

**Multisensorale und multitemporale Fernerkundungsdaten  
zur Erfassung, Differenzierung und Veränderungsanalyse  
ausgewählter Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft  
Mitteldeutschlands**

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät  
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)  
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von Herrn Jens Birger  
geb. am: 13.08.1968 in: Halberstadt

Gutachterin bzw. Gutachter:  
1. Prof. Dr. Cornelia Gläßer  
2. Prof. Dr. Sabine Tischew  
3. Dr. habil. Andreas Berkner

Halle (Saale), 14.11.2002

**urn:nbn:de:gbv:3-000004523**

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Agbv%3A3-000004523>]

# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>I</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>IV</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>VII</b>
<b>Verzeichnis der Anhänge</b>	<b>VIII</b>
<b>Verzeichnis der Beiblätter (Kartenteil)</b>	<b>IX</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>XI</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Der Einsatz von Fernerkundungsdaten zur Überwachung der Bergbaufolgelandschaften des Braunkohlebergbaus	2
1.2 Aufgabenstellung / Zielstellung	6
<b>2 Der Untersuchungsraum</b>	<b>8</b>
2.1 Geographische Einordnung des Untersuchungsgebietes	8
2.1.1 Administrative und naturräumliche Einordnung	8
2.2 Bergbau und Landschaftsveränderungen	10
2.2.1 Bergbauliche Beanspruchung, Landschaftsveränderungen und Wiedernutzbarmachung	10
2.2.2 Historische Entwicklung des Bergbaus im Tagebaukomplex Goitsche	12
2.2.3 Historische Entwicklung des Bergbaus im Tagebau Muldenstein	14
2.3 Geologische und hydrogeologische Verhältnisse	15
2.4 Boden	18
2.4.1 Die natürlichen Bodenformen	19
2.4.2 Kippböden	20
2.5 Wasser	20
2.5.1 Grundwasser	21
2.5.2 Oberflächengewässer	21
2.6 Klima	22
2.7 Vegetation	25
2.7.1 Potenzielle natürliche Vegetation	25
2.7.2 Rekultivierung	26
2.7.2.1 Forstflächen	26
2.7.2.2 Spontansukzessionsflächen	27
2.7.2.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Vegetation der Bergbaufolgelandschaft	29

<b>3</b>	<b>Fernerkundungsdaten</b>	<b>31</b>
<b>3.1</b>	<b>Satellitendaten</b>	<b>32</b>
3.1.1	LANDSAT-Systeme	33
3.1.2	SPOT-Systeme	34
3.1.3	IRS-1C / 1D	34
<b>3.2</b>	<b>Hyperspektrale Flugzeugscannerdaten</b>	<b>35</b>
3.2.1	<i>Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI)</i>	35
3.2.2	Hyperspectral Mapper (HYMAP)	36
3.2.3	Zusammenfassender Vergleich der Sensorsysteme	36
<b>4</b>	<b>Felduntersuchungen</b>	<b>39</b>
<b>4.1</b>	<b>Vegetationserfassung</b>	<b>39</b>
4.1.1	Biotoptypenkartierung	39
4.1.2	Vegetationsaufnahmen	41
<b>4.2</b>	<b>Spektralmessungen von Vegetationsbeständen mit dem Feldspektrometer GER Mark V</b>	<b>44</b>
<b>4.3</b>	<b>Global Positioning System (GPS) – Messungen</b>	<b>46</b>
<b>5</b>	<b>Bildbearbeitung</b>	<b>48</b>
<b>5.1</b>	<b>Radiometrische und geometrische Bildvorverarbeitung</b>	<b>48</b>
5.1.1	Atmosphärenkorrektur	48
5.1.2	Geocodierung	49
<b>5.2</b>	<b>Bildklassifikationsalgorithmen</b>	<b>51</b>
5.2.1	Überwachte Klassifizierung	52
5.2.1.1	Auswahl der Trainingsgebiete	52
5.2.1.2	Algorithmen überwachter Klassifizierungen	56
5.2.1.2.1	Kombinierter <i>Parallelepiped - Maximum-Likelihood</i> -Algorithmus	56
5.2.1.2.2	<i>Spectral Angle Mapper (SAM-Methode)</i>	57
5.2.2	Mischpixelmodellierung ( <i>Unmixing</i> )	58
5.2.3	Ergebniskontrolle	59
5.2.4	Nachbearbeitung	61
<b>5.3</b>	<b>Veränderungsanalyse</b>	<b>63</b>
<b>6</b>	<b>Thematische Auswertung – Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>66</b>
<b>6.1</b>	<b>Vegetationsklassifizierungen</b>	<b>66</b>
6.1.1	Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich	68
6.1.1.1	Satellitendaten	69

<u>Inhaltsverzeichnis</u>	<u>III</u>
6.1.1.2 Flugzeugscannerdatensätze	73
6.1.1.3 Fehleranalyse	74
6.1.1.4 Teilzusammenfassung	75
6.1.2 Grasansaatn im rekultivierten Tagebaubereich	75
6.1.2.1 Satellitendaten	77
6.1.2.2 Flugzeugscannerdaten	79
6.1.2.3 Fehleranalyse	83
6.1.2.4 Teilzusammenfassung	85
6.1.3 Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich	86
6.1.3.1 Sandtrockenrasen	87
6.1.3.1.1 Flugzeugscannerdaten	91
6.1.3.1.2 Satellitendaten	101
6.1.3.2 Hochstaudenfluren mit Gebüschn	110
6.1.3.2.1 Flugzeugscannerdaten	111
6.1.3.2.2 Satellitendaten	114
6.1.3.3 Röhrichte und Seggenriede	116
6.1.3.3.1 Flugzeugscannerdaten	117
6.1.3.3.2 Satellitendaten	119
6.1.3.4 Fehleranalyse	121
6.1.3.5 Teilzusammenfassung	125
<b>6.2 Veränderungsanalyse</b>	<b>129</b>
6.2.1 <i>Change detection</i> mittels <i>Feature space analysis</i> (FESPA)	129
6.2.2 Veränderungsanalyse des Tagebaukomplexes Goitsche	138
6.2.2.1 Auswertung der Satellitendaten	138
6.2.2.2 Auswertung der Flugzeugscannerdaten	139
6.2.3 Fehlerbetrachtung	142
6.2.4 Teilzusammenfassung und Diskussion der Veränderungsanalyse	145
<b>7 Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>149</b>
<b>8 Literaturverzeichnis</b>	<b>154</b>
<b>9 Anhang</b>	<b>165</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Übersicht über die Lage des im Rahmen der Arbeit untersuchten Tagebaukomplexes Goitsche und des ehemaligen Tagebaues Muldenstein	9
Abb. 2	Darstellung der Entwicklungsstufen von der Urlandschaft bis zur Bergbaufolgelandschaft	11
Abb. 3	Historische Übersicht über den Raum des heutigen Tagebaukomplexes Goitsche auf der Grundlage der Messtischblätter Bitterfeld-West, Bitterfeld-Ost, Brehna und Delitzsch.	13
Abb. 4	Tagebaukomplex Goitsche im Landsat5 TM-Datensatz vom 07.07.1989	14
Abb. 5	Halbschematischer Faziesschnitt durch das Känozoikum und oberflächennahe prätertiäre Gebirge von Merseburg in den Bitterfelder Raum	16
Abb. 6	Halbschematischer geologischer Schnitt durch das Bitterfelder Braunkohlenrevier (Entwurf nach Bohrergebnissen und zahlreichen Geländeaufnahmen)	17
Abb. 7	Staubbelastung im Tagebau Goitsche (Geländefoto: 28.06.1998)	25
Abb. 8:	Initiale Vegetationsentwicklung auf Kippen im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier	28
Abb. 9:	Grundstrukturen des Verlaufs von Primärsukzessionen in der Tagebaufolgelandschaft Mitteldeutschlands	28
Abb. 10	Verteilung der Arten nach ihrem soziologischen Verhalten	30
Abb. 11	Übersicht über die im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendeten Fernerkundungssensoren und deren Spektralbereiche	32
Abb. 12	Biotoptypenkartierung mittels CIR-Luftbildern und Geländebegehung unter besonderer Berücksichtigung fernerkundungsspezifischer Merkmale	40
Abb. 13	Verteilung der dominierenden Vegetationseinheiten in den Jahren 1995 und 1998 auf dem Beobachtungsraster (Transekt auf dem Sandtrockenrasen bei Petersroda)	43
Abb. 14	Geländespektrometrie mit LKW-Hebebühne	45
Abb. 15	Geländespektren von Vegetationseinheiten des Sandtrockenrasens bei Petersroda (Tgb. Goitsche)	46
Abb. 16	Prinzip der differentiellen GPS-Messung	47
Abb. 17	„Triangulated irregular network“ als Basis des „Rubber-Sheeting“-Verfahrens	51
Abb. 18	Signaturdiagramme ausgewählter Trainingsgebiete für die HYMAP - Klassifizierung der Restlöcher Mühlbeck und Niemeck	53
Abb. 19	Grauerthistogramme für ausgewählte Signaturen basierend auf den SPOT 4 - Daten vom 21.06.1998 für die Kanäle 1 und 4	54
Abb. 20	Streuungsellipsen ausgewählter Trainingsgebiete in den Kanälen 3 und 4 (Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996)	55
Abb. 21	Kombinierter <i>Parallelepiped</i> - <i>Maximum-Likelihood</i> -Algorithmus	57
Abb. 22	Prinzip der <i>SAM</i> -Methode	58
Abb. 23	Beispiel für Lage und Unabhängigkeit von Trainings- und Kontrollflächen	61
Abb. 24	Spontansukzessionsflächen im Tagebau Goitsche	68

Abb. 25	Darstellung von Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich (Restloch Döbern und Restloch Bärenhof) im Landsat TM-Datensatz vom 08.06.1996	70
Abb. 26	Darstellung von Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich (Restloch Niemeck) im HYMAP-Flugzeugscannerdatensatz vom 02.09.1998	73
Abb. 27	Ansaaten im Tagebau Goitsche	76
Abb. 28	Darstellung von Ansaatflächen im Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000	77
Abb. 29	Darstellung von Ansaatflächen in HYMAP-Flugzeugscannerdaten vom 02.09.1998	79
Abb. 30	Bildausschnitt aus dem hyperspektralen CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 vom Restloch Niemeck (Kanalkombination 35/25/15 in r/g/b)	81
Abb. 31	Spektren der <i>Endmember</i> für das <i>Linear spectral unmixing</i> der Ansaatflächen	81
Abb. 32	RGB- <i>Composite image</i> aus den Abundanzen Mischsubstrat und Grasansaatens sowie dem Modellierungsfehler	82
Abb. 33	Profil durch das Abundanzbild der Ansaatflächen	83
Abb. 34	Standörtliche und zeitliche Differenzierung der Sandtrockenrasen im Tagebau Goitsche	88
Abb. 35	Erkennbarkeit der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens bei Petersroda (Tagebaukomplex Goitsche) im CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000	91
Abb. 36	Foto und Geländespektren von unterschiedlichen kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften des Sandtrockenrasens bei Petersroda (Tgb. Goitsche)	96
Abb. 37	<i>Endmember</i> -Spektren für die SAM-Klassifizierung des CASI-Datensatzes vom 14.08.2000	97
Abb. 38	<i>Feature space image</i> der Kanäle 15 und 35 für die Signaturen von „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ und „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ aus den CASI-Daten vom 14.08.2000	98
Abb. 39	Simulierter HYMAP-Spektralkurvenverlauf aus den Geländespektren der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens (22.05.2002)	101
Abb. 40	Darstellung von Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen in Satellitendaten (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000; Kanalkombination 4/5/3 in r/g/b)	102
Abb. 41	Vergleich der mittels Flugzeugscannerdatensätzen detektierten Klassen für das Detailareal des Sandtrockenrasens	105
Abb. 42	Vergleich der mittels Satellitendaten detektierten Klassen für das Detailareal des Sandtrockenrasens	106
Abb. 43	Darstellung des Einflusses der räumlichen Auflösung auf die Anzahl der Mischpixel und die spektrale Variation innerhalb von Klassen	108
Abb. 44	Graustufenbild des NDVI für den Sandtrockenrasen (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996)	109
Abb. 45	Darstellung der Klassifizierungsergebnisse aus kombiniertem <i>Parallelepiped-Maximum-Likelihood</i> -Algorithmus unter Einbeziehung des NDVI für den ausmaskierten Sandtrockenrasen (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996)	109

Abb. 46	Hochstaudenfluren mit Gebüsch im Tagebau Goitsche a) Hochstaudenflur mit Ginster im Bereich der Hochhalde nördlich des Restloches Innenkippe (14.08.2000) b) Hochstaudenflur im Bereich Restloch Holzweißig-West (14.08.2000)	110
Abb. 47	Erkennbarkeit von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ im CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000	111
Abb. 48	Grauerthistogramme der Klassen „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“, „Ruderalisierte Sandtrockenrasen“ und „Landreitgras-Dominanzbestände“ in den Kanälen (a) 23 und (b) 33	112
Abb. 49	<i>Endmember</i> -Spektren der Klassen „Ginster“ und „Schwarzkiefern (Jungwuchs)“	113
Abb. 50	Darstellung der „Hochstauden mit Gebüsch“ im Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 (Hochhalde nordöstlich des Restlochs Innenkippe im Tagebaukomplex Goitsche; Kanalkombination 4/5/3 in r/g/b)	114
Abb. 51	Spektralprofile von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ und „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ aus Landsat5 TM Daten (Kanal 1-5, 7) vom 08.06.1996	115
Abb. 52	Röhrichte und Seggenriede im ehemaligen Tagebau Muldenstein a) Restschlauch Burgkernitz (Schilf- und Rohrkolbenbestände) 03.08.00 b) Restschlauch Burgkernitz (Binsen- und Schilfbestände) 26.06.01	117
Abb. 53	Differenzierung der Röhricht- und Seggenriedbestände im CASI-Flugzeugscannerdatensatz von 14.08.2000 (Restschlauch Burgkernitz des ehemaligen Tagebaues Muldenstein)	117
Abb. 54	Erkennbarkeit der Röhricht- und Seggenriedbestände im Landsat7 ETM-Bilddatensatz von 14.08.2000 (Restschlauch Burgkernitz des ehemaligen Tagebaues Muldenstein)	119
Abb. 55	Signaturdiagramme der Klassen „Wasser“, „Flachwasser“ und „Flachwasser mit Vegetation“ (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)	120
Abb. 56	Fließschema der Veränderungsanalyse mittels FESPA	131
Abb. 57	Beispielhafte Darstellung eines Feature space image basierend auf <i>Layern</i> des <i>Layer stack</i> -Datensatzes	132
Abb. 58	Veränderungen basierend auf den klassifizierten Landsat TM-Daten von 1989 und 2000 für die Analyse der vegetationsfreien Sedimente und deren Besiedlung bzw. die Entstehung neuer vegetationsfreier Sedimentflächen	136
Abb. 59	Veränderungsanalyse des Kerngebietes der Sandtrockenrasenflächen anhand von Klassifizierungen basierend auf HYMAP-Flugzeugscannerdaten vom 02.09.1998 und CASI-Flugzeugscannerdaten vom 14.08.2000	141
Abb. 60	Vergleich der Flächenbilanzen der auf HYMAP- und CASI-Flugzeugscannerdatensätzen basierenden Klassifizierungen (Prozentangaben)	142

