl der Fragmente, mit einer ENN Distanz von ≥ 10 m, von 514 auf 343 Stück. Diese Entwicklung lässt sich auch für stärker isolierte Habitate ab einer ENN Distanz von ≥ 50 m nachweisen. Folglich ist davon auszugehen, dass die Isolation von Habitaten reduziert, Aktionsräume hypothetischer Population vergrößert und die Qualität der Waldhabitate verbessert werden konnte.

Damit bleibt festzuhalten, dass die gegenübergestellten Parameter des Indikators „Zustand Waldhabitaten“ einen positiven Entwicklungstrend für die Waldbestände

aufweisen. Sowohl die steigenden Werte der effektiven Maschenweite, als auch die reduzierten Abstände der Nearest-Neighbour-Distance indizieren eine tendenzielle Abnahme der Fragmentierung innerhalb FFH-relevanter Waldstrukturen. Unter Berücksichtigung verfahrensbedingter Eigenschaften und einer fehlenden statistischen Absicherung, erscheinen diese Ergebnisse jedoch nur eingeschränkt plausibel.

Zugunsten einer besser interpretierbaren Darstellung werden die abgeleiteten Biodiversitätsindikatoren im Anhang A nochmals groß dargestellt.

10.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Das MTMF-Entmischungsmodell erlaubt eine Ableitung raumstruktureller Parameter. Anhand dieser lässt sich die Entwicklungsdynamik potentieller Anhang-I-Habitats im Untersuchungsgebiet wie folgt zusammenfassen:

- Alle FFH-relevanten Klassen weisen statistisch eine proportionale Verkleinerung auf.
- Die größten Veränderungen finden sich dabei in der Klasse FFH-Wald (5 ha).
- Unterkategorien dieser Klasse weisen sowohl Zu- als auch Abnahmen auf.
- Für FFH-Heidegebiete und FFH-Oberflächengewässer wurde jeweils eine Flächenabnahme verzeichnet (0,7 ha).
- Waldhabitats weisen Tendenzen einer rückläufigen Fragmentierung und Isolation auf.

Weiterhin macht die Analyse der Ergebnisse deutlich, dass die genutzten Biodiversitätsindikatoren zu gegenläufigen Thesen kommen. So beschreibt der Indikator „Potentielles FFH Inventar“, durch die proportionale Verkleinerung der Habitats, einen negativen Entwicklungstrend, während über den „Zustand von Waldhabitats“ eine tendenzielle Abnahme der Fragmentierung und damit ein positiver Entwicklungstrend indiziert wird.

Aufgrund der fehlenden statistischen Absicherung, dem gegebenen Fehlerpotential und einer nur marginalen Veränderung besitzen diese Einschätzungen jedoch nur eine limitierte Aussagekraft und sind damit nicht verwertbar. Die Ergebnisse können daher nur Tendenzen skizzieren.

10.4 Kritische Beurteilung der Resultate

Es wurde festgestellt, dass wichtige Bestandteile der Indikatoren nur mangelhaft aus den Daten der MTMF-Klassifikationen abgeleitet werden können. Diese umfassen die räumlichen Veränderungsanalyse mittels Differenzbilder sowie die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße. Ein wesentlicher Teil der über die Indikatoren detektierten Veränderungen wurde daher als fehlerhaft eingestuft.

Als Ursachen sind die verfahrensbedingten Eigenschaften der MTMF-Klassifikationen zu nennen. Diese können wie folgt zusammengefasst werden:

- Mischpixel werden als eine Kombination multipler Endmemberabundanzen verstanden, deren mehrfache Kartierung in einer thematischen Darstellung zu massiven Anteilsüberschätzungen führen kann.
- Die Anfälligkeit gegenüber spektralen Varianzen und dem damit verbundenen „Salz und Pfeffer“-Rauschen.
- Die Bildung unrealistischer Fragmente durch die Wahrnehmung kleinster physikalischer Endmemberanteile.

Die Fähigkeit zur Invertierung eines Mischpixels erwies sich einzig für die statistische Ermittlung prozentualer Oberflächenanteile als vorteilhaft und uneingeschränkt nutzbar. In diesem Kontext ermöglichte das Verfahren die Bildung einer umfassenden Flächenstatistik mit statistisch belegbaren Genauigkeiten.

Zusammenfassend lässt sich damit festhalten, dass das MTMF-Verfahren, zur Ableitung der genutzten Biodiversitätsindikatoren, als ungeeignet zu bewerten ist. Die inadäquate Ableitung wichtiger Bewertungsparameter lässt hier keine aussagekräftige Bewertung im Sinne der genutzten EON2000+ Indikatoren zu.

Die Wirksamkeit der FFH-RL kann daher für das Untersuchungsgebiet nicht evaluiert werden.

11. ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION

Die kontinuierliche und umfassende Beobachtung (Monitoring) von Schutzgebieten ist für die Entwicklung von Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungsplänen von elementarer Bedeutung. Ein unentbehrliches Hilfsmittel zur Erfassung jener Informationen stellen hierbei die Methoden der Fernerkundung dar, da diese eine räumlich zusammenhängende Erfassung dynamischer Prozesse in großflächigen Gebieten ermöglichen. Entsprechend wichtig ist die Entwicklung flexibler und reproduzierbarer Verfahrensstrategien für eine gezielte Nutzbarmachung von Informationen aus Fernerkundungsdaten.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit war die exemplarische Anwendung der spektralen Entmischung zur Implementierung der FFH Richtlinie (Monitoringpflicht). Es wurde das strategische Ziel verfolgt, eine standardisierte, reproduzierbare, effektive und fernerkundungsbasierte Verfahrensstrategie zum Monitoring großflächiger Natura 2000 Schutzgebiete zu erarbeiten und weiterführend auf einen praktischen Anwendungsfall zu übertragen. Zu diesem Zweck wurden hyperspektrale Fernerkundungsdaten der Jahre 2000 und 2003 umfangreich vorverarbeitet, klassifiziert, interpretiert, statistisch ausgewertet und miteinander verglichen. Die Klassifikation der Daten erfolgte über eine spektrale Entmischung mittels MTMF-Verfahren. Um abschließend die Schutzwirkung der FFH-RL für das Untersuchungsgebiet zu evaluieren, wurden aus den daraus gewonnenen Informationen zustandsbeschreibende Biodiversitätsindikatoren abgeleitet.

Die wesentlichen Resultate und Evaluierungsergebnisse der genutzten Methodik lassen sich dabei wie folgt zusammenfassen:

- Das genutzte Entmischungsmodell erwies sich als ein flexibles Verfahren zur Extraktion von Informationen. Insgesamt konnte eine hohe Anzahl an Informationsklassen differenziert und kartiert werden. Grenzen bildeten die räumliche Auflösung der Daten sowie deren spektrale Variabilität (vgl. Kapitel 8.2.8).
- Die Charakterisierung relevanter Vegetationsstrukturen beschränkte sich im Entmischungsmodell auf einzelne Baumspesies. Zusammenhänge zwischen den pflanzensoziologisch definierten Einheiten des Schutzgebietes und den kartierten Endmembern mussten manuell hergestellt werden (vgl. Kapitel 8.1.5).
- Die statistische Gesamtgenauigkeit der MTMF-Klassifikation lag bei durchschnittlich 82% und liefert damit eine zufriedenstellende Genauigkeit. Größere Schwächen fanden sich in den Klassen mit photosynthetisch aktiver Vegetation. Mit Einzelgenauigkeiten von bis zu 64% konnten diese mitunter nicht zufriedenstellend aus den hyperspektralen Daten herausgearbeitet werden (vgl. Kapitel 8.2.8).

Der hohe Informationsgehalt hyperspektraler Daten konnte somit nicht effektiv genutzt werden und macht damit die Leistungsgrenzen des MTMF-Verfahrens deutlich.

- Als weitere Schwäche ist die zeitaufwändige Evaluation der Klassifikationsgüte zu nennen. Im Gegensatz zu herkömmlichen Klassifikationsverfahren (z.B. Spectral-Angle-Mapper) konnte dieser Arbeitsschritt nicht standardisiert über die genutzte Software erfolgen.
- Eine multitemporale Übertragbarkeit der Endmember konnte nicht realisiert werden. Die gesammelten Endmembersignaturen waren nicht auf verschiedene Szenen übertragbar. Zur Ableitung einer thematischen Klasse mussten daher in jeder Szene separate Endmember definiert werden.
- Die Ableitung/ Bildung der genutzten Biodiversitätsindikatoren konnte über die Ergebnisse der MTMF-Klassifikation nur begrenzt realisiert werden. Wichtige Bestandteile der Indikatoren ließen sich nicht zufriedenstellend bzw. nur mangelhaft aus den Daten der MTMF-Klassifikationen generieren. Weiterhin erforderte deren Ableitung eine langwierige Nachbearbeitung der Daten (vgl. Kapitel 9)
- Die mangelhafte Ableitung wichtiger Bewertungsparameter lässt keine aussagekräftige Bewertung im Sinne der genutzten EON2000+ Indikatoren zu. Die Indikatoren können daher keinen ausreichenden Aufschluss über den Zustand und die Entwicklung der Biodiversität (vgl. Kapitel 10) liefern.
- Die gewählten Biodiversitätsindikatoren stellen keine universellen Instrumente dar. Die Bestandteile der Indikatoren stellen spezifische Anforderungen an die Klassifikationsverfahren, welche über das genutzte MTMF-Entmischungsmodell nicht erbracht werden konnten.

Die daraus gewonnen Erkenntnisse und Schlussfolgerungen sowie deren kritische Bewertung sollen nun abschließend anhand der eingangs formulierten Fragestellungen erörtert werden.

1. Besitzen die Schutzmaßnahmen und Bewirtschaftungspläne der FFH-RL einen nachweislich positiven Einfluss auf den Erhalt und die Förderung der potentiell natürlichen Vegetation im Natura 2000-Gebiet „Kirchheller Heide und Hiesfelder Wald“?

Die Wirksamkeit der FFH-RL kann für das Untersuchungsgebiet nicht evaluiert werden.

Die zentrale Fragestellung kann über den genutzten Verfahrensablauf nicht aussagekräftig beantwortet werden, da das MTMF-Entmischungsmodell keine adäquate Ableitung der erforderlichen Bewertungsparameter ermöglicht. Grund sind die verfahrensbedingten

Eigenschaften der MTMF-Klassifikationsmethode. Dazu zählt insbesondere die Invertierung eines Mischpixels, welche sich zur Ableitung der Biodiversitätsindikatoren größtenteils als unvorteilhaft erwies. In der Konsequenz lieferten die Parameter wenig plausible und kaum verifizierbare Daten. Im Sinne der Verfahrensstrategie bzw. über das gewählte Set an Biodiversitätsindikatoren, ist eine aussagkräftige Abbildung und Bewertung raumstruktureller Veränderungen somit nicht möglich.

2. Ist die vorgestellte Klassifikationsmethode für eine Ableitung zustandsbeschreibender Biodiversitätsindikatoren geeignet?

Die MTMF Klassifikationsmethode muss, zur Ableitung der in dieser Arbeit genutzten Biodiversitätsindikatoren, als ungeeignet bewertet werden. Aufgrund der in Kapitel 10 genannten Limitierungen ermöglichen die zustandsbeschreibenden Indikatoren in Kombination mit einem MTMF-Entmischungsmodell keine aussagekräftige Erfassung der Bestandsentwicklungen/-veränderungen.

3. Wo liegen die Schwächen und Stärken des MTMF-Entmischungsmodells bezüglich der großflächigen Erfassung und Dokumentation aufgetretener Veränderungen?

Stärken

- Abhängig von den Referenzinformationen und den Erfahrungen des Bearbeiters schafft dieses Verfahren die Voraussetzungen für eine flexible und detaillierte Klassifikation des Untersuchungsgebietes.
- Das Verfahren ermöglicht eine subpixelgenaue Erfassung bzw. Klassifikation von Oberflächenmaterialien. Oberflächenstrukturen kleiner der räumlichen Auflösung können somit erfasst werden.
- Die Invertierung von Mischpixeln ermöglicht eine Registrierung physikalischer Endmemberanteile auf Subpixelniveau und liefert damit Informationen über deren absolute und prozentuale Anteile am Pixel. Damit ermöglicht das MTMF-Entmischungsmodell eine hochgenaue Beschreibung und Differenzierung von Bestandsausprägungen hinsichtlich ihrer Dichte und Verteilung.
- Über das MTMF-Entmischungsmodell kann eine umfassende Statistik der prozentualen und absoluten Flächenanteile mit statistisch belegbaren Genauigkeiten realisiert werden. Dies ermöglicht eine nominelle Charakterisierung der Entwicklungsdynamik hinsichtlich der absoluten und prozentualen Zu- bzw. Abnahme.

- Die Nutzung standardisierter und damit regelbasierter Verfahrensabläufe ermöglicht qualitativ gleichwertige und somit reproduzierbare Ergebnisse.
- Nicht alle vorhandenen Oberflächentypen müssen im Vorfeld bekannt sein. Bildbestandteile mit unbekannter Herkunft werden vom Entmischungsmodell unterdrückt.

Schwächen

- Die Anwendung des MTMF-Entmischungsmodells ist eine langwierige und komplexe Prozedur, welche ein hohes Maß an technischem Verständnis und Erfahrungen vom Bearbeiter verlangt.
- Das Verfahren setzt umfangreiche Referenzdaten voraus.
- Der zeitliche Aufwand zur Umsetzung der Klassifikation steigt proportional zur Anzahl der Endmember. Mit einem zeitlichen Aufwand von ca. 3 Stunden je Endmember (exklusive der Referenzdatengewinnung sowie Vor- und Nachverarbeitung der Daten) ist das Verfahren sehr zeitaufwendig.
- Aufgrund der vielen Arbeitsschritte und verstellbaren Parametern birgt das Verfahren ein erhebliches Maß an potentiellen Fehlerquellen.
- In den genutzten Softwareprodukten existieren keine Standardverfahren zur Evaluation der Klassifikationsgüte. Dieser Arbeitsschritt musste aufwendig über manuell erstellte Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen abgewickelt werden, woraus sich eine weitere potentielle Fehlerquelle ergibt.
- Da kein direkter Zusammenhang zwischen den genutzten Endmembers besteht, kann innerhalb der Veränderungsanalyse nicht nachvollzogen werden, welche Pixel an welche Endmember abgetreten wurden.
- Eine verlustfreie Darstellung verschiedener Endmemberklassifikationen ist innerhalb einer thematischen Karte nicht möglich. Die zusammenfassende Darstellung führt zu ungenauen bzw. stark vereinfachten Abbildungen der Endmemberstrukturen.
- Die multitemporale Nutzung der Endmembersignaturen ist innerhalb der MTMF-Klassifikation nicht möglich. Die Klassifikation eines neuen Datensatzes erfordert daher immer eine vollständige Verarbeitungsprozedur. Entsprechend sind auch jeweils neue Referenzdaten (ground truth) zum Zeitpunkt der Aufnahme erforderlich.

Abschließend lässt sich festhalten, dass die gesteckten Erwartungen der vorliegenden Arbeit nicht erreicht wurden, da die eingangs formulierten Ziele über die vorgestellte Verfahrensstrategie nur bedingt erfüllt werden konnten. Aufgrund ihrer Eigenschaften und Erfordernisse erwiesen sich die Bestandteile der vorgestellten Methodik als nicht bzw.

nur teilweise kompatibel zueinander. Wie in Kapiteln 10 aufgezeigt, bietet das vorgestellte Verfahren der spektralen Entmischung somit kein geeignetes Verfahren zur Ableitung der Biodiversitätsindikatoren und damit zur der Beantwortung der zentralen Fragestellung. Als besonderes Defizit ist dabei die aufwendige und komplizierte Anwendung der MTMF-Methode zu nennen, welche im Kontext der genutzten Indikatoren letztlich nur mangelhafte Bewertungsparameter produzierte. Aufgrund von Unsicherheiten innerhalb der Verfahrensschritte galt es weiterhin eine erhebliche Fehlermarge zu berücksichtigen, welche die Aussagekraft vieler Ergebnisse in Frage stellte.