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Klimatologische Angaben (Beobachtungsperiode 1951-80) _____	23
Tab. 2	Baumartenanteile im Tagebaugebiet Goitsche _____	27
Tab. 3	Vergleich von Satelliten- und hyperspektralen Flugzeugscannerdaten _____	31
Tab. 4	Kennzeichnung spektraler Wellenlängenbereiche _____	32
Tab. 5	Übersicht über Parameter der verwendeten satellitengestützten Sensoren _____	33
Tab. 6	Spektralkanäle von Landsat5 TM und Landsat7 ETM+ _____	33
Tab. 7	Spektralkanäle SPOT 3 (HRV) und SPOT 4 (HRV IR) _____	34
Tab. 8	Spektralkanäle IRS-1C / 1D (LISS-III) _____	34
Tab. 9	Vergleich der Parameter der eingesetzten Fernerkundungsdaten der Satelliten- und Flugzeugscannerebene _____	37
Tab. 10	Beispielausschnitt aus dem Erfassungsbogen zur Biotoptypenkartierung _____	40
Tab. 11	Beispielausschnitt aus den Vegetationsaufnahmen _____	42
Tab. 12	Parameter des GER MARK V-Spektrometers (Herstellerangaben [GER] 1995) _____	44
Tab. 13	<i>Change detection</i> – Verfahren _____	63
Tab. 14	Analysierte Hauptkategorien der Vegetation im Tagebau _____	67
Tab. 15	Charakterisierung der Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen _____	88
Tab. 16	Abhängigkeit der Vegetationseinheiten von Substrateigenschaften _____	94
Tab. 17	Verwendete HYMAP-Kanäle für die Klassifizierung der Vegetationsbestände _____	100
Tab. 18	Zusammenfassender Überblick über die Möglichkeiten der Detektion von Vegetationsstrukturen in unterschiedlichen Maßstabsebenen _____	128
Tab. 19	Interpretationstabelle für die Veränderungsanalyse der häufigsten Umwidmungsarten für variable Zeiträume _____	133
Tab. 20	Vereinfachte Interpretationstabelle für die Veränderungsanalyse der Sedimentflächen des Zeitraumes 1989 bis 2000 _____	135
Tab. 21	Interpretationstabelle zur Veränderungsanalyse der vegetationsfreien Sedimente _____	136
Tab. 22	Zusammenhang zwischen Klassenzahl, Klassifizierungsgenauigkeit und Genauigkeit der Veränderungsanalyse (Analysezeitraum 1996-2000) _____	144

## Verzeichnis der Anhänge

Anhang 1: Karte des prätertiären Gebirges des Saale-Elbe-Gebietes (EISSMANN, 1994)	165
Anhang 2 Übersicht der Geologie von Mitteldeutschland (EISSMANN, 1994)	166
Anhang 3 Karte des Tertiärs des Saale-Elbe-Gebietes (EISSMANN, 1994)	167
Anhang 4: Legende zu den Faziesschnitten (EISSMANN, 1994)	168
Anhang 5 Lage der CASI-Kanäle im <i>spatial mode</i> (Befliegung vom 17.05.97)	169
Anhang 6 Lage der CASI-Kanäle im <i>enhanced spectral mode</i> (Befliegung vom 14.08.2000)	170
Anhang 7 Lage der HYMAP-Kanäle (Befliegung vom 02.09.98)	171
Anhang 8 Kontingenztabelle für ausgewählte Trainingsgebiete der <i>Maximum-Likelihood</i> -Klassifizierung aus dem Landsat ETM-Datensatz vom 14.08.2000	172
Anhang 9: Fehlermatrix der <i>Maximum-Likelihood</i> -Klassifizierung aus dem Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 anhand unabhängiger Kontrollflächen	173
Anhang 10 Fehlerbetrachtung der <i>Maximum-Likelihood</i> -Klassifizierung aus dem Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996 anhand unabhängiger Kontrollflächen	174
Anhang 11 Fehlerbetrachtung der <i>Maximum-Likelihood</i> -Klassifizierung aus dem Landsat5 TM-Datensatz vom 07.07.1989 anhand unabhängiger Kontrollflächen	175
Anhang 12 Vergleich detektierbarer Klassen des Sandtrockenrasens und Kennzeichnung der Zusammenfassungen zwischen <i>Maximum-Likelihood</i> - und <i>SAM</i> -Algorithmus (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)	176
Anhang 13 Fehlerbetrachtung der <i>SAM</i> -Klassifizierung aus dem Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 anhand unabhängiger Kontrollflächen	176
Anhang 14 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (Landsat5 TM-Datensatz vom 07.07.1989)	177
Anhang 15 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996)	177
Anhang 16 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)	178
Anhang 17 Tabelle über mögliche Zusammenfassungen von Klassen und die daraus abgeleiteten Klassifizierungsgenauigkeiten für die <i>Maximum-likelihood</i> -Klassifizierung des Landsat ETM-Datensatz vom 14.08.2000	179
Anhang 18 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (HYMAP-Datensatz vom 02.09.1998)	180
Anhang 19 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (CASI-Datensatz vom 14.08.2000)	180

## Verzeichnis der Beiblätter (Kartenteil)

- Beiblatt 1 Übersichtskarte des Tagebaukomplexes Goitsche
- Beiblatt 2 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes "Ehemaliger Tagebau Muldenstein"
- Beiblatt 3 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat5 TM-Daten vom 07.07.1989
- Beiblatt 4 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996
- Beiblatt 5 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat7 ETM-Daten vom 14.08.2000
- Beiblatt 6 SAM-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat7 ETM-Daten vom 14.08.2000
- Beiblatt 7 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf SPOT4-Daten vom 21.06.1998
- Beiblatt 8 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf IRS-1C-Daten vom 13.08.1997
- Beiblatt 9 Gruppiertes NDVI des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996
- Beiblatt 10 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung der Restlöcher "Mühlbeck" und "Niemegk" des Tagebaues Goitsche basierend auf CASI-Daten vom 17.05.1997
- Beiblatt 11 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung der Restlöcher "Mühlbeck" und "Niemegk" des Tagebaues Goitsche basierend auf HYMAP-Daten vom 02.09.1998
- Beiblatt 12 Vergleich der detaillierten Klassifizierungsergebnisse (basierend auf CASI-Daten vom 17.05.1997) mit den kartierten Vegetationseinheiten der Dauerbeobachtungsflächen des Sandtrockenrasens bei Petersroda
- Beiblatt 13 Verhältnis von ausgewählten klassifizierten Vegetationseinheiten des Sandtrockenrasens (basierend auf CASI-Daten) zu den pH-Werten der Kontrollflächen
- Beiblatt 14 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf CASI-Daten vom 17.05.1997
- Beiblatt 15 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf CASI-Daten vom 14.08.2000
- Beiblatt 16 SAM-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf CASI-Daten vom 14.08.2000
- Beiblatt 17 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf HYMAP-Daten vom 02.09.1998

- Beiblatt 18 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Untersuchungsgebietes "Ehemaliger Tagebau Muldenstein" basierend auf Landsat7 ETM-Daten vom 14.08.2000
- Beiblatt 19 Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Untersuchungsgebietes "Ehemaliger Tagebau Muldenstein" basierend auf CASI-Daten vom 14.08.2000
- Beiblatt 20 Analyse der im Zeitraum 1989 bis 1996 im Tagebaukomplex Goitsche unveränderten Flächen basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen
- Beiblatt 21 Analyse der im Zeitraum 1996 bis 2000 im Tagebaukomplex Goitsche unveränderten Flächen basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen
- Beiblatt 22 Veränderungsanalyse der Wasserflächen im Tagebaukomplex Goitsche für den Beobachtungszeitraum 1989 bis 2000 basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen
- Beiblatt 23 Veränderungsanalyse der Forstflächen im Tagebaukomplex Goitsche für den Beobachtungszeitraum 1989 bis 2000 basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen

## Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
AGR	<i>Agrostis capillaris</i> -Dominanzbestand
AOI	<i>Area of interest</i>
ART	<i>Artemisia campestris</i> -Dominanzbestand
ASTER	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>
AVIRIS	<i>Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer</i>
BbergG	Bundesberggesetz
BFL	Bergbaufolgelandschaft
CAL	<i>Calamagrostis epigejos</i> -Dominanzbestand
CASI	<i>Compact Airborne Spectrographic Imager</i>
CCD	<i>Charge Coupled Devices</i>
CIR	<i>Color infrared</i>
COR	<i>Corynephorus canescens</i> -Dominanzbestand
CORM	Kryptogamenreicher <i>Corynephorus canescens</i> -Dominanzbestand
DAIS	<i>Digital Airborne Spectrometer</i>
DLR	Deutsche Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt
DN	<i>Digital Number</i>
ETM	<i>Enhanced Thematic Mapper</i>
ESA	<i>European Space Agency</i>
FBM	Forschungsverbund Braunkohlentagebaulandschaften Mitteldeutschlands
FESPA	<i>Feature space analysis</i>
FLB	Forschungsverbund Landschaftsentwicklung Mitteldeutsches Braunkohlenrevier
GER	<i>Geophysical Environmental Research</i>
GIS	Geographisches Informationssystem
GLA	Geologisches Landesamt
GPS	<i>Global Positioning System</i>
GWL	Grundwasserleiter
HELI	<i>Helichrysum arenarium</i> -Dominanzbestand
HN	Höhenangaben über Höhennull
HRV	<i>Instrument Haute Résolution Visible</i>
HYMAP	<i>Hyperspectral Mapper</i>
IRS	<i>Indian Remote Sensing System</i>

---

LISS	<i>Linear Imaging Self-Scanning Sensor</i>
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH
MKF-6	Multispektralkamera
MSS	<i>Multispectral Scanner</i>
NDVI	<i>Normalised Difference Vegetation Index</i>
NIR	<i>Nearest infrared</i>
PAN	<i>Panchromatic Camera</i>
PNV	Potenzielle natürliche Vegetation
POA	<i>Poa compressa</i> -Dominanzbestand
RMS	<i>Root means squared error</i>
ROI	<i>Region of interest</i>
RTCM	<i>Real-Time-Correction-Mode</i>
SAM	<i>Spectral Angle Mapping</i>
SNR	Signal-Rausch-Verhältnis
SPOT	<i>Système Probatoire d' Observation de la Terre</i>
SWIR	<i>Short wave infrared</i>
Tab.	Tabelle
Tgb.	Tagebau
TIN	<i>Triangulated irregular network</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
TRIF	<i>Trifolium arvense</i> -Dominanzbestand
VIS	Visible (sichtbarer Wellenlängenbereich)
vgl.	vergleiche

## 1 Einleitung

Kaum eine Landschaft in Mitteleuropa wurde im vergangenen Jahrhundert derart intensiven Veränderungen unterworfen wie die Region der Braunkohlentagebaue des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers und deren Folgelandschaften.

Erste urkundliche Nachweise über den Braunkohlenbergbau in Mitteldeutschland sind auf die Jahre 1382 (Lieskau bei Halle), 1671 (Meuselwitz-Rositz) und 1698 (Geiseltal) zu datieren (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN, 1998). Nach anfänglichem Abbau in Bauerngruben, der Phase der Gewinnung im Tiefbau und der Förderung in kleineren und mittleren Tagebauen trat mit dem Übergang zu Großtagebauen seit ca. 70 Jahren die Inanspruchnahme von Flächen in eine neue Dimension ein. Bis zum Jahre 1997 wurde in Mitteldeutschland eine Fläche von 513 km<sup>2</sup> überbaggert (BERKNER, 1997), eine Gesamtfläche von rd. 1100 km<sup>2</sup> war 1990 von Grundwasserabsenkungen betroffen (BERKNER, 2001). In der Kulturgeschichte Deutschlands handelt es sich damit um einen der massivsten Eingriffe in den gesamten Landschaftshaushalt. Die Folgen sind tiefgreifend:

- die komplette Umlagerung des Deckgebirges und die damit verbundene vollständige Zerstörung von Böden und Vegetation,
- die großflächigen Absenkungen des Grundwassers,
- die massiven Veränderungen der Oberflächengewässer durch die radikalen Eingriffe in Fließgewässer- und Auenökosysteme
- sowie weitreichende Veränderungen des historischen Siedlungsnetzes, der Infrastruktureinrichtungen, der traditionellen Flächennutzungen und damit des gesamten Landschaftsbildes.