Dennoch konnte mit der vorliegenden Arbeit das Potential einer MTMF-Klassifikation demonstriert werden. Die Eignung dieses Entmischungsmodells lässt sich für Monitoringaufgaben daher nicht mit einem klaren „Ja“ oder „Nein“ beantworten. Vielmehr haben sich verfahrensspezifische Vor- und Nachteile herauskristallisiert, welche es gezielt in der Anwendung zu berücksichtigen gilt. Insbesondere die standardisierbare Erfassung einer präzisen und umfassenden Flächenstatistik birgt hierbei ein großes Potential. Im Hinblick auf Monitoringaufgaben können die reproduzierbaren Ergebnisse des MTMF-Entmischungsmodells daher ergänzend wirken.

LITERATURVERZEICHNIS

- ALBERTZ (2009): Einführung in die Fernerkundung: Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- AHMAD (2011): Linear Unmixing and Target Detection of Hyperspectral Imagery Using OSP. Online: <http://www.ipcsit.com/vol10/32-ICMSC2011D011.pdf> (Zugriff: 18.02.2012).
- ASNER et al. (2003): Per-Pixel analysis of forest structure: Vegetation Indices, Spectral Mixture Analysis and Canopy Reflectance Modeling. In: Remote sensing of forest environments. Stanford, Kluwer Academic Publishers.
- BARKMANN (2004): Entwicklung von „angemessenen“ Indikatoren Nachhaltiger Entwicklung für die strategische Steuerung eines Landesministeriums und für die Information der Öffentlichkeit: Beispielfall Schleswig-Holstein. In: Umweltziele und Indikatoren - Wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbeispiele. MÜLLER et al. [Hg.] Auflage 1. Heidelberg: Springer-Verlag.
- BARTELME (2005): Geoinformatik. Heidelberg, Springer-Verlag.
- BASTIAN et al. [Hg.] (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. Auflage. Heidelberg: Spektrum-Akademischer Verlag.
- BACHMANN (2007): Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis (MESMA) for Dryland Applications. Online: <http://hyperinet.multimediacampus.it/images/-Bachmann.pdf> (Zugriff: 20.04.2012).
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ [Hg.] (2010): Natura 2000 in den biogeographischen Regionen Deutschlands. 2. Auflage. Bonn: BFN.
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2012): Definitionen Monitoring. Online: http://www.bfn.de/0315_definitionen.html (Zugriff: 18.04.2012).
- BIRGER (2002): Multisensorale und multitemporale Fernerkundungsdaten zur Erfassung, Differenzierung und Veränderungsanalyse ausgewählter Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands. Dissertation, Universität Halle-Wittenberg.
- BRABAND (2006): Naturindikatoren – Entwicklung eines Instruments zur Erfassung von Naturschutzleistungen im landwirtschaftlichen Betrieb. Dissertation, Universität Kassel.

- BRUNN (2006): Methoden zur Auswertung hyperspektraler Fernerkundungsdaten für die Untersuchung von Zustandsveränderungen perennierender Pflanzen im Rahmen des Monitorings bergbaubedingter Umwelteinwirkungen. Dissertation, Technische Universität Clausthal.
- BOARDMAN et al. (1995): Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data. In: Fifth JPL Airborne Earth Science Workshop, 23-26. JPL Publication.
- BWSR (2008): Artenvielfalt in Oberhausen. Online: http://www.bswr.de/PDF/Biodiversitaet_OB_Web.pdf (Zugriff: 07.03.2012).
- CANTY (2010): Image Analysis, Classification and Change Detection in Remote Sensing (with algorithms for ENVI/IDL). USA: CRC Press.
- CLASSEN (1987): Fernerkundung und Völkerrecht: völkerrechtliche Probleme der Fernerkundung. Berlin, Duncker & Humblot.
- DLR (2012): Atmosphärenkorrektur. Online: http://www.dlr.de/eoc/desktopdefault.aspx/tabid-5450/10028_read-20715/ (Zugriff: 05.07.2012).
- DÜSTERHÖFT (2006): Analyse von Satelliten-Fernerkundungsdaten zur Habitatbewertung für Birkhuhnpopulationen in einer integrierten GIS-Umgebung. Diplomarbeit, Hochschule Vechta.
- DWD DEUTSCHER WETTERDIENST (2003): Amtliche Auskunft. Schriftliche Mitteilung (06.07.2003).
- ESTREGUIL et al. (2004): Portfolio of Earth Observation Based Indicators for Biodiversity and Nature Protection. Italy, European Commission.
- FERNÁNDEZ (2003): Las Técnicas de Observación de la Tierra en la gestión de espacios de la Red Natura 2000. X Congreso de Teledetección, Madrid, 127-130.
- FINLEY (2006): Field evaluation and hyperspectral imagery analysis of fire-induced water repellent soils and burn severity in southern Idaho rangelands. Master Thesis, Idaho State University.
- FÖRSTER et al. (2011): Potentiale der Fernerkundung für den Naturschutz. Vortrag zur Informationsveranstaltung „Daten und IT des Naturschutzes“. Online: http://www.mulewf.rlp.de/fileadmin/mufv/img/inhalte/natur/Kurzfassung-TUB-Dr-Förster_Potentiale_der_Fernerkundung_für_den_Naturschutz.pdf (Zugriff: 15.07.2012).

- FRANK (2008): Hyperspektrale Fernerkundung – Methoden zur Änderungsdetektion von multitemporalen Hyperspektralbildern. Saarbrücken: VDM Verlag.
- FRICK (2006): Beiträge höchstauflösender Satellitenfernerkundung zum FFH-Monitoring - Entwicklung eines wissenschaftlichen Klassifikationsverfahrens und Anwendung in Brandenburg. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- FRÖHLICH-SCHMITT (2010): Ist Eu-Monitoring vergleichbar? In: Naturschutz und Landschaftsplanung [Hg.]: 42, September 2010, 250. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- GD-NRW - GEOLOGISCHER DIENST NORDRHEIN-WESTFALEN (2012): Geologische Systeme Nordrhein-Westfalens. Online: <http://www.lgb-rlp.de/fileadmin/extern/stratigraphie/nrw/all-strat.html> (Zugriff: 10.03.2012).
- GEOVEREIN (2011): Neuenkirchen. Online; <http://www.geoverein.de/informationen/-geologie/neuenkirchen/index.htm> (Zugriff: 07.06.2012).
- GREIWE (2006): Detektion von Referenzspektren in multisensoralen Bilddaten. Dissertation, Universität Osnabrück.
- GREEN et al. (1988): A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. In: Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 26, no. 1, 65-74. New York: IEEE.
- GRUNINGER et al. (2004): The sequential maximum angle convex cone (SMACC) endmember model. Algorithms and Technologies for Multispectral, Hyperspectral, and Ultraspectral Imagery X, Volume 5425, 1-14. Orlando FL: SPIE.
- HABITATS COMMITTEE (2005): Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive. Note to the Habitats Committee, DG Environment, Brussels, Online: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_-2001-2007/reporting_framework&vm=detailed&sb=Title (Stand: 15.03.2005) (Zugriff: 05.07.2012).
- HELLAWELL (1991): Development of a rationale for monitoring. In: Goldsmith, F.B. (ed) Monitoring for Conservation and Ecology, 1-14. London: Chapman and Hall.

- HESE (2007): Working Note: „Using Definiens Professional and Developer Software”. FSU-Jena. Onlien: <http://www.eo.uni-jena.de/fileadmin/Fernerkundung/c2heso/WN-Using-Definiens-Pro-05032007.pdf> (Stand: März. 2007) (Zugriff: 16.05.12).
- HILL (1998): Monitoring 20 years of increased grazing impact on the Greek island of Crete with earth observation satellites. In: Journal of Arid Environments: 39, 165-178. Waltham: Academic Press.
- HILL (2003): Coupling spectral unmixing and trend analysis for monitoring of long-term vegetation dynamics in Mediterranean rangelands. In: Remote Sensing of Environment, 87, 183-197. London: Elsevier.
- HYVISTA (2012): Sensor Parameters. Online: http://www.hyvista.com/?page_id=275 (Zugriff: 03.04.2012).
- ILS - INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND STADTPLANUNG (1996): Biotoptypen – Kartierschlüssel für den Landschaftsraum u. Nutzungen-/ Biotopschlüssel für den besiedelten Raum und dessen Randzonen für UVS’en der RBAG, Essen: ILS.
- ITT VISUAL INFORMATION SOLUTIONS [Hg.] (2011a): ENVI User’s Guide. ENVI Version 4.8. USA.
- ITT VISUAL INFORMATION SOLUTIONS [Hg.] (2011b): Online Help. Online: http://kkrit.com/d/ENVI_4_3/online_help/UsingMixtureTunedMatched-Filtering.html (Stand 17.07.2006) (Zugriff: 26.04.2012).
- JAEGER (2002): Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- KLENKE (1998): Landnutzungsklassifikation auf Grundlage optischer Satellitendaten. Projektarbeit, Universität Jena.
- KLEINSCHMITT et al. [Hg.] (2006): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Beiträge zum Workshop der IALE-AG Landschaftsstruktur. Technische Univeristät Berlin.
- KOCH et al. (2003): Pixelbasierte Klassifizierung im Vergleich und zur Ergänzung zum objektbasierten Verfahren. In: Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation, 3, 195-204. Stuttgart: Schweizerbart.