Für die Bergbaufolgelandschaft besteht während und insbesondere nach dem Ende des Kohleabbaus ein sehr hoher Bedarf an aktuellen und räumlich exakten Informationen über die biotischen und abiotischen Parameter zur Bewertung des ökologischen Zustandes, zur Kontrolle und Überwachung der Sanierungs- und Rekultivierungsarbeiten und für das Langzeitmonitoring dieses Raumes.

Zur Beobachtung, Analyse und Beurteilung der Entwicklung im Rahmen eines Langzeitmonitorings dieses Raumes müssen die Informationen ständig aktualisiert werden.

Aufgrund der Größe und der hohen Dynamik der ablaufenden Prozesse sind neben den klassischen Feld- und Analysemethoden zwingend auch andere, kostengünstigere Verfahren und Methoden zur raum-zeitlichen Bewertung und Kontrolle zu entwickeln und anzuwenden, mit denen die Gesamtregion überwacht werden kann. Eine herausragende Stellung nimmt hierbei die Analyse multispektraler und multitemporaler Fernerkundungsdaten ein, da diese regelmäßig, aktuell und flächendeckend verfügbar sind.

## 1.1 Der Einsatz von Fernerkundungsdaten zur Überwachung der Bergbaufolgelandschaften des Braunkohlebergbaus

### Luftbilder

Die Überwachung der Bergbaufolgelandschaften des Braunkohlebergbaus (im Folgenden kurz Bergbaufolgelandschaften genannt) mittels Fernerkundungsdaten wurde bereits frühzeitig durch den Einsatz von Luftbildern betrieben. Diese dienten anfänglich vorwiegend zur Laufenthaltung der Kartenwerke (Bergbaurisssdaten). Bereits 1980 kommt ANDERSON zu dem Schluss, dass Fernerkundungstechniken zur Detektion, Inventarisierung und Quantifizierung der Bergbauflächen geeignet sind. In den folgenden Jahren wurde deren Einsatz auf die Kartierung von Flächennutzungsänderungen, Rekultivierungsmaßnahmen und Biotoptypen durch visuelle Interpretation weiter ausgedehnt. Dieses Einsatzgebiet wurde durch die Auswertung von CIR-Aufnahmen zunehmend verbessert und diente insbesondere der Überwachung von Rekultivierungsmaßnahmen (SCHNEIDER 1984). Weitreichende Untersuchungen zur Anwendbarkeit von multitemporalen Luftbildern, zur Analyse des Tagebaufortschritts und dem zeitlichen Verlauf der Rekultivierung wurden vor allem in den USA durchgeführt (MAMULA, 1978, HALVERSON, 1988). Das Interesse der Behörden in den USA an einem Einsatz von Fernerkundungsmethoden für ein Monitoring von Bergbauabraum wird durch einen Überblick über Studien des U.S. Bureau of Mines bestätigt (BOLDT & SCHREIBNER, 1987).

### Multispektrale Satellitendaten

Zunehmend fanden auch digitale multispektrale Satellitendaten für ein Monitoring der Bergbaufolgelandschaften Anwendung und stellen eine neue Qualität der Datengrundlage dar. Die ersten Arbeiten in den 80er Jahren beschäftigten sich vorwiegend mit dem Einsatz von Landsat MSS- und Landsat TM-Daten zur Erfassung von Flächennutzungsänderungen und der Beobachtung von Rekultivierungsmaßnahmen sowie zur Abgrenzung einzelner Stadien des Tagebauzyklus'. Insbesondere in den USA sind hierzu zahlreiche Arbeiten durchgeführt worden (ALEXANDER et al., 1973; ANDERSON et al., 1977; COKER et al., 1977; GREEN & BUSCHUR, 1980; KRUMWIEDE, 1980; BARR, 1981). Dabei fanden visuelle und automatische Klassifizierungsmethoden für die Differenzierung von Tagebauen Anwendung.

Umfangreiche Studien untersuchten systematisch die Eignung von Landsat MSS- und Landsat TM-Daten sowie den Zusammenhang von Sensoreigenschaften und Klassifikationsgenauigkeit für die Erfassung von Tagebauen (IRONS et al., 1980; IRONS et al., 1984; IRONS & KENNARD, 1986).

Ende der 80er Jahre werden höherauflösende Satellitendaten zur Differenzierung von Tagebauen getestet. So untersuchten PARKS et al. (1987) einzelne Rekultivierungsstadien mittels Landsat MSS- und Landsat TM-Daten und setzten SPOT-Daten zur Differenzierung von Altersstufen der Vegetation ein.

Die Auswertungen entwickelten sich in den USA zu einem festen Bestandteil im Rahmen der Planung und Überprüfung der Rekultivierungsmaßnahmen von Tagebauen (RATHORE & WRIGHT, 1993). Weitere wichtige Untersuchungen stellen die Arbeiten von COLLINS et al. 1991; KRUSE & LEFKOFF (1993) und CLARK et al. (1998) dar.

Auch außerhalb der USA wurde das Anwendungspotenzial von digitalen Fernerkundungsdaten analysiert.

Im Rahmen zahlreicher Untersuchungen stellt sich die Auswertung von Landsat MSS-, Landsat TM- und SPOT-Daten als ein schneller und vor allem kosteneffektiver Weg für ein Monitoring von Bergbauaktivitäten in England, China und Estland heraus (LEGG 1986, LEGG 1989, LEGG 1990, ÖBERG et al. 1992).

Häufig steht in Verbindung mit bergbaubezogenen Fragen die Erfassung von Flächennutzungsänderungen im Vordergrund der Betrachtungen (Indien, Indonesien, China). PRAKASH & GUPTA (1998) führen beispielsweise Untersuchungen zum Einsatz von multitemporalen Landsat TM- und IRS-1C LISS II-Daten sowie GIS Techniken zur Unterscheidung von Landnutzungsklassen in Indien durch.

### **Flugzeugscannerdaten**

Durch den Einsatz neuer räumlich und spektral höher auflösender multispektraler Flugzeugscannerdaten sowie durch die Weiterentwicklung der Interpretations- und Klassifizierungsmethoden begann eine neue Dimension der Auswertung.

So wurden AVIRIS-Flugzeugscannerdaten von KING et al. (1995), PETERS et al. (1996) FARRAND (1997) sowie VAN DER MEER & BAKKER (1997) zur mineralogischen Klassifikation von Tailings in Summitville (Colorado) und Nevada eingesetzt. LEVESQUE & KING (1999) analysieren Vegetationsveränderungen in einer Schwermetallmine anhand von Daten einer flugzeuggestützten Digitalkamera.

Unabhängig von direkten Bergbauaktivitäten werden AVIRIS-Flugzeugscannerdaten zudem von CLARK et al. (1995) und DRAKE et al. (1999) zur Analyse von Vegetationsstrukturen eingesetzt.

### **Entwicklung in Deutschland**

Wie eingangs erwähnt, dienten insbesondere panchromatische Luftbilder in beiden Teilen Deutschlands zur Laufenthaltung von Bergbaurissen und CIR-Luftbilder zur Erfassung von Flächennutzungsänderungen, zur Kontrolle von Rekultivierungsmaßnahmen und zur Kartierung von Biotoptypen.

Für die Braunkohlentagebaue in der ehemaligen DDR wurde in den 80er Jahren die Eignung von MKF-6-Bilddaten für die Unterscheidung von Substraten und zur Kontrolle von Vegetationsstrukturen im Rahmen der Wiederurbarmachungsaktivitäten analysiert (STELLMACH, 1986).

Bisher kam es in Deutschland nur in geringem Umfang zur Anwendung von digitalen Fernerkundungsdaten für die spezifischen bergbaurelevanten Fragestellungen.

Auch zum gegenwärtigen Zeitpunkt konzentrieren sich in Mitteldeutschland und in der Lausitz die Behörden, die LMBV und die Bergbaubetreiber noch immer auf die Auswertung von analogen Luftbildern. Die Bergbaubetreiber und die LMBV werden nach der Beendigung der Bergbauaktivitäten und der Sanierungsmaßnahmen jedoch die Luftbildbefliegungen einstellen. Da allerdings zum gegenwärtigen Zeitpunkt aufgrund fehlender finanzieller Mittel der Bundesländer nicht abzusehen ist, ob und wann eine landesweite Befliegung und damit eine Aktualisierung des Bildmaterials erfolgen wird, muss nach Alternativen gesucht werden.

Forschungsaktivitäten zum Einsatz von digitalen Fernerkundungsdaten der Satelliten- oder Flugzeugebene sind bisher nur an Forschungsvorhaben gebunden. In der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft wurden Untersuchungen von WEICHELT et al. (1996), PILARSKI et al. (1998 a, b), sowie PILARSKI & OPPITZ (1998) zur Ermittlung und Bewertung von Veränderungen des Vegetationszustandes im Umfeld eines Braunkohletagebaus mittels abgeleiteter Merkmale aus Satellitendaten (Landsat TM und SPOT) durchgeführt. Die Arbeiten zielen dabei auch auf ein Langzeitmonitoring der Biotoptypen mit Hilfe von Fernerkundungsdaten ab. Durch den Einsatz von Maximum-Likelihood-Verfahren und der Anwendung des *Normalised Difference Vegetation Index* (NDVI) wurde eine Bestandsaufnahme der aktuellen Landnutzungsklassen erreicht. Zusätzlich konnten verschiedene Vitalitätsstufen großer Forstflächen ausgliedert werden.

Für das mitteldeutsche Braunkohlenrevier wurden in einer Studie von SCHMIDT & GLAESSER (1998) Landsat TM-Daten eingesetzt, um Landnutzungsklassen der Bergbaufolgelandschaft südlich von Leipzig zu detektieren. Im Umland der Tagebaue südlich von Leipzig wurde die Flächennutzung von BANZHAF (1998) mittels Landsat TM-Daten erfasst.

In den Arbeiten von KAUFMANN et al. (1997), KRÜGER et al. (1998), KRÜGER (1999) und REINHÄCKEL (1999) wird das Potenzial von Laborspektrometrischen Messungen und hyperspektralen Flugzeugscannerdaten des DAIS - Sensors zur quantitativen mineralogischen Analyse von Braunkohlenabraumkippen anhand von Untersuchungsflächen im Südraum von Leipzig aufgezeigt.

Untersuchungen zu den hydrochemischen Eigenschaften der Tagebaurestseen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers werden auf der Basis von Satellitendaten von JÄCKLIN (1999) sowie auf der Basis von Flugzeugscannerdaten von BOINE et al. (1999) und BOINE et al. (2000) durchgeführt.

Ansätze zur Differenzierung von Sedimenten und Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands finden sich in BIRGER et al. (1998), in BIRGER & TISCHEW (2001) sowie in GLÄßER et al. (2000).

## Vegetationsstrukturen

Der zielgerichteten Klassifikation von Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft und insbesondere der Erfassung von naturschutzrelevanten Sukzessionsprozessen wurde bisher deutlich weniger Aufmerksamkeit gewidmet. Dies ist insbesondere auf die mangelnden Trennbarkeiten aus Satellitendaten und die unzureichende Anzahl ausreichend kartierter Trainingsflächen zurückzuführen. Insbesondere die in dieser Arbeit vordergründig zu bearbeitenden naturschutzrelevanten Sukzessionsflächen, wie zum Beispiel ausgedehnte Trockenrasenareale, wurden bisher im Zusammenhang mit Vegetationsklassifizierungen in der Bergbaufolgelandschaft nicht ausreichend untersucht.

Zahlreiche Publikationen finden sich jedoch zu den „*Grasslands*“, die aufgrund ihrer Artenzusammensetzung den Sukzessionsarealen der Bergbaufolgelandschaft ähnliche Vegetationsstrukturen darstellen. So wird beispielsweise die Überwachung der „*Grasslands*“ mittels Satellitendaten in der Sahelzone von TUCKER et al. (1986), in semiariden Gebieten Kaliforniens von SMITH et al. (1990) und von MINO et al. (1998) in Japan realisiert.

Andere Autoren untersuchen die Eignung von Spektralindices für die Bewertung von verschiedenen Vegetationscharakteristika in ariden „*Rangelands*“ oder „*Grasslands*“ (HUETE & JACKSON, 1987; HUETE, 1988; MOUGIN et al., 1995; LO SEEN et al., 1995; TODD et al., 1998) und ermitteln Parameter wie Biomasse und Blattflächenindex für diese Vegetationsstrukturen (WILLIAMSON & ELDRIDGE, 1993; FRIEDL et al. 1994).

Den Autoren aller bisher genannten Arbeiten geht es vorrangig um ein Monitoring der „*Grasslands*“ auf der Basis von Vegetationsindices oder die Ermittlung ihrer Biomasse.

LOBO et al. (1998) verfolgen mit ihrer Arbeit zur Klassifizierung von Weidelandflächen das Ziel, verschiedene „*Grassland*“-Klassen zu differenzieren und setzen dazu digitalisierte CIR-Luftbilder ein, die mittels Bildsegmentierungstechniken analysiert werden.

Im Unterschied zu den „*Grasslands*“ weisen die Sandtrockenrasenflächen in der Bergbaufolgelandschaft einen deutlich erhöhten Anteil an offenen tertiären Substraten und die flächenhaft verbreiteten Kryptogamen und Moose auf. In der Literatur finden sich wenige Hinweise zur Klassifikation von derartig gemischten Beständen. Einige Publikationen widmen sich jedoch der Erfassung von Flechten und mikrophytischen Krusten anhand ihrer spektralen Eigenschaften.

Wichtige Grundlagen bei der Untersuchung des Einflusses von Flechten auf die Reflexionseigenschaften von Gesteinen werden von SATTERWHITE (1985) und AGER & MILTON (1987) gelegt. Mikrophytische Krusten bestehend aus Flechten, Moosen und Blaualgen werden von O'NEILL (1999) in einer semiariden Region im Osten Australiens untersucht und deren Spektralverhalten bei Feuchtigkeitsänderungen interpretiert.

## Veränderungsanalyse

Insbesondere die Analyse von Veränderungen innerhalb und im Umland von Bergbaufolgelandschaften ist ein wesentlicher Aspekt im Rahmen eines langfristigen Monitorings. Dabei

liefern Fernerkundungsdaten einen entscheidenden Beitrag, um entsprechende flächenhafte und ortsgenaue Daten erhalten zu können.

Methodische Ansätze zur Durchführung von Veränderungsanalysen basierend auf Fernerkundungsdaten wurden für verschiedene Anwendungen entwickelt (Küstenzonen, Forstbestände, Landnutzungsänderungen, Weidelandmanagement u. a.). Diese basieren auf Verfahren, die entweder unklassifizierte Fernerkundungsdatensätze durch mathematische Operationen Bilder verschiedener Zeitpunkte analysieren oder Ergebnisse unabhängiger Klassifizierungen vergleichen.

Für Veränderungsanalysen von Bergbaufolgelandschaften liefern PRAKASH & GUPTA (1998) Ansätze, die auf der Anwendung von Fernerkundungsdaten basieren. Innerhalb der ostdeutschen Bergbaufolgelandschaften wurden von PILARSKI et al. (1998 a) Satellitendatensätze zur Veränderungsanalyse eingesetzt.

Aus dem Stand der Forschung und der bisherigen Anwendung von Fernerkundungsdaten ist ein erheblicher Forschungsbedarf zur Analyse von Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft und zur Detektion der Sukzessionsprozesse abzuleiten. Untersuchungen zu dieser Thematik sind nicht zuletzt wegen ihres hohen Potenzials für ökologisch relevante Fragestellungen erforderlich. Lösungsansätze sind dabei in mehreren Ebenen, vom Satelliten bis zum hochauflösenden hyperspektralen Flugzeugscanner zu suchen, um eine kostengünstige Überwachung der Bergbaufolgelandschaften in den kommenden Jahren zu gewährleisten. Nach dem Ende des Abbaus in den meisten Tagebauen und dem Abschluss der Rekultivierungsarbeiten werden gerade die Länder und Naturschutzbehörden hier entsprechende Monitoringaufgaben zu erfüllen haben, die zeit- und kostengünstiger Lösungen bedürfen.

## **1.2 Aufgabenstellung / Zielstellung**

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, das Potenzial von Fernerkundungsdaten für die Erfassung von wichtigen Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands im Rahmen eines langfristigen Umweltmonitorings zu ermitteln.

Folgende Fragenkomplexe wurden dabei verfolgt:

1. Bieten Fernerkundungsmethoden die Möglichkeit, Vegetationsstrukturen der wichtigen Kategorien:

- Sukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich
- Sukzessionsflächen im rekultivierten Tagebaubereich
- Grasansaat

in Bergbaufolgelandschaften flächenhaft zu erfassen?

Welche Klassen und Unterklassen können für die Vegetationsstrukturen der oben genannten Kategorien detektiert werden?

Lassen sich die für den Naturschutz relevanten und daher von den Botanikern terrestrisch punktuell kartierten Vegetationsstrukturen der Langzeitsukzessionsflächen klassifizieren und so flächenhafte Aussagen ableiten?

2. Welche der getesteten Sensoren eignen sich für die Erfassung der Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft?

Welche Vor- und Nachteile besitzen die einzelnen Sensoren?

Welche Aussagen zum optimalen Überflugzeitpunkt können abgeleitet werden?

3. Sind bereits mit Hilfe von pixelbasierten, automatischen Standardmethoden der Klassifizierung (einfacher oder kombinierter *Maximum-Likelihood*-Algorithmus) von Fernerkundungsdaten ausreichend genaue Klassifizierungsergebnisse zu erzielen?

Welche Ergebnisse lassen sich aus räumlich hochauflösenden hyperspektralen Flugzeugscannerdaten mittels pixelbasierter, automatischer Klassifizierungsalgorithmen erreichen?

Welche Klassifizierungsgenauigkeiten können erzielt werden?

4. Können wichtige sukzessive Veränderungen naturschutzrelevanter Vegetationsstrukturen mit Hilfe von Fernerkundungsmethoden detektiert werden?

Welche Möglichkeiten für eine Veränderungsanalyse („*Change detection*“) lassen sich aus den getesteten Sensoren und Algorithmen ableiten?

Wie können diese komplexen Algorithmen in einer anwenderfreundlichen Methode umgesetzt werden?

Welche Ergebnisse im Sinne einer Veränderungsanalyse lassen sich für den Untersuchungsraum des Tagebaukomplexes Goitsche erkennen?

5. Inwieweit können Fernerkundungsdaten zur Kostenreduzierung im Rahmen eines langfristigen Umweltmonitorings beitragen?

Mit der Beantwortung der aufgeworfenen Fragen soll ein weiterer Schritt getan werden, um moderne Fernerkundungsdaten und -methoden für Behörden und Treuhänder der Bergbaufolgelandschaft zugänglich und anwendungsbereit zu machen.

## 2 Der Untersuchungsraum

Das Mitteldeutsche Braunkohlenrevier umfasst die Tagebaue in der Region Halle-Leipzig-Bitterfeld und lässt sich in 3 große Kernförderräume gliedern, die jeweils mehrere Tagebaue umfassen:

- den **Nordraum**, das Bitterfelder Revier,
- den **Südraum**, das Weißelsterbecken, südlich von Leipzig und
- den Westraum mit den Tagebaurevieren Geiseltal und Merseburg-Ost.

Die im Rahmen der Arbeit durchgeführten Untersuchungen wurden am Tagebaukomplex Goitsche (vgl. Abb. 1,

) und an dem ehemaligen Tagebau Muldenstein (vgl.

) im **Nordraum** des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers durchgeführt.

Ausschlaggebend für die Auswahl dieser Tagebaue waren folgende Gründe:

- die hohe Vielfalt an Vegetationsstrukturen und die ausreichende Größe der Bestände ist repräsentativ für andere Tagebaue (ausgedehnte alte und junge Forstflächen unterschiedlicher Struktur, ausgedehnte Sandtrockenrasenbestände, Grasansaat unterschiedlicher Ausprägung, Röhrichtbestände, Sukzessionsflächen unterschiedlichen Alters)
- bereits angelegte Dauerbeobachtungsflächen auf den Sukzessionsflächen
- aktueller Flutungsbeginn während der Projektlaufzeit
- massive Böschungsumgestaltung während der Projektlaufzeit
- verstärktes Interesse der Behörden
- Nähe zur Universität.

### 2.1 Geographische Einordnung des Untersuchungsgebietes

#### 2.1.1 Administrative und naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet liegt im südöstlichen Teil des Bundeslandes Sachsen-Anhalt an der Grenze zum Freistaat Sachsen (vgl. Abb. 1). Es ist administrativ den Landkreisen Bitterfeld (Sachsen-Anhalt) und Delitzsch (Sachsen) zuzuordnen.

Nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands von MEYNEN und SCHMITHÜSEN (1959) befindet sich der Untersuchungsraum an der Grenze zwischen Einheiten Leipziger Land (Naturraum - Sächsisches Hügelland) und dem Muldetal (Naturraum - Elbe-Mulde-Tiefland).

Beim Leipziger Land handelt sich um eine relativ eintönige vorwiegend landwirtschaftlich geprägte Ebene, die Geschiebemergeldecken großer Mächtigkeit besitzt. Das Landschaftsniveau fällt von Süden nach Norden hin ab und beträgt im Untersuchungsraum ca. 90m HN.

Der Nordteil des Tagebaukomplexes ist bereits dem Muldetal zuzuordnen und weist eine Decke aus Auelehm auf. Der Bereich des ehemaligen Tagebaues Muldenstein bildet die Grenze zu der Düben-Dahlener Heide im Nordosten.

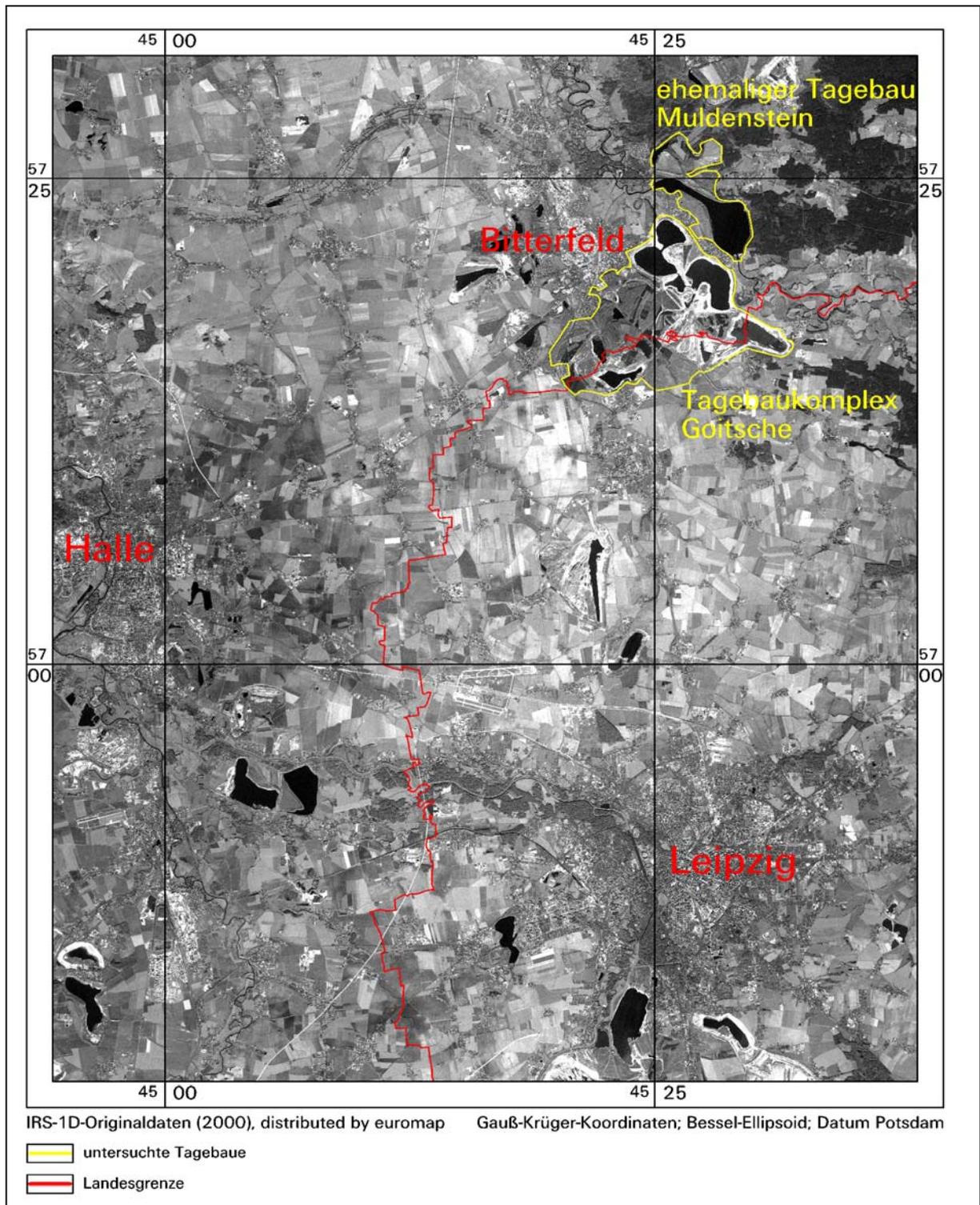


Abb. 1    Übersicht über die Lage des im Rahmen der Arbeit untersuchten Tagebaukomplexes Goitsche und des ehemaligen Tagebaues Muldenstein  
Hintergrund: IRS-1C-Datensatz vom 22.10.2000

Im Westen grenzt unmittelbar die gehobene pliozäne Rumpffläche des östlichen Harzvorlandes mit mächtigen Lößauflagen und Geschiebemergeldecken an den Untersuchungsraum an.

Nutzt man die Landschaftsgliederung, welche im Landschaftsprogramm des Landes-Sachsen-Anhalt (1994) verwendet wird, so erfolgt eine Zuordnung des Untersuchungsraumes zur Region der „Bergbaufolgelandschaften – Tagebauregion Bitterfeld“. Diese ist eingebettet in das „Hallesche Ackerland“ im Südwesten und die „Dübener Heide“ im Nordosten. Durchzogen wird sie vom „Muldetal“.

Die Genese der Reliefformen des Untersuchungsgebietes wurde durch Denudation geprägt und ist nur im Nordteil der Goitsche großflächig fluvial durch die Flussaue des Muldetales beeinflusst. Heute sind die Reliefformen durch den Braunkohlenbergbau anthropogen überprägt.

## **2.2 Bergbau und Landschaftsveränderungen**

### **2.2.1 Bergbauliche Beanspruchung, Landschaftsveränderungen und Wiedernutzbarmachung**

Die intensive Braunkohleförderung der letzten Jahrzehnte führte zu einer tiefgreifenden Umgestaltung großer Landschaftsräume. Im Folgenden soll auf die Veränderungen, die im Rahmen des Abbauprozesses stattfinden, und deren Gründe näher eingegangen werden.

Die Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Landschaft vom Urtyp während der Kohlebildung bis zur rekultivierten Bergbaufolgelandschaft. Dabei treten nach BERKNER (1998) folgende Veränderungen in der Landschaftsstruktur auf:

- Reliefveränderungen:
  - Tagebaubedingte Übertiefungen (50-100m gegenüber dem umliegenden Geländeni-veau)
  - Anlage von über Flur geschütteten Abraumhalden
  - Nivellierung der ursprünglichen Reliefunterschiede im Bereich der jüngeren, landwirtschaftlich wieder nutzbar gemachten Kippenflächen
  - Rippenkippen bei Tagebauen mit Förderbrückentechnologie, die eines Überzuges mit Abraummassen bedürfen
- Veränderungen im Wasserhaushalt:
  - Weiträumige Grundwasserabsenkung
  - Unterbrechung der hydraulischen Verbindungen zwischen den Grundwasserleitern
  - Fließgewässerverlegungen
  - Veränderungen des Abflussregimes von kleineren Fließgewässern durch Grubenwassereinleitungen
  - Verlust von natürlichen Hochwasserretentionsbereichen durch Inanspruchnahme von Auenbereichen

- Beeinflussung von Trinkwassererfassungen.