- KOOISTRA et al. (2009): Use of spectral mixture analysis for characterisation of function and structure of heathland habitat types. 6th EARSeL SIG IS Workshop European Association of Remote Sensing Laboratories Workshop. March 16-19, 2009. Tel Aviv, Tel Aviv University.
- KÖRTH (2010): Klassifikation von Pflanzengesellschaften feuchter Standorte mittels Hyperspektraldaten. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin.
- KUCHEN (2004): Abschätzung der Genauigkeit von Schneebedeckungskarten, abgeleitet mittels Subpixelanalyse aus NOAA-AVHRR-Daten unter Einbezug von Klimastationsdaten. Diplomarbeit, Universität Bern.
- LANG et al. (2002): Schritte zu einer zielorientierten Strukturanalyse im Natura 2000-Kontext mit GIS. In: Strobl, Blaschke, Griesebner [Hg.], Angewandte Geografische Informationsverarbeitung XIV, S. 302-307. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg, Wichmann.
- LANG & BLASCHKE (2007): Landschaftsanalysen mit GIS. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- LANGAR (2007): Ausweisung und Ansprache von Waldlebensraumtypen mit Hilfe von Fernerkundung und GIS. Dissertation, Universität Freiburg.
- LANDIS et al. (1977): The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. In: Biometrics, Volume 33, 159-17.
- LANUV NRW - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2010a): Standarddatenbogen, Online: <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/natura2000-meldedok/web/babel/media/sdb/-s4407-301.pdf> (Zugriff: 04.03.2012).
- LANUV NRW - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2010b): Fachinformation - Natura 2000-Nr. DE-4407-301, Online: <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/natura2000-meldedok/de/fachinfo/listen/meldedok/DE-4407-301>, (Stand: 07.03.2012) (Zugriff: 04.03.2012).
- LANUV NRW - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2010c): Maßnahmenbogen - Natura 2000-Nr. DE-4407-301 Online: <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/natura2000-meldedok/web/babel/media/zdok/z4407-301.pdf> (Zugriff: 04.03.2012).

- LANUV NRW - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-
WESTFALEN (2010d): Das Klima in NRW. Online: <http://www.landesumweltamt.nrw.de/klima/klimanrw.htm> (Zugriff: 04.03.2012).
- LILLESAND & KIEFER (2003): Remote Sensing and Interpretation. New York:
Wiley&Sons.
- LOSKE (2009): Pressemitteilung vom 04.09.2009: „Bremen hat einzigartige Vogel -
schutz- und FFH- Gebiete“. Online: <http://www.senatspressestelle.bremen.de/detail.php?id=24727> (Zugriff: 14.03.2012).
- LOHMANN et al. (2001): Untersuchungen zur Anwendbarkeit der linearen spektralen
Entmischung beim Bestandsmonitoring von Waldflächen, Eckhardt Seyfert
[Hg.], Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie und
Fernerkundung, Band 10, 2001, 441-450. Potsdam.
- LÖFFLER (1994) : Geographie und Fernerkundung; Eine Einführung in die geographi-
sche Interpretation von Luftbildern und modernen fernerkundungsdaten. Stutt-
gart, Teubner-Verlag.
- MILLER et al. (2006): Leitfaden zur Finanzierung von Natura 2000. Online: http://www.eu-natur.de/attach/254/EU-Leitfaden_Finanzierung_Natura_2000.pdf (Stand:
Juni 2006) (Zugriff: 21.05.2012).
- MOXEY et al. (1998): Agri-environmental indicators: issues and choices. In: Land Use
Policy, Volume 15, Number 4. London: Elsevier.
- MOZAFFAR et al. (2008): Vegetation Endmember Extraction in Hyperion Images.
Online: http://www.isprs.org/proceedings/XXXVII/congress/7_pdf/3_WG-VII-3/34.pdf (Zugriff: 25.04.2012).
- MUNDT (2006): Mapping sagebrush distribution using fusion of hyperspectral and lidar
classifications. Online: http://bcal.geology.isu.edu/manuscripts/Mundt_2005_-Fusion.pdf (Zugriff: 25.04.2012).
- NMU - NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (2012): FFH-Richtlinie und
gemeldete Gebiete. Online: http://www.umwelt.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=2421&article_id=8632&psmand=10 (Zugriff: 05.07.2012).

- NOSS (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. In: Conservation Biology, S. 355-364. 4. Auflage. Hoboken: Wiley-Blackwell.
- PEARSON (2007): Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Online: http://biodiversityinformatics.amnh.org/files/-SpeciesDistModelingSYN_1-16-08.pdf (Zugriff: 10.03.2012).
- POTT (1996): Biotoptypen. Heidelberg: Springer-Verlag.
- RICHTER et al. (2008): Cluster versus grid for operational generation of ATCOR's MODTRAN-based look up tables, In: Parallel Computing, Vol. 34, 32-46. London, Elsevier.
- RÜCKERT et al. (2007): Übung zur Auswertung multi- und hyperspektraler Fernerkundungs-Daten. Online: http://ladamer.org/Feut/studium/hyperspektral_ss07/-rueckert_zoellner_mtmf.pdf (Zugriff: 18.02.2012).
- SAUBERER et al. (2004): Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. Conservation Biological, pp. 181-190, 117. Hoboken: Wiley-Blackwell.
- SCHENDRA (2004): Datenmanagement und Datenanalyse mit dem SAS-System. München: Oldenbourg Verlag.
- SCHLÄPFER et al. (2012): Unified Approach to Parametric Geocoding and Atmospheric / Topographic Correction for Wide FOV Airborne Imagery; Part 2: Atmospheric Correction. In Proc.2nd EARSeL Workshop on Imaging Spectrometry. Online: http://www.geo.uzh.ch/microsite/rsl-documents/research/publications/other-sci-publications/09_richter_atcor_EARSeL-3809705984/09_richter_atcor_EARSeL.pdf (Zugriff: 07.05.2012).
- SCHLECHTINGER et al. (2007): Vegetationskartierung mit Hilfe der Spektralen Mischungsanalyse. Projektarbeit, Universität Trier.
- SCHOWENGERDT (2007): Remote Sensing, Second Edition: Models and Methods for Image Processing. USA, Elsevier.
- SEJALON (2002): Contribution à la définition d'une méthode pour l'évaluation de l'évolution des sites Natura 2000. Montpellier, Atelier technique des espaces naturels.

- SELL (2006): Der Einsatz höchstauflösender Satellitendaten zur Ableitung räumlicher Umweltdaten und -indikatoren für das Monitoring von Naturschutzflächen in Brandenburg. Dissertation, Technische Universität Trier.
- SINGER (1981): Near-infrared spectral reflectance of mineral mixtures: Systematic combinations of pyroxenes, olivine, and iron oxides. In: Journal of Geophysical Research, Volume 86, 7967-7982. AGU.
- SPERLE (2007): Leitfaden zum Monitoring gemäß Art. 11 FFH-Richtlinie. Bonn: BfN.
- STACHOW et al. (2002): Analyse der Wirkung von Anbauverfahren auf naturschutzfachlich relevante Indikatoren; Methodik, Validierung, Szenarien-Ergebnisse.- In: MAIDL et al. [Hg.]: 45 Jt. Ges. Pflanzenbauwissenschaften, 26.-28.09.2002, Berlin; Mitt. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften. 14: 116. Freising: Künstlerpresse Bode.
- TISCHEW et al. (2003): Analyse, Bewertung und Prognose der Landschaftsentwicklung in Tagebauregionen des Mitteldeutschen Braunkohlerevieres. Online: http://193.25.34.143/forschung/flb/homepage/flb_zb02.pdf (Zugriff: 05.07.2012).
- TOMOWSKI (2005): EON2000 – Monitoring mit Methoden der Fernerkundung zur Evaluation von FFH-Gebieten. Hausarbeit, Hochschule Vechta.
- TURNER et al. (1998): Classification of multitemporal SPOT-XS satellite data for mapping rice fields on a West African floodplain. In: International Journal of Remote Sensing, 19(1):21–41. London: Taylor and Francis Ltd.
- VOSEN et al. (2005): Umweltüberwachung in Bergbaugebieten unter Nutzung hyperspektraler Fernerkundungsdaten. Online: http://www.vosen.de/pdf/glueckauf_10_2005_mineo_200905.pdf (Zugriff: 04.04.2012).
- VOß (2005): Beitrag zur skalenabhängigen Erfassung teilschlagspezifischer Pflanzenschäden mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation. Dissertation, Universität Bonn.
- WEISS (2007): Aktuelle Aspekte zu Klima und Witterung in Westfalen mit besonderer Berücksichtigung des Münsterlandes. Online: http://www.lwl.org/westfalen-regional-download/PDF/S042_Witterung.pdf (Zugriff: 07.02.2012).
- WUNDERLE (1999): Fernerkundung I. Online: http://saturn.unibe.ch/rsbern/teaching/fern_1.pdf (Zugriff: 12.05.2012).