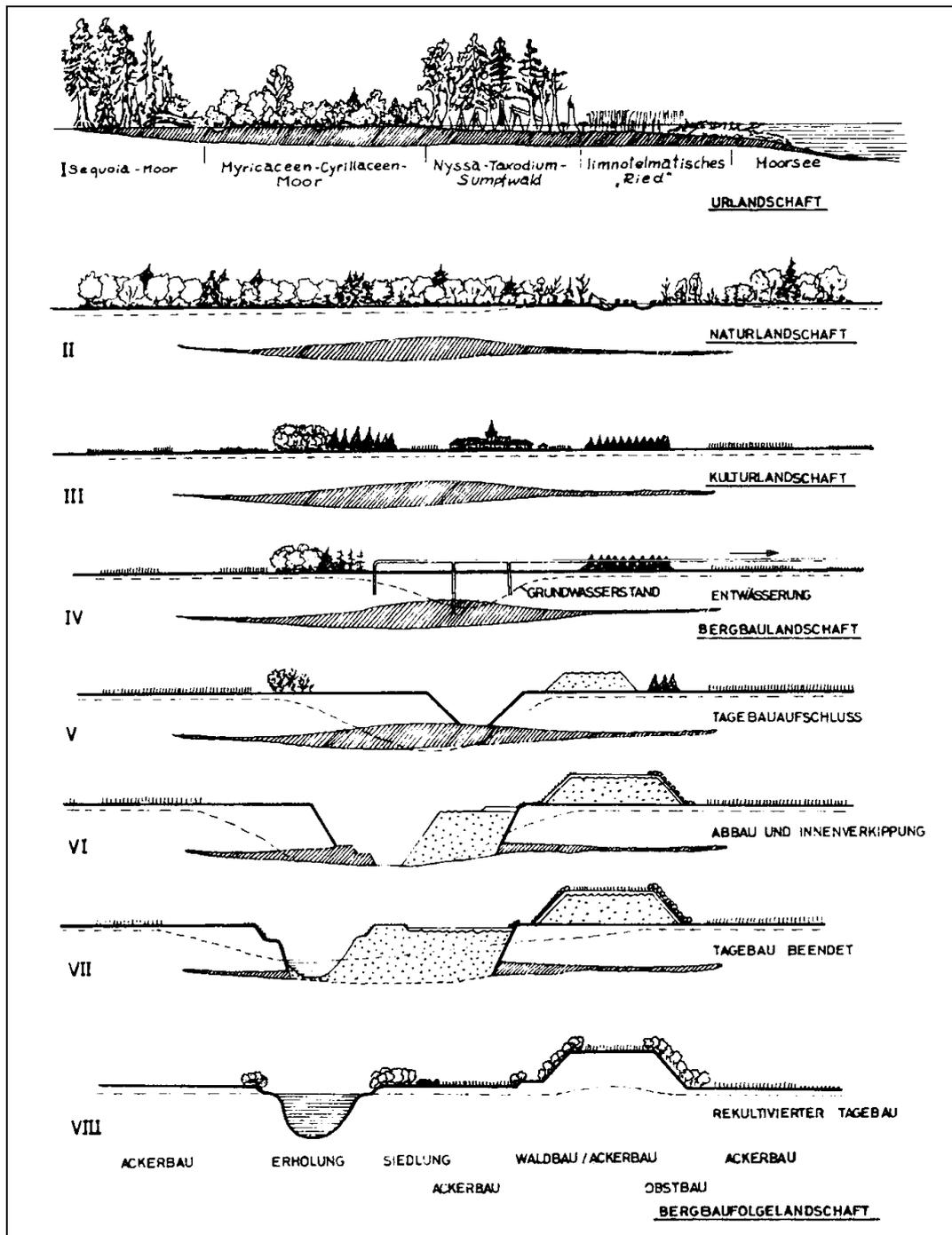


Abb. 2 Darstellung der Entwicklungsstufen von der Urlandschaft bis zur Bergbaufolgelandschaft (in PFLUG, 1998)

Der Bergbau hinterlässt eine Reihe von vorwiegend irreversiblen Landschaftsveränderungen, die den Sanierungsbergbau vor enorme Probleme stellen.

Einerseits sind nach der Schließung der meisten Tagebaue große Flächen zur Wiedereingliederung in die Landschaft vorgesehen. Andererseits führte die kurz- bis mittelfristige Stillsetzung der Tagebaue, die entsprechend der langfristigen Planung für einen Weiterführung des Abbaubetriebes bestimmt waren, zur Entstehung einer nicht „nachnutzungsfähigen“

Landschaft. Eine gezielte Reliefgestaltung und selektive Gewinnung und Verkipfung wertvoller Böden blieb aus. Gleichzeitig entstanden aufgrund des vorzeitigen Ausstieges „ungeplante“ Restlöcher, die gezielt für die Flutung vorzubereiten sind. Neben dem Rückbau von Altanlagen steht die Abflachung und Sicherung der Böschungen im Vordergrund. Eines der Hauptprobleme bei der Sanierung stellen die teilweise schwer beherrschbaren geotechnischen Verhältnisse der Kippenfelder dar. Die Stabilität der Böschungen konnte infolge der abrupten Stilllegung der Tagebaue nicht aus dem Betrieb heraus gestaltet werden (ZEH, 1996).

Die Wiedernutzbarmachung war in der Vergangenheit aufgrund ökonomischer Prämissen land- und forstwirtschaftlich orientiert. Oft zeugen strenge geometrische Formen und begrünungsfeindliche Kippenfelder von fehlenden technischen und finanziellen Möglichkeiten für eine überzeugende Rekultivierung. Vielerorts dominieren einförmige Forstkulturen (HILDMANN, 1991).

Mit der politischen Wende in Deutschland änderten sich neben den ökonomischen auch die Rahmenbedingungen für die Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft. Ziel ist es heute, eine ökologisch intakte, landschaftsästhetische und von der Öffentlichkeit akzeptierte Bergbaufolgelandschaft zu gestalten.

Der Sanierungsbergbau der stillgelegten Tagebaue liegt in der bergrechtlichen Verantwortung der Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH (LMBV). Der Umfang der betrieblichen Wiederurbarmachungsverpflichtungen wurde in der Vergangenheit nach dem Bergrecht der ehemaligen DDR und wird heute nach dem Bundesberggesetz (BbergG) geregelt. Als Projektträger betreut die LMBV die nach BbergG vorgeschriebene Wiedernutzbarmachung der Landschaft (HÜFFNER & TETTINGER, 1994) bis zur Entlassung der Tagebaue aus der Bergaufsicht. Gemäß dem SächsLPIG und dem Landesplanungsgesetz des Landes Sachsen-Anhalt vom 24.06.1992 (Novelierung vom 29.12.2001) sind die Regionalen Planungsverbände verpflichtet, landesplanerische Vorgaben in Sanierungsrahmenplänen (Sachsen) oder Regionalen Teilentwicklungsprogrammen (Sachsen Anhalt) für die stillgelegten und stillzulegenden Tagebaue aufzustellen. Detailaussagen sind Gegenstand der begleitenden Fachplanung.

Die sich auf die Wiedernutzbarmachung gründende Landschaft wird aus heutiger Sicht durch die extensive Bewirtschaftung von Freiflächen, forstliche Rekultivierung und einen hohen Ausstattungsgrad mit naturnahen Elementen gekennzeichnet sein (HILDMANN, 1998).

### **2.2.2 Historische Entwicklung des Bergbaus im Tagebaukomplex Goitsche**

Die historischen Anfänge der Braunkohlegewinnung in dieser Region sind urkundlich für das Jahr 1908 mit dem Aufschluss der Grube „Leopold“ südlich der Stadt Bitterfeld belegt. Die intensive Braunkohlegewinnung setzte allerdings erst in den 50er Jahren ein.

Im Zuge des Tagebaubetriebes wurden 60 km<sup>2</sup> Fläche abbaggert (RANNEBERG & VON KORFF, 1998). Diesem Vorgang fielen die Gemeinden Seelhausen, Paupitzsch, Döbern und Niemegek zum Opfer (vgl. Abb. 3).

Ursprünglich war das Gebiet durch die drei Flüsse Mulde, Leine und Lober geprägt. In den Auenbereichen wurde Grünlandwirtschaft und in den trockenen Arealen Ackerbau betrieben. Im Zentrum des Gebietes befand sich der ca. 500 ha große „Goitschewald“ (vgl. Abb. 3), ein Auenwaldkomplex mit naturnahem Charakter.

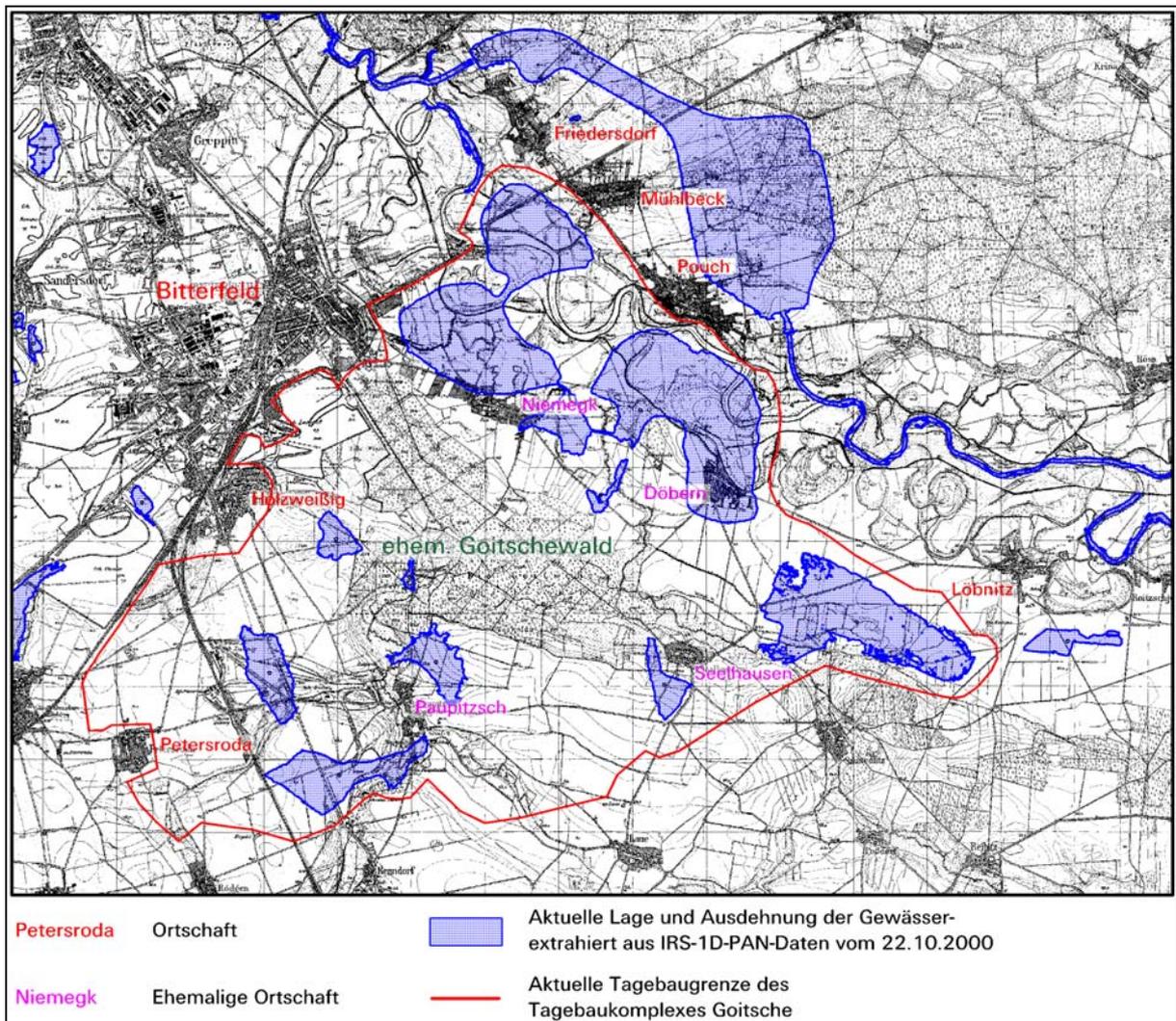


Abb. 3 Historische Übersicht über den Raum des heutigen Tagebaukomplexes Goitsche auf der Grundlage der Messtischblätter Bitterfeld-West, Bitterfeld-Ost, Brehna und Delitzsch. Eingearbeitet wurde zusätzlich aus IRS 1C-PAN-Daten vom 22.10.2000 die aktuelle Lage und Verteilung der Gewässer.

Mit der im Oktober 1989 eingeleiteten politischen Wende in Deutschland änderten sich die Rahmenbedingungen für die gesamte Braunkohlenindustrie drastisch. Aufgrund der veränderten wirtschaftlichen Lage verlor die Braunkohle ihre ursprüngliche Bedeutung. Im Mitteldeutschen Revier wurden insgesamt 17 von den 21 noch 1989 betriebenen Tagebauen im Zuge des sinkenden Kohlebedarfs schrittweise stillgelegt (HILDMANN, 1998).

Auch der Tagebaubetrieb im Tagebau Goitsche wurde 1990 eingestellt (RANNEBERG & von KORFF, 1998). Zu diesem Zeitpunkt waren zwei Drittel der Gesamtfläche Kippen verschiedener Zuschnitte und Altersstadien, ein Drittel wurde durch Restlöcher mit unterschiedlichen Wasserständen gebildet. Lediglich 40% der Gesamtfläche wiesen Vegetation auf. Zusätzlich existierten Flächen, die durch fortgeschrittene Sukzessionsstadien mit Baum- und Strauchbesatz geprägt waren sowie Sandtrockenareale mit ehemals militärischer Nutzung (vgl. Abb. 4).

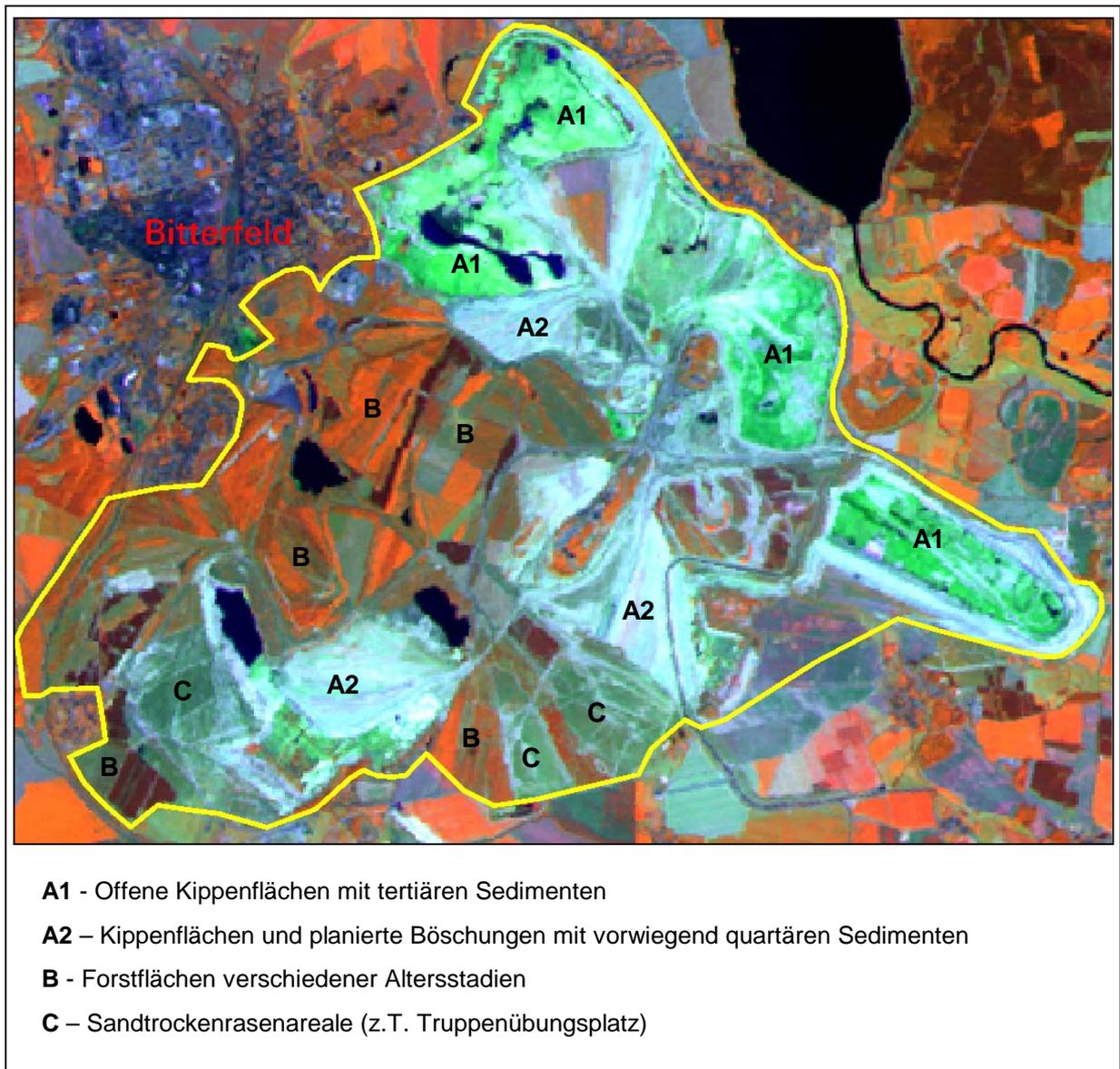


Abb. 4 Tagebaukomplex Goitsche im Landsat5 TM-Datensatz vom 07.07.1989

### 2.2.3 Historische Entwicklung des Bergbaus im Tagebau Muldenstein

Im Tagebau Muldenstein wurde von 1953 bis 1975 Braunkohle für die Großkraftwerke Zschornowitz und Vockerode gewonnen. Die Entwässerung des Tagebaus erfolgte anfäng-

lich durch 6 Schächte und 95 km Entwässerungsstrecke. Ab 1968 wurde ein Filterbrunnenriegel zur Entwässerung angelegt. Die Verkippung des Abraumes fand bis 1958 auf Spül- und Außenkippen im Tagebau Golpa statt. Danach wurde die Innenverkippung im Tagebau Muldenstein vorgenommen. Durch den Tagebau erfolgte eine Flächeninanspruchnahme von insgesamt 1825 ha. Im Rahmen der Rekultivierung wurden 30% in landwirtschaftliche Nutzflächen, 26% in Forstflächen, 39% in wasserwirtschaftliche Nutzflächen und 5% in sonstige Nutzungen überführt. Den größten Anteil an der Wasserfläche nimmt der Muldestausee mit einer Gesamtfläche von 605 ha ein. Dieser entstand nach einer Fließgewässerverlegung der Mulde während der Auskohlungsphase und der anschließenden Einbeziehung des entstandenen Restloches in das Abflusssystem.

Die forstliche Rekultivierung erfolgte zunächst vorwiegend mit Pappeln und Robinien. Später wurden diese Bestände teilweise durch Traubeneichen und Ahorn ergänzt. Auch ausgedehnte Kiefernbestände wurden angepflanzt.

Aus naturschutzfachlicher Sicht gilt der Tagebau heute als sehr wertvoll. Durch anstehende Stauhorizonte entstanden ausgedehnte Feuchtgebiete. Davon wurde 1990 der „Schlauch Burgkernitz“ einstweilig unter Schutz gestellt und Mitte der 90er Jahre als Naturschutzgebiet festgesetzt. Gleiches gilt für die „Tiefkippe Schlaitz“.

### **2.3 Geologische und hydrogeologische Verhältnisse**

Im Zusammenhang mit dem Braunkohlenbergbau vor, während und nach dem Abbau der an der Oberfläche vorhandenen Substrate sind im Rahmen dieser Arbeit die Schichten des Tertiärs und Quartärs (Känozoikum) entscheidend. Aus diesem Grund soll im Folgenden vorwiegend auf die Geologie des Känozoikums eingegangen werden.

Nähere Ausführungen über die regionale Geologie des Prätertiärs finden sich bei EISSMANN (1994). Das ca. 80 –100m mächtige känozoische Gebirge bedeckt ein anwechslungsreiches Grund-, Übergangs- und Tafelgebirge (vgl. Anhang 1, Anhang 2). Nach der strukturgeologischen Gliederung des prätertiären Untergrundes befindet sich das Untersuchungsgebiet im Bereich der Halle-Wittenberger-Scholle (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1995). Diese liegt bezüglich des präsudetischen Unterbaues am Nordwestrand der Böhmisches Masse und hinsichtlich der varistischen Großstrukturen in der Saxothüringischen Zone (EISSMANN, 1994).

Im Tagebaukomplex Goitsche und Muldenstein bilden riphäische Grauwacken, Granodiorite (Delitzscher Granodiorith) und Karbonate des Kambrium sowie Rotliegendesedimente des Saaletroges mit Einlagerungen von Quarzporphyren (Muldensteiner Quarzporphyr) den prätertiären Untergrund.

Das Untersuchungsgebiet wird von einem Grabenbruch („Bitterfelder Graben“) im Bereich Niemegk-Döbern durchzogen, in dem die Ablagerungen des marinen Zechsteines und der Trias aufgrund der Lagerungsverhältnisse nicht von der Abtragung erfasst wurden. Durch

einsetzende Subrosionsvorgänge der in diesen Gesteinsschichten vorhandenen löslichen Gesteine (Gipse und Anhydrite) kam es zur Absenkung aller über diesen Gesteinen lagernden Schichten (LMBV, 1999) (vgl. Abb. 5 und Abb. 6).

Das Mitteldeutsche Braunkohlenrevier ist geologisch durch mächtige eozäne bis miozäne Beckensedimente gekennzeichnet. Der Anhang 3 gibt einen Gesamtüberblick über das Tertiär im Mitteldeutschen Raum.

Im Bereich des Braunkohlentagebaukomplexes Goitsche und Muldenstein beginnt die tertiäre Schichtenfolge mit obereozänen Sanden und Schluffen. Diese bilden die Basisfolge für das hier nicht abbauwürdige 4 bis maximal 10 m mächtige Flöz Bruckdorf (Br) (EISSMANN & Litt 1994). Dieses wird von obereozänen Schluffen überlagert. Die sich anschließenden schwach schluffigen „Ruppelbasissande“ bilden das Liegende des mitteloligozänen Flöz Gröbers (Gr). Dieses wird von 5 bis 20 m mächtigen braunen und grauen schluffig tonigen Feinsanden und Schluffen des marinen Mitteloligozäns überlagert (EISSMANN & LITT 1994). Darauf folgen nach einer Schichtlücke die 20 bis 30 m mächtigen oberoligozänen Bitterfelder Glimmersande (b – m TT33; GWL 5- wichtigster Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet). Diese marinen bis brackisch / festländischen Sedimente sind zum Teil bernsteinführend und ihre Oberfläche ist uneben. Es treten von Südwest nach Nordost verlaufende 10 – 15m hohe Erhebungen (sog. Rücken) auf (LMBV, 1999). Die Glimmersandschichten bilden die Basisfläche des untermiozänen Bitterfelder Flözkomplexes, welcher in der näheren Umgebung von Bitterfeld als einheitlicher Flözkörper ausgebildet ist. Zum Teil sind durch den Einschub von tonig bis sandigen Zwischenmitteln (Sande - GWL 4) drei Braunkohlenflöze ausgebildet. Dabei handelt es sich um die Bitterfelder Unterbank (BiU), die Bitterfelder Oberbank 1 (BiO1) und die Bitterfelder Oberbank 2 (BiO2). Abgeschlossen wird die tertiäre Schichtenfolge durch die schluffigen Tone des Decktonkomplexes, in die sich örtlich mächtige Sandschichten (GWL 2.2 und 2.1) schieben.

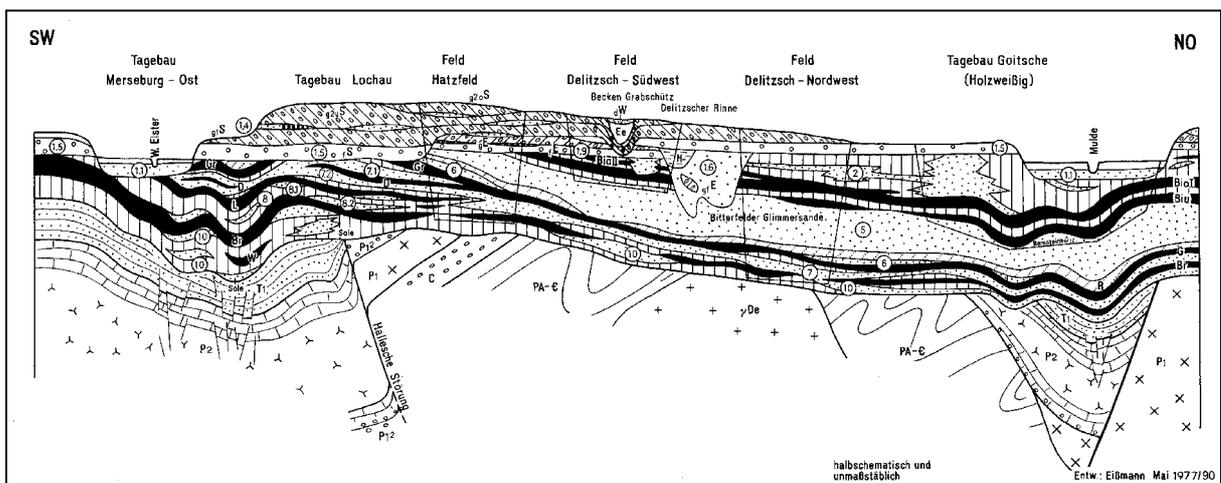


Abb. 5 Halbschematischer Fazieschnitt durch das Känozoikum und oberflächennahe prätertiäre Gebirge von Merseburg in den Bitterfelder Raum  
Legende: vgl. Anhang 4 (EISSMANN, 1994)



Die fluvialen Sande und Kiese der Frühelsterschotterterrasse der Saale stellen die älteste Quartärschicht dar (GWL 1.8). Darauf liegt konkordant der Dehlitz-Leipziger-Bänderton. Dieser wird von der dunkel- bis schwarzolivgrauen Elstergrundmoräne überlagert. Im Raum Muldenstein (Burgkemnitzer Rinne) findet sich auch die durch geringe Geschiebeführung gekennzeichnete Obere Elstergrundmoräne. Mehrere Rinnen von Schmelzwassersedimenten, die nach oder während der Vereisung entstanden sind, durchziehen den Untersuchungsraum („Burgkemnitzer Rinne“, „Friedersdorfer Rinne“ im ehem. Tagebau Muldenstein) (vgl. Abb. 6). Sie bestehen aus elstereiszeitlichen Schmelzwassersanden und –kiesen (gfE) und werden als Grundwasserleiter 1.7 bezeichnet (LMBV, 1999). Schmelzwassersande außerhalb der Rinnen stellen den Grundwasserleiter 1.6 dar.

Im Anschluss folgt die Frühsaaleeiszeitliche Hauptterrasse der vereinigten Mulde und Weißen Elster. Der zwischen 10-15 m mächtige aus Fein- Grobkeis bestehende Schotter wurde zu Beginn der Früh-Saale-Kaltzeit aufgeschottert und stellt einen maßgebliche Grundwasserleiter im Untersuchungsraum (GWL 1.5) dar.