YUAN et al. (1998): Survey of Multispectral Methods for Land Cover Change Analysis.
In: Remote Sensing Change Detection. Environmental Monitoring Methods and
Applications. Chelsea: Ann Arbor Press.

Digitale Quellen

LANUV NRW - LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-
WESTFALEN (2012): Geobasisdatenportal. WMS-Layer. Service Name TK50 Farbe.
Online: http://www.wms.nrw.de/geobasis/adv_tk50 (Zugriff: 14.03.2012).

ANHANG A

Darstellung der Biodiversitätsindikatoren

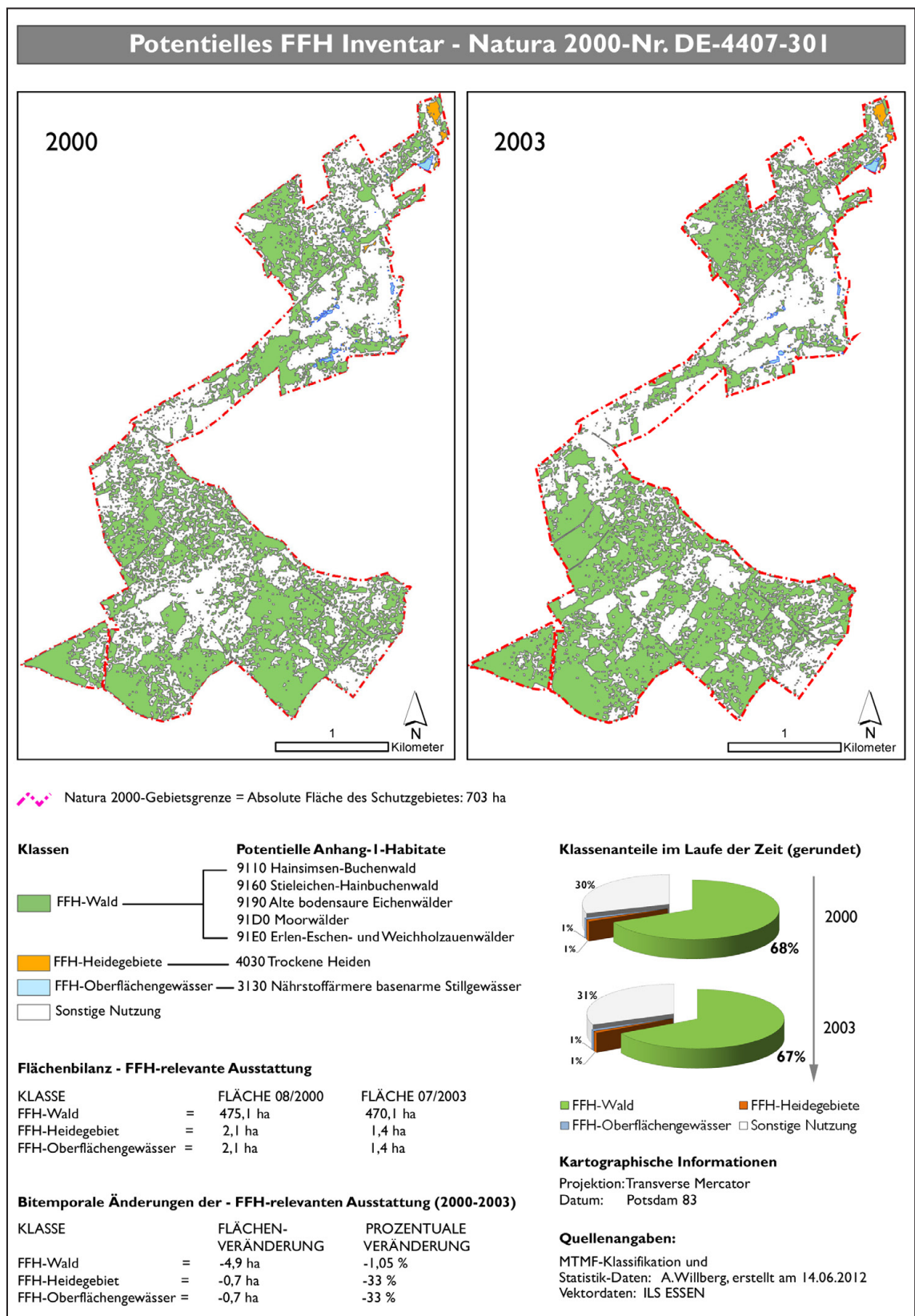
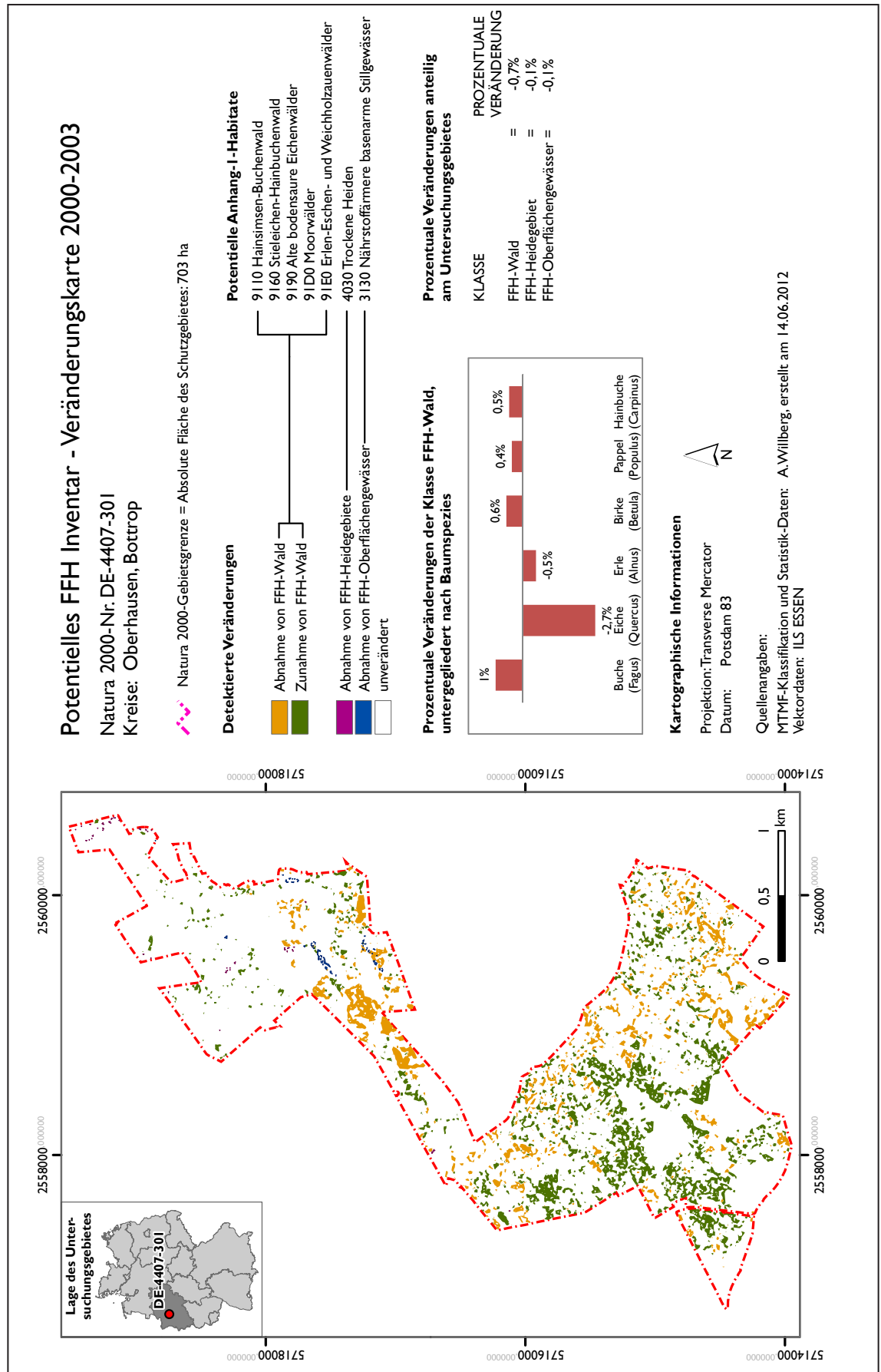


Abb. A.1: Potentielles FFH Inventar (eigene Darstellung).



Kartographische Informationen

Projektion: Transverse Mercator
Datum: Potsdam 83

Quellenangaben:
MTMF-Klassifikation und Statistik-Daten: A.Willberg, erstellt am 14.06.2012
Vektordaten: ILS ESSEN

Abb. A.2: Veränderungen innerhalb potentieller Anhang-1-Habitats (eigene Darstellung).

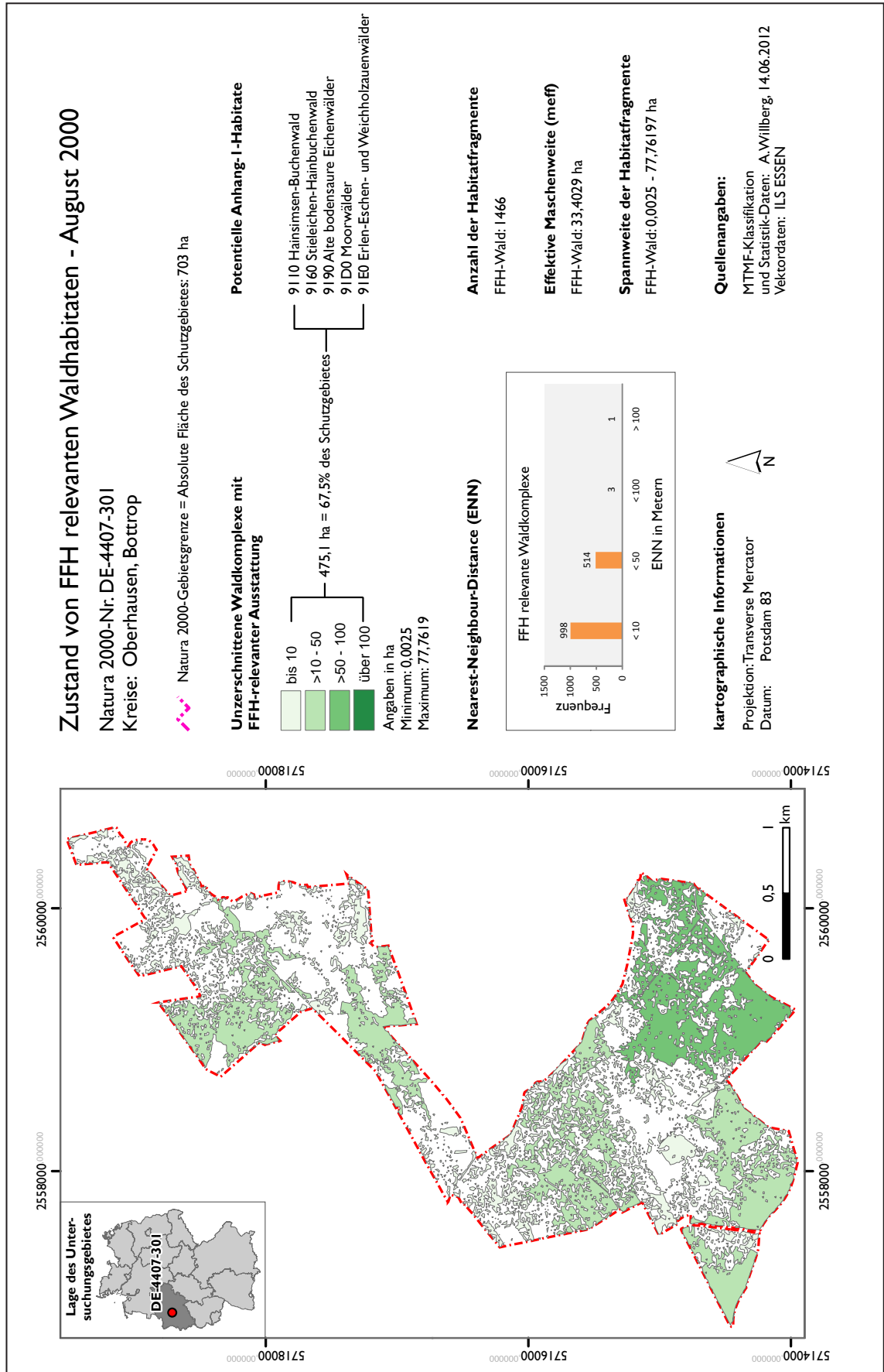


Abb. A.3: Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2000 (eigene Darstellung).