Auf den ersten Vorstoß der Saalevereisung weist die hell- bis dunkelolivgraue Saalegrundmoräne hin. Überlagert wird dieser Geschiebemergel vom Bruckdorfer Bänderton, dessen Verbreitung im Untersuchungsgebiet jedoch nur lokal ausgeprägt ist. Über dem Bruckdorfer Bänderton folgt die braune bis braungraue Grundmoräne des zweiten Vorstoßes der Saalevereisung. Sie ist im Untersuchungsraum vorwiegend im Bereich Muldenstein und dem nördlichen Bereich der Goitsche vorhanden (vgl. Abb. 6). In der Weichseleiszeit lag das Gebiet außerhalb des Vereisungsbereiches. Es erfolgte eine Aufschotterung der Niederterrasse (GWL 1.1). Im südlichen Teil des Untersuchungsraumes wird der Geschiebemergel von weichselkaltzeitlich angewehtem Löss überdeckt. Im Bereich der Mulde sind die Glazialstockwerke fluviatil ausgeräumt. Dort liegen die Schotter der frühweichseleiszeitlichen Niederterrasse und die Holozänen Auenkiese unmittelbar auf den tertiären Ablagerungen (vgl. Abb. 5 und Abb. 6). Die holozänen Auenlehme sind an den Auenbereich der Mulde gebunden.

## **2.4 Boden**

Bei der Betrachtung der Bodenformen des Untersuchungsraumes muß man zwischen den natürlichen Bodenformen und den Kippböden unterscheiden.

Nach dem Bodenatlas des Landes Sachsen-Anhalt (GLA, 1999) ist das Untersuchungsgebiet der Bodenregion „Anthropogene Landschaften“ und im näheren der Bodenlandschaft „Bergbaufolgelandschaften“ zuzuordnen. Die den heutigen Tagebaubereich umgebenden ursprünglichen Bodenlandschaften sind im nördlichen und nordöstlichen Untersuchungsraum der Bodenregion der „Altmoränenlandschaften“ zuzuordnen. Es handelt sich um die Bodenlandschaften „Mosigkauer Heide und Wolfener Sandplatte“ sowie „Dübener Heide“, die zur Bodengroßlandschaft der „Sander, sandigen Platten und sandigen Endmoränen“ ge-

hören. Der mittlere Bereich des Untersuchungsraumes ist Teil der Bodenlandschaft „Mulde-  
aue“, die der Bodenregion „Flusslandschaften“ zuzuordnen ist. Im südwestlichen Teil grenzt  
das Untersuchungsgebiet an die Bodenlandschaft der „Köthen-Halleschen Löss-Ebenen“,  
die der Bodenlandschaftsgruppe der „Tschernosembetonten Lössböden“ zuzuordnen ist  
sowie im südlichen Teil an die Bodenlandschaft der „Sandlöss-Hochflächen des Leipziger  
Landes“. Die letztgenannte gehört zur Bodenlandschaftsgruppe der „Lessivébetonten Löss-  
und Sandlöss-Hochflächen“.

#### **2.4.1 Die natürlichen Bodenformen**

Die Bodengenese und die Bodeneigenschaften hängen im Wesentlichen von den gegeben-  
en geologischen, klimatischen, geomorphologischen und hydrologischen Ausgangsbedin-  
gungen ab. Ausgangssubstrate der Bodenbildung für das Untersuchungsgebiet sind:

- Auenmergel und -lehme
- Löss und Sandlöss
- Schmelzwassersande
- Geschiebemergel und -lehme
- Flußschotter

Die natürlichen Bodenformen werden für das Untersuchungsgebiet im Folgenden in Anleh-  
nung an den „Bodenatlas des Landes Sachsen-Anhalt“ des GEOLOGISCHEN LANDESAMTES  
SACHSEN-ANHALT (1999) kurz umrissen. Ergänzt wurden diese Angaben durch die „Über-  
sichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt – 1:400.000“ des GEOLOGISCHEN LANDESAMTES  
SACHSEN-ANHALT (1995) und die „Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsen -  
1:400.000“ des SÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1993).

- Im Überflutungsbereich der Mulde-  
aue haben sich Auelehm-Vegas bis –Vegagleye  
gebildet. Es sind örtlich auch Salmtieflehm-Braunerden/Fahlstaugleye und Sand-  
Gleye bis –Humusgleye sowie Auendecksalm- bis Auensalm-Gleye vorhanden.
- Im südwestlichen Teil, dem Bereich der Bodenlandschaft der „Köthen-Halleschen  
Löss-Ebenen“, haben sich unter dem Einfluss des Mitteldeutschen Trockengebietes  
aus Löss, Lössderivaten und Sandlöss die Löss- Schwarzerden und Lössstieflehm-  
Schwarzerden bis -Braunschwarzerden gebildet. Örtlich sind auch Löss-Grieserden  
vorhanden.
- Im südlichen Bereich finden sich auf der Bodenlandschaft der „Sandlöss-Hochflächen  
des Leipziger Landes“ Sandlössstieflehm- bis Sandlöss-Braunerden/Fahlerden und  
Sandlössstieflehm-Parabraunerden.
- Die nördlichen Bereiche des Untersuchungsgebietes, die zur Bodengroßlandschaft  
der „Sander, sandigen Platten und sandigen Endmoränen“ gehören, sind vorwiegend  
gekennzeichnet durch Sand-Braunpodsole (unter Wald) und Rosterden (unter Acker).

Es finden sich dort auch Sand-Humusgleye bis -Anmoorgleye sowie Decksalm-Braunerden.

#### **2.4.2 Kippböden**

Die Böden der Kippen und Halden unterscheiden sich grundlegend von den natürlichen Bodenformen. Die ursprüngliche, durch geologische Prozesse hervorgerufene Substratschichtung fehlt und die Bodenhorizonte existieren nicht mehr. Der Boden wird nicht nur aus holozänen und pleistozänen Substraten gebildet, sondern auch tertiäre Substrate haben einen erheblichen Anteil und bedingen massive bodenchemische und -physikalische Veränderungen.

Die Abbautechnologie und die Bearbeitung während der Rekultivierung bewirken die Ablagerung von reinen Kippsubstraten oder Gemengesubstraten.

BAURIEGEL et al. (1996) sieht dabei als Hauptgrund für die kleinräumig wechselnde Substratausprägung weniger die Verkippung als vielmehr die Maßnahmen der Böschungsgestaltung. Durch ständig wechselnde Arbeitsrichtungen entstehen Gemengesubstrate.

Nach WÜNSCHE et al. (1998) haben Kippböden folgende typische Merkmale:

- Substratheterogenität
- lokale Kohle- und Schwefelgehalte
- niedrige Mengen an biologisch umsetzbarer organischer Substanz
- Mangel an Dauerhumus und Ton-Humuskomplexen
- niedrige Anteile an pflanzenverfügbaren Nährstoffen
- Gefügelabilität
- Erosionsanfälligkeit
- geringe biologische Aktivität

Aufgrund der Ausgangssubstrate im Untersuchungsgebiet kommen in Anlehnung an die „Übersichtskarte der Böden von Sachsen-Anhalt – 1:400.000“ des GEOLOGISCHEN LANDESAMTES SACHSEN-ANHALT (1995) Kipp-Kieslehmsand bis -Kalklehmsand und -Lehmsande vor.

Infolge der bereits eingesetzten Bodenbildungsprozesse können sich im Tagebau Bodentypen wie beispielsweise Syroseme, Regosole oder Pararendzinen entwickelt haben (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT, 1999).

### **2.5 Wasser**

Im Mitteldeutschen Raum sind Grund- und Oberflächenwasser infolge industrieller, agrarischer und bergbaulicher Aktivitäten extrem belastet. Insbesondere der Bergbau hat zu einer erheblichen Beeinträchtigung geführt. Die natürlichen Grundwasserleiter des Untersuchungsraumes wurden bereits im Kap. 2.3 dargestellt. Auch die Belastungen, die sich für

den Wasserhaushalt der Region aus dem Braunkohlenbergbau ergeben, waren bereits Gegenstand der Ausführungen im Kap. 2.2.1. An dieser Stelle soll ein kurzer Überblick über die allgemeine Situation der Gewässer im Untersuchungsgebiet gegeben werden und insbesondere die Problematik der Flutung und Nachnutzung verbleibender Restlöcher sowie die Beschaffenheit der entstehenden Tagebaurestseen deutlich gemacht werden.

### **2.5.1 Grundwasser**

Im Wesentlichen sind im Mitteldeutschen Revier die Grundwasserleiter des Tertiärs und Quartärs zu unterscheiden. Im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier zwischen Altenburg-Zeitz und Dessau-Gräfenhainichen sind insgesamt bis zu 6 Flöze und 18 Grundwasserleiter anzutreffen. Für den Bergbau war es unerlässlich, dass vor und während der bergbaulichen Aktivitäten das abzubauen Gebirge entwässert wurde. Bis 1973/1974 wurde die Grundwasserhebung durch Streckenentwässerung und danach zunehmend durch Filterbrunnen erreicht. Die dabei entstehenden großflächigen Absenkungstrichter führen zum Trockenfallen der Grundwasserleiter in diesem Bereich. Dadurch werden eine Belüftung des Gebirges und eine Oxidation der im anaeroben Milieu stabilen Mineralphasen von Pyrit und Markasit bewirkt. Im folgenden Kap. 2.5.2 wird auf die Zusammenhänge der Oxidation dieser Eisendisulfide und die Entstehung von sauren Restseen noch näher eingegangen.

### **2.5.2 Oberflächengewässer**

#### Fließgewässer

Das Untersuchungsgebiet gehört zum Stromgebiet der Elbe.

Das Erscheinungsbild der Fließgewässer ist im Untersuchungsraum außerordentlich differenziert. Naturnahe Fließgewässer und Gewässerabschnitte mit freien Mäandern und Auenwäldern bestehen beispielsweise nur noch in Teilbereichen der Mulde. Dem gegenüber weisen viele Vorfluter Beeinträchtigungen durch Uferbefestigungen, Begradigungen, Verrohrungen, Abwassereinleitungen u. a. auf. Besonders durch die Tagebaue wurden viele naturnahe Vorfluter gekappt oder verlegt. Sie zeigen oft nur eine periodische Wasserführung oder werden durch Fremdwasser bespannt. Technogen bestimmte Querschnitte, Gefällelufen und Sohlenabdichtungen beeinflussen das Bild dieser Fließgewässer (z. B. Lober-Leine-Kanal).

#### Standgewässer/ Bergbaurestseen

Bei den Standgewässern ist die Situation ähnlich.

Die Flutung der Restlöcher und die dadurch entstehenden Bergbaurestseen sind sehr problembehaftet. Die für die Artenvielfalt und Mannigfaltigkeit der Lebensräume sowie den Nährstoffhaushalt entscheidende Morphometrie der entstehenden Restseen sowie die Versauerung der Wasserkörper stellen ein enormes Konfliktfeld dar.

Nach KLAPPER (1995) ziehen tiefe, steilufrige Restseen eine geringe Arten- und Individuenzahl nach sich, sind jedoch nährstoffarm und ermöglichen eine Nachnutzung als Badesegewässer. Ausgedehnte Flachwasserbereiche lassen eine große Vielfalt der Lebensräume zu, führen allerdings zur verstärkten Eutrophierung der Wasserkörper.

Nähere Aussagen zur Problematik der Versauerung gefluteter Tagebaurestlöcher macht JÄCKLIN (1999). Danach ist der für die Wassergüte der Restseen domierende Prozess die Verwitterung von Eisendisulfiden. Die mit der Grundwasserabsenkung eingeleitete Oxidation der Eisendisulfidminerale Pyrit und Markasit, die in tertiären Schichten (im Untersuchungsgebiet z. B. die Bitterfelder Glimmersande) faziesbedingt in unterschiedlichen Mengen vorkommen, führt bei der späteren Flutung u. a. zur Versauerung. Die Flutung kann dabei durch Grundwasser oder mittels Oberflächengewässern (z.B. Flusswasser) erfolgen (BILKENROTH, 1995).

Ein Vergleich der Vor- und Nachteile beider Varianten findet sich in JÄCKLIN (1999).

Im Untersuchungsraum werden sowohl Restseen mittels Grundwasser (z. B. Innenkippe, Paupitzschsee, Holzweißig-Ost) als auch durch Flusswasser der Mulde (z. B. Restlöcher Niemeck, Mühlbeck, Döbern) geflutet.

Hydrologisch von entscheidender Bedeutung bei der Flutung der Restlöcher ist zudem die Verdunstung (LMBV, 1999). Gerade im Mitteldeutschen Trockengebiet spielt die Wasserbilanz eine wichtige Rolle. Die LMBV geht für das gesamte Mitteldeutsche Industriegebiet von einer Verdunstung von 718 mm/a aus. Bei einem angenommenen durchschnittlichen Niederschlag von 580 mm/a, der im näheren Untersuchungsraum sogar noch darunter liegt (vgl. Kap. 2.6), beträgt der Wasserverlust infolge Verdunstung-Niederschlag ca. 140 mm/a (LMBV, 1999). Bei ca. 4200 ha Wasserfläche ergeben sich demzufolge 5,9 Mio m<sup>3</sup>/a (LMBV, 1999). Zusätzlich entfällt die im Bereich der Tagebaurestseen nicht stattfindende Grundwasserneubildung. Insgesamt ergibt sich damit eine negative Wasserbilanz von ca. 10 Mio. m<sup>3</sup>/a (LMBV, 1999).

Aus den genannten Faktoren ergibt sich ein erhebliches Monitoringpotenzial für die hydrologische Entwicklung der Bergbaufolgelandschaft.