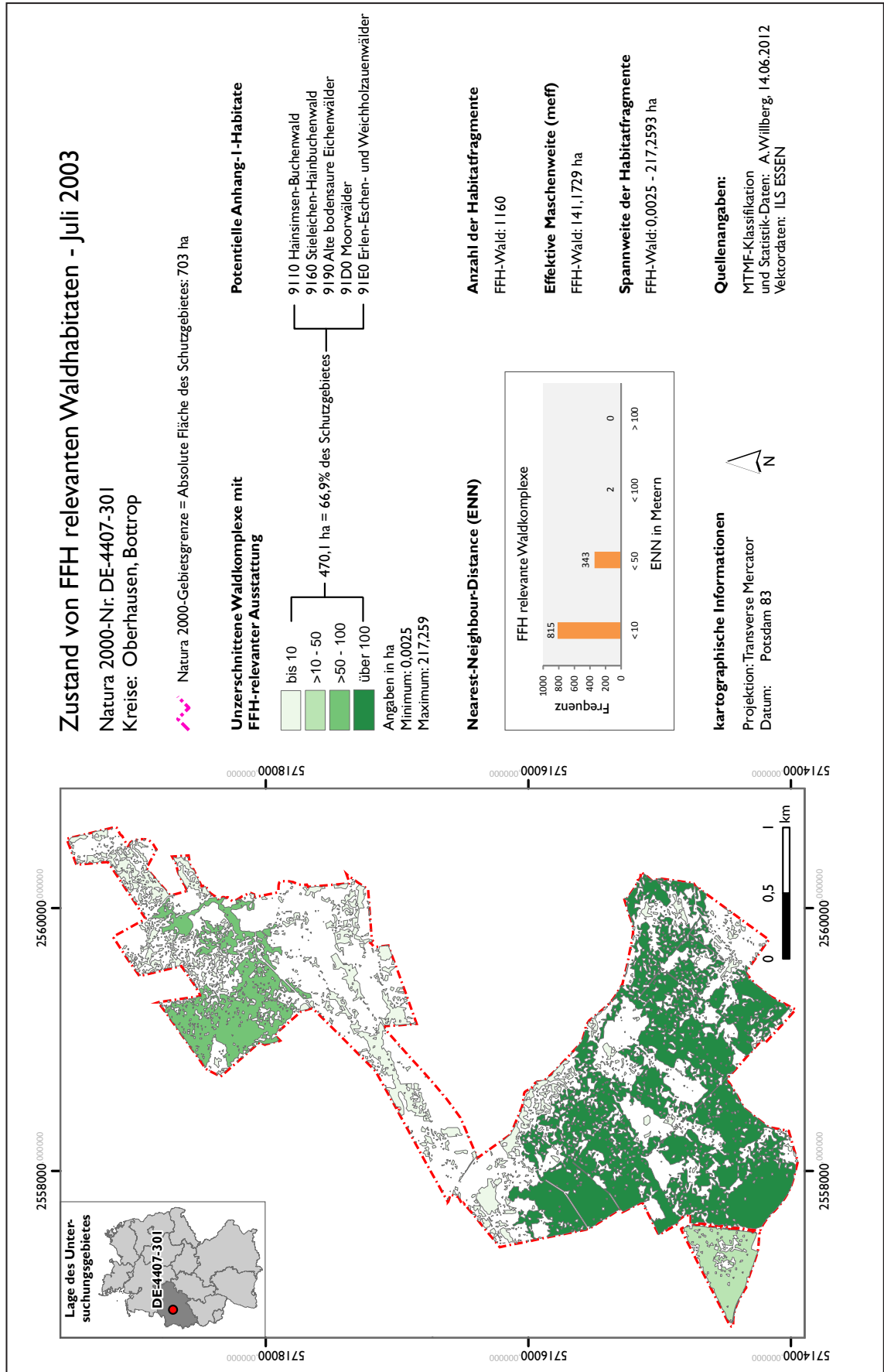


Abb. A.4: Zustand von Waldhabitaten für die Szene von 2003 (eigene Darstellung).

ANHANG B

Klassifikationsergebnisse

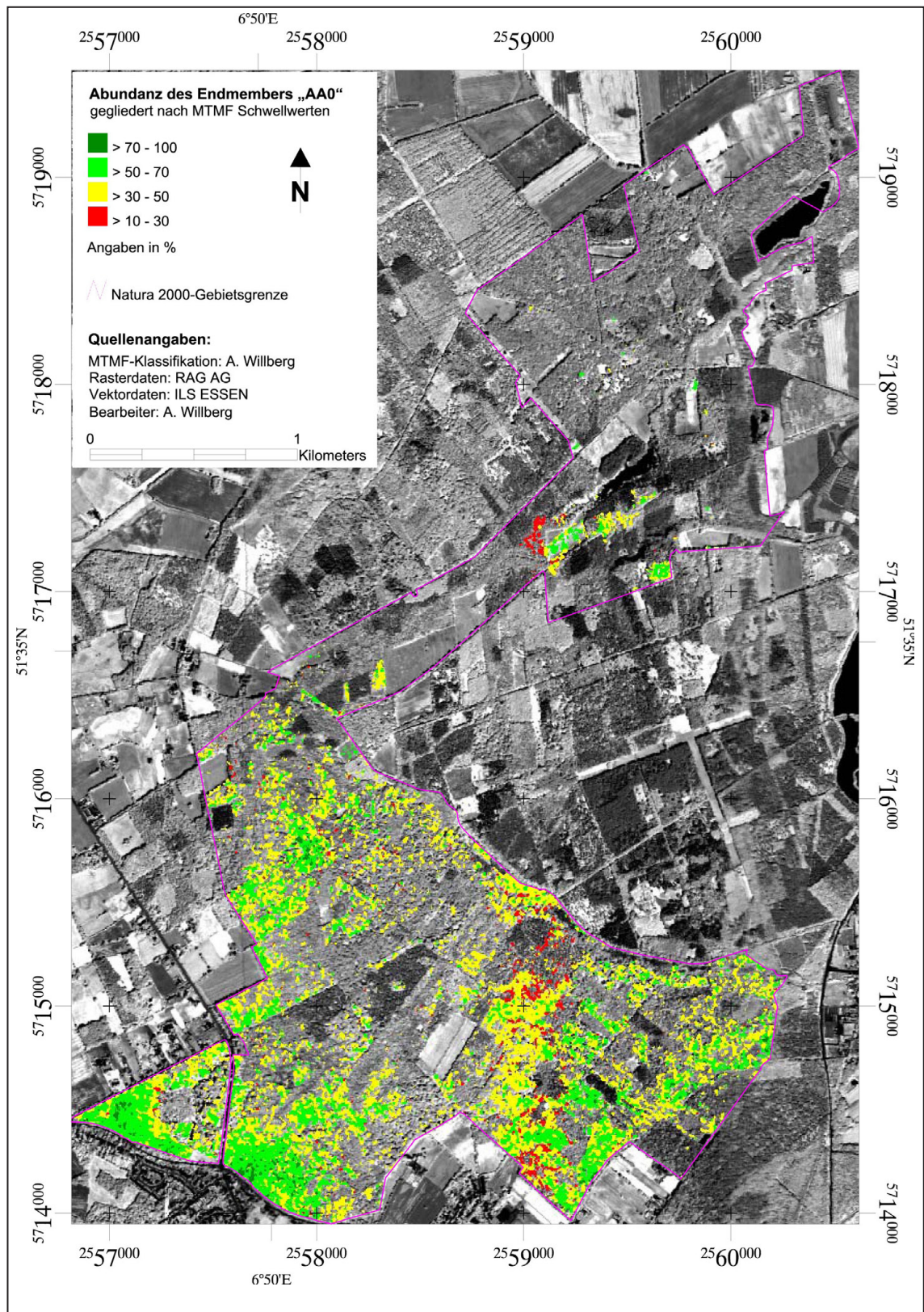


Abb. A.5: Szene von 2000 (Band 24 - 784 nm) überlagert mit dem MTMF-Klassifikationsergebnis des Endmembers „AA0“ für August 2000 (eigene Darstellung).

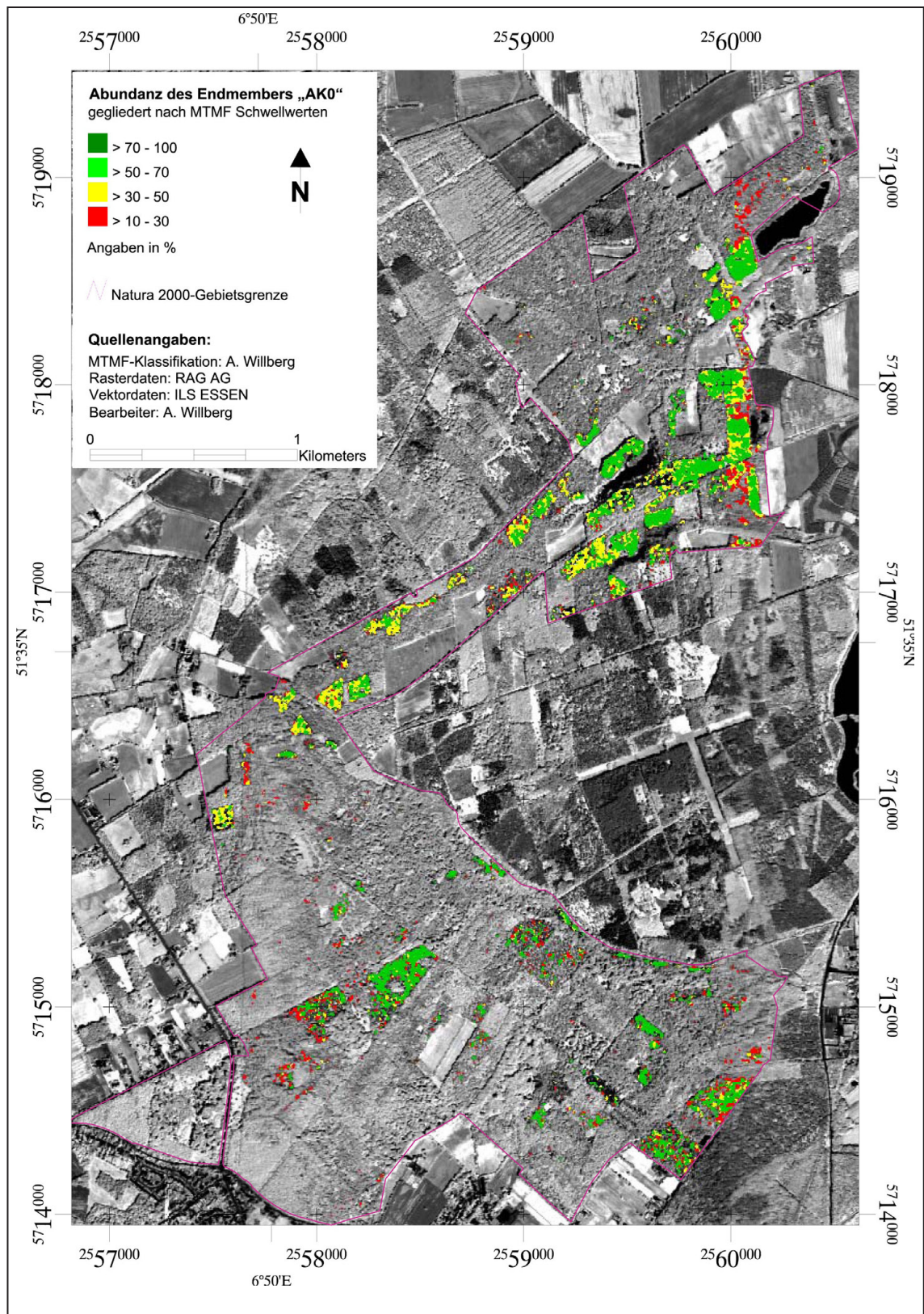


Abb. A.6: Szene von 2000 (Band 24 - 784 nm) überlagert mit dem MTMF-Klassifikationsergebnis des Endmembers „AK0“ für August 2000 (eigene Darstellung).

ANHANG C

Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen

Anhang C

A: AA0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	22	1	23	95,7
	Absenz	9	30	39	76,9
Summe Referenz		31	31	62	
Herstellergenauigkeit		71,0	96,8		
Gesamtgenauigkeit		83,9			
Kappa		0,68			

B: AA0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	23	7	30	76,7
	Absenz	8	24	32	75,0
Summe Referenz		31	31	62	
Herstellergenauigkeit		74,2	77,4		
Gesamtgenauigkeit		75,8			
Kappa		0,52			

Tab. A.1: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AA0“.

A: AB0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	23	7	30	76,7
	Absenz	12	28	40	70
Summe Referenz		35	35	70	
Herstellergenauigkeit		65,7	80,0		
Gesamtgenauigkeit		72,9			
Kappa		0,46			

B: AB0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	22	12	34	64,7
	Absenz	13	23	36	63,9
Summe Referenz		35	35	70	
Herstellergenauigkeit		62,9	65,7		
Gesamtgenauigkeit		64,3			
Kappa		0,29			

Tab. A.2: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AB0“.

Anhang C

A: AC0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF	Präsenz	20	9	29	69
Klassifikation	Absenz	15	26	41	63,4
Summe Referenz		35	35	70	
Herstellergenauigkeit		57,1	74,3		
Gesamtgenauigkeit		65,7			
Kappa		0,31			

B: AC0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF	Präsenz	25	9	34	73,5
Klassifikation	Absenz	10	26	36	72,5
Summe Referenz		35	35	70	
Herstellergenauigkeit		71,4	74,3		
Gesamtgenauigkeit		72,9			
Kappa		0,46			

Tab. A.3: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AC0“.

A: AD0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF	Präsenz	12	1	13	92,3
Klassifikation	Absenz	4	15	19	78,9
Summe Referenz		16	16	32	
Herstellergenauigkeit		75,0	93,8		
Gesamtgenauigkeit		84,4			
Kappa		0,69			

B: AD0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF	Präsenz	9	1	10	90
Klassifikation	Absenz	7	15	22	68,2
Summe Referenz		16	16	32	
Herstellergenauigkeit		56,3	93,8		
Gesamtgenauigkeit		75,0			
Kappa		0,50			

Tab. A.4: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AD0“.

Anhang C

A: AF0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	7	0	7	100
	Absenz	4	11	15	73,3
Summe Referenz		11	11	22	
Herstellergenauigkeit		63,6	100,0		
Gesamtgenauigkeit		81,8			
Kappa		0,64			

B: AF0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	6	2	8	75
	Absenz	5	9	14	64,3
Summe Referenz		11	11	22	
Herstellergenauigkeit		54,5	81,8		
Gesamtgenauigkeit		68,2			
Kappa		0,36			

Tab. A.5: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AF0“.

A: AJ0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	9	1	10	90
	Absenz	2	10	12	83,3
Summe Referenz		11	11	22	
Herstellergenauigkeit		81,8	90,9		
Gesamtgenauigkeit		86,4			
Kappa		0,73			

B: AJ0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	11	2	13	84,6
	Absenz	0	9	9	100
Summe Referenz		11	11	22	
Herstellergenauigkeit		100,0	81,8		
Gesamtgenauigkeit		90,9			
Kappa		0,82			

Tab. A.6: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AJ0“.

Anhang C

A: AK0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	11	1	12	91,7
	Absenz	2	12	14	85,7
Summe Referenz		13	13	26	
Herstellergenauigkeit		84,6	92,3		
Gesamtgenauigkeit		88,5			
Kappa		0,77			

B: AK0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	9	2	11	81,8
	Absenz	3	11	14	78,6
Summe Referenz		12	13	25	
Herstellergenauigkeit		75,0	84,6		
Gesamtgenauigkeit		80,0			
Kappa		0,60			

Tab. A.7: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AK0“.

A: AQ0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	4	0	4	100
	Absenz	8	11	19	57,9
Summe Referenz		12	11	23	
Herstellergenauigkeit		33,3	100,0		
Gesamtgenauigkeit		65,2			
Kappa		0,32			

B: AQ0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	7	0	7	100
	Absenz	4	11	15	73,3
Summe Referenz		11	11	22	
Herstellergenauigkeit		63,6	100,0		
Gesamtgenauigkeit		81,8			
Kappa		0,64			

Tab. A.8: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „AQ0“.

Anhang C

A: DA0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	4	0	4	100
	Absenz	3	7	10	70
Summe Referenz		7	7	14	
Herstellergenauigkeit		57,1	100,0		
Gesamtgenauigkeit		78,6			
Kappa		0,57			

B: DA0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	6	0	6	100
	Absenz	1	7	8	87,5
Summe Referenz		7	7	14	
Herstellergenauigkeit		85,7	100,0		
Gesamtgenauigkeit		92,9			
Kappa		0,86			

Tab. A.9: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „DA0“.

A: FA0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	5	0	5	100
	Absenz	0	5	5	100
Summe Referenz		5	5	10	
Herstellergenauigkeit		100,0	100,0		
Gesamtgenauigkeit		100,0			
Kappa		1,00			

B: FA0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	5	0	5	100
	Absenz	0	5	5	100
Summe Referenz		5	5	10	
Herstellergenauigkeit		100,0	100,0		
Gesamtgenauigkeit		100,0			
Kappa		1,00			

Tab. A.10: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „FA0“.

Anhang C

A: HA0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	5	0	5	100
	Absenz	2	7	9	77,8
Summe Referenz		7	7	14	
Herstellergenauigkeit		71,4	100,0		
Gesamtgenauigkeit		85,7			
Kappa		0,71			

B: HA0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	5	1	6	83,3
	Absenz	2	6	8	75
Summe Referenz		7	7	14	
Herstellergenauigkeit		71,4	85,7		
Gesamtgenauigkeit		78,6			
Kappa		0,57			

Tab. A.11: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „HA0“.

A: HC0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	7	0	7	100
	Absenz	1	8	9	88,9
Summe Referenz		8	8	16	
Herstellergenauigkeit		87,5	100,0		
Gesamtgenauigkeit		93,8			
Kappa		0,88			

B: HC0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	6	0	6	100
	Absenz	2	8	10	80
Summe Referenz		8	8	16	
Herstellergenauigkeit		75,0	100,0		
Gesamtgenauigkeit		87,5			
Kappa		0,75			

Tab. A.12: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „HC0“.

Anhang C

A: GA0-2000		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	5	0	5	100
	Absenz	2	7	9	77,8
Summe Referenz		7	7	14	
Herstellergenauigkeit		71,4	100,0		
Gesamtgenauigkeit		85,7			
Kappa		0,71			

B: GA0-2003		Referenz/ Kontrollflächen			
		Präsenz	Absenz	Summe Klassifikation	Nutzer- genauigkeit
MTMF Klassifikation	Präsenz	6	0	6	100
	Absenz	1	7	8	87,5
Summe Referenz		7	7	14	
Herstellergenauigkeit		85,7	100,0		
Gesamtgenauigkeit		92,9			
Kappa		0,86			

Tab. A.13: Präsenz/Absenz-Konfusionsmatrizen der MTMF-Klassifikationen für den Endmember „GA0“.