## 2.6 Klima

Regionalklimatisch ist der größte Teil des Untersuchungsraumes dem Börde- und hercynischen Binnenlandklima mit kontinentaler Prägung zuzuordnen (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR, 1953). Das Untersuchungsgebiet liegt am östlichen Rand des Mitteldeutschen Trockengebietes im Randbereich der klimabestimmenden Lee-wirkung (Wind- und Regenschutz) des Harzes. Somit ist bereits eine Zunahme der Niederschläge festzustellen, was an den Werten der Stationen Leipzig-Schkeuditz und Bitterfeld ablesbar ist. Als Datenbasis wurden die meteorologischen Daten des Deutschen Wetterdienstes für die Station:

- Bitterfeld <sup>(1)</sup>
- Leipzig-Schkeuditz <sup>(2)</sup>
- Halle-Kröllwitz <sup>(3)</sup>

der Beobachtungsperiode 1951-80 herangezogen.

Die Daten wurden den „Klimadaten der DDR“ (METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR, 1987) und dem „Luftreinhalteplan für das Untersuchungsgebiet 9 – Großraum Halle-Merseburg“ des MINISTERIUMS FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1996) entnommen (vgl. Tab. 1). Die Station Bitterfeld stellt für den Untersuchungsraum die repräsentativste Station dar. Die Station Leipzig-Schkeuditz wurde aufgenommen; da sie die nächste größere Klimastation darstellt, an der alle Werte erfasst werden.

Als Referenzstandort, an dem sich noch deutlich die Auswirkungen der klimabestimmenden Leewirkung des Harzes zeigen, dient die Station Halle-Kröllwitz.

Tab. 1 Klimatologische Angaben (Beobachtungsperiode 1951-80)  
(nach METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR, 1987; MINISTERIUMS FÜR RAUMORDNUNG,  
LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT, 1996)

Station	Jahresmittel der Lufttemperatur	Jahresmittel der Niederschläge	Zahl der Frosttage (Tagesminimum $\leq 0\text{ }^{\circ}\text{C}$ )
Bitterfeld <sup>(1)</sup>	9,8°C	521 mm/a	-
Leipzig-Schkeuditz <sup>(2)</sup>	8,6°C	530 mm/a	87
Halle-Kröllwitz <sup>(3)</sup>	9,0°C	476 mm/a	80

#### Temperaturverhältnisse:

Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt im Untersuchungsraum an den drei Stationen bei 9,8°C <sup>(1)</sup>, 8,6°C <sup>(2)</sup> und 9,0°C <sup>(3)</sup> (vgl. Tab. 1).

Im Monatsmittel ist der Januar mit 0,5°C <sup>(1)</sup> der kälteste und der Juli mit 19,0°C <sup>(1)</sup> der wärmste Monat.

Die mittlere jährliche Zahl der Frosttage liegt zwischen 87 <sup>(2)</sup> und 80 <sup>(3)</sup> (vgl. Tab. 1).

#### Niederschlagsverhältnisse:

Der Untersuchungsraum gehört mit 521 mm/a <sup>(1)</sup>, 530 mm/a <sup>(2)</sup> und 476 mm/a <sup>(3)</sup> (Periode 1951-1980) zu den niederschlagsarmen Gebieten (vgl. Tab. 1).

An den Stationen Bitterfeld und Leipzig-Schkeuditz nehmen die Niederschläge aber bereits gegenüber den Werten des Mitteldeutschen Trockengebietes zu.

Ein Indikator für den zunehmenden kontinentalen Einfluss ist das Sommerregenmaximum in den Monaten Juni bis August (Maximum im Juni mit 65 mm <sup>(1)</sup>). Das langjährige Niederschlagsminimum liegt in den Monaten Januar und Februar (Februar - 29 mm <sup>(1)</sup>). Die sehr geringen Niederschläge im Winter werden durch große Häufigkeiten ausgeglichen, die relativ großen Mengen des Sommers fallen hingegen bei wenigen Starkniederschlägen.

### Windverhältnisse:

Das mittlere Jahresmittel der Windgeschwindigkeiten liegt an der Station Leipzig-Schkeuditz bei 4,4m/s (Periode 1951-1980). Die vorherrschende Windrichtung ist Südwest und weist auf eine zyklonale Wetterlage mit guter Durchmischungsfähigkeit der Atmosphäre hin. Insgesamt fallen 48% der Stundenwerte der Windrichtungen auf den Sektor Süd bis West. Die Winde dieser Richtung weisen im Jahresdurchschnitt auch die häufigsten Windgeschwindigkeiten >5m/s auf.

Antizyklonale Ostwindwetterlagen haben geringe Windgeschwindigkeiten und bewirken eine schlechte Austauschfähigkeit der Atmosphäre. Dies führt zu Dunstansammlungen in der Atmosphäre und damit zur Beeinträchtigung der Aufnahmequalität bei Fernerkundungsdaten. Diese Wetterlagen bieten jedoch häufig wegen ihres geringen Bewölkungsgrades die besten Aufnahmezeitpunkte. Dieser Widerspruch kann nur durch eine entsprechende Atmosphärenkorrektur gelöst werden. Andere Wetterlagen bieten unter Umständen günstigere Aufnahmebedingungen.

### Lufthygienische Situation:

Die Immissionsbelastungen waren besonders zu DDR-Zeiten äußerst hoch. Die im Umfeld der Tagebaue gelegenen Großkraftwerke und die kohleverarbeitende Industrie bewirkten erhebliche Konzentrationen an Luftschadstoffen. Besonders die SO<sub>2</sub>-Konzentrationen führten zu überdurchschnittlichen Belastungen der Region. 1985 wurden beispielsweise noch Jahresmittelwerte von über 300 µg/m<sup>3</sup> im Stadtgebiet von Halle gemessen (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT, 1996). Neben der SO<sub>2</sub> – Belastung sind auch die Schwebstaubkonzentrationen von großer Bedeutung gewesen. Meist lagen die Jahresmittelwerte über 100 µg/m<sup>3</sup>. Erst in den 90er-Jahren erfolgte ein deutlicher Rückgang der Werte mit der starken Abnahme der Emissionen durch die Industrie.

### Lokalklima:

Das Lokalklima kann über den Tagebauflächen im Vergleich zum Umland erheblich differieren.

Aufgrund der Umgestaltung des Reliefs kommt es zu Veränderungen der Luftbewegung, der Niederschläge sowie der Strahlungs- und Temperaturverhältnisse (WOHLRAB et al., 1995).

Die lokalen Windsysteme werden durch das veränderte Relief (Hochkippen, Steilböschungen) und die veränderten Oberflächenmaterialien (Rohbodenflächen) stark beeinflusst. Es kommt zur Ausbildung neuer Flurwindsysteme.

Auf der Sohle der Hohlformen treten extreme Temperaturunterschiede im Tages- und Jahresgang auf (WOHLRAB et al., 1995). Die Hohlformen fungieren als Kaltluftseen.

Bei gefluteten Hohlformen führen die großen Wasserflächen zu einer erhöhten Verdunstung. Dies zieht eine erhöhte Luftfeuchte und eine größere Nebelhäufigkeit nach sich (FROTSCHER, 1999).

Die Windverhältnisse über den offenen Tagebaubereichen bewirken eine erhebliche Austrocknung und extreme Staubbelastung (vgl. Abb. 7). Besonders von Kippen, die keine Vegetationsdecke besitzen, werden große Mengen des Feinmaterials ausgeblasen. Diese Staubbelastung kann bei Fernerkundungsdaten und bei der Feldspektrometrie zu Veränderungen der Einstrahlungsintensität und damit zu Beeinträchtigungen der Aufnahmequalität bzw. der Messwerte führen.



Abb. 7 Staubbelastung im Tagebau Goitsche (Geländefoto: 28.06.1998)

## 2.7 Vegetation

### 2.7.1 Potenzielle natürliche Vegetation

Für die Beurteilung des Naturraumpotenziales und der biologischen Möglichkeiten einer Renaturierung ist die Kenntnis der potenziellen natürlichen Vegetation (PNV) der Landschaft des Untersuchungsgebietes nötig. Darunter sind sinngemäß diejenigen Pflanzengesellschaften zu verstehen, die sich unter den heutigen Klima- und Bodenbedingungen aufgrund des derzeitigen regionalen Wildpflanzenbestandes nach Beendigung des menschlichen Einflusses ausprägen würden.

Nach der „Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt“ (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, 2000) wäre der größte Teil des Untersuchungsraumes in die Klasse „Armer Sukzessionskomplex der Tagebaulandschaft“ einzuordnen. Dabei wird von einem sehr dynamischen Sukzessionskomplex von vegetationslosen Schüttflächen mit Trockenrasen, Magerrasen und Heiden bis hin zu initialen und entwickelten Gehölz- und Waldbeständen auf vorwiegend tertiären Kippflächen gesprochen. THOMASIU & HÄFKER (1998) ziehen für die Beurteilung des Naturraumpotenziales und der biologischen Möglichkeiten einer Renaturierung die natürliche Vegetation (im Sinne von ursprünglicher natürlicher

Vegetation) nach SCAMONI et al. (1985) heran. Sie gehen davon aus, dass die Kenntnis der ursprünglich natürlich vorkommenden Pflanzengesellschaften und deren Sukzessionsablauf bei der Rekultivierung dringend beachtet werden müssen.

Der größte Teil des Untersuchungsraumes wäre demnach von Eichen-Linden-Hainbuchenwäldern (*Galio-Carpinetum*) bestockt. Die Baumschicht würde aus Traubeneiche, Stieleiche, Winterlinde und Hainbuche bestehen. Vertreter der Strauchschicht wären Schwarzer Holunder, Weißdorn, Hasel und Hundsrose. Im südlichen Teil des Untersuchungsraumes kommt bei ansteigenden Niederschlagsmengen die Rotbuche hinzu und es erfolgt der Übergang zum Eichen-Buchen-Hainbuchenwald.

In Teilbereichen der Goitsche sind nach SCAMONI et al. (1985) Birken-Stieleichenwälder mit Kiefern die potenzielle natürliche Vegetation.

In der Mulde wäre Pflanzengesellschaften des Auewaldkomplexes anzutreffen. Weichlaubholzlauen mit Weiden und Schwarzpappeln sowie Hartlaubholzlauen mit Eschen, Feldulmen und Ahorn sind hier natürlich vorkommend. In Bereichen mit Gleyböden wachsen Erlenwälder und Eschen-Erlenwälder.

## 2.7.2 Rekultivierung

Unter Rekultivierung versteht man nach PFLUG (1998) die Wiederherstellung einer neuen Kulturlandschaft nach schwerwiegender Störung und Zerstörung der alten Kulturlandschaft durch menschliche Eingriffe. Bei diesem Prozess spielte und spielt vor allem die Herrichtung von Forstflächen und landwirtschaftlichen Nutzflächen die entscheidende Rolle.

Der Renaturierung, unter der der Versuch verstanden wird, eine möglichst naturnahe Entwicklung von Rohböden und Vegetationsbeständen ohne Zutun des Menschen zuzulassen, kommt bisher leider nur eine untergeordnete Rolle in der Bergbaufolgelandschaft zu (PFLUG, 1998).

### 2.7.2.1 Forstflächen

Die Forstwirtschaft spielte in der bisherigen Nutzung der Bergbaufolgelandschaft eine entscheidende Rolle (PFLUG, 1998). Insbesondere die Tagebaue im Nordraum des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers weisen einen sehr hohen Anteil an forstlich rekultivierten Flächen auf. Im Untersuchungsraum, dem Tagebaukomplex Goitsche und Muldenstein ist der Anteil der Laubforste aus Pappeln und Robinien sowie der Kiefernforste (Schwarzkiefer) besonders hoch (vgl. Tab. 2).

Tab. 2 Baumartenanteile im Tagebaugebiet Goitsche  
(nach THOMASIIUS & HÄFKER, 1998)

Baumart	Flächengröße [ha]
Trauben-Eiche	80
Stiel-Eiche	30
Rot-Eiche	100
Winter-Linde	15
Pappel-Sorten	480
sonst. Laubbaumarten	195
Gemeine Kiefer	85
Schwarz-Kiefer	400
Serbische Fichte	7
Europäische Lärche	20
Summe	1.412

#### 2.7.2.2 Spontansukzessionsflächen

Unter Spontansukzession wird die natürliche Ansiedlung von Vegetationsbeständen auf bislang vegetationslosen Kippenflächen verstanden. In den im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausgewählten Tagebauen existieren innerhalb der altrekultivierten Areale (bis zu 50 Jahre alt) und im Bereich ehemals unter militärischer Nutzung stehender Tagebauflächen ausgedehnte Spontansukzessionsbestände. Dabei handelt es sich um Hochstaudenfluren mit zahlreichen Gebüsch, großflächige Sandtrockenrasen sowie Röhrich- und Seggenriedbestände. Nähere Erläuterungen zu den initialen Stadien der Sukzession, zu Prognosen der Vegetationsentwicklung auf den Kippen und Grundstrukturen der Sukzession werden von TISCHEW (1996), TISCHEW & MAHN (1998) und im Endbericht des FORSCHUNGSVERBUNDES BRAUNKOHLENTAGEBAULANDSCHAFTEN MITTELDEUTSCHLANDS (1999). In der Abb. 8 wird die initiale Sukzessionsentwicklung in Abhängigkeit von Standortparametern dargestellt. Im grundwasserfernen Bereich und bei niedrigen pH-Werten können sich Silbergras-Pioniergesellschaften im Nordraum des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers (pleistozäne Sander, entsprechende Diasporenquellen) entwickeln.

Insbesondere im Tagebau Goitsche stellen „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaften“ einen wichtigen Bestandteil ausgedehnter Sandtrockenrasenareale dar. Diese haben sich auf planierten Kippenflächen aufgrund extremer Standortbedingungen (hoher Anteil tertiärer Substrate und dadurch bedingt niedrige pH-Werte) angesiedelt. Dies war möglich, da die Bereiche einer militärischen Nutzung unterlagen und daher keiner Rekultivierung unterzogen wurden.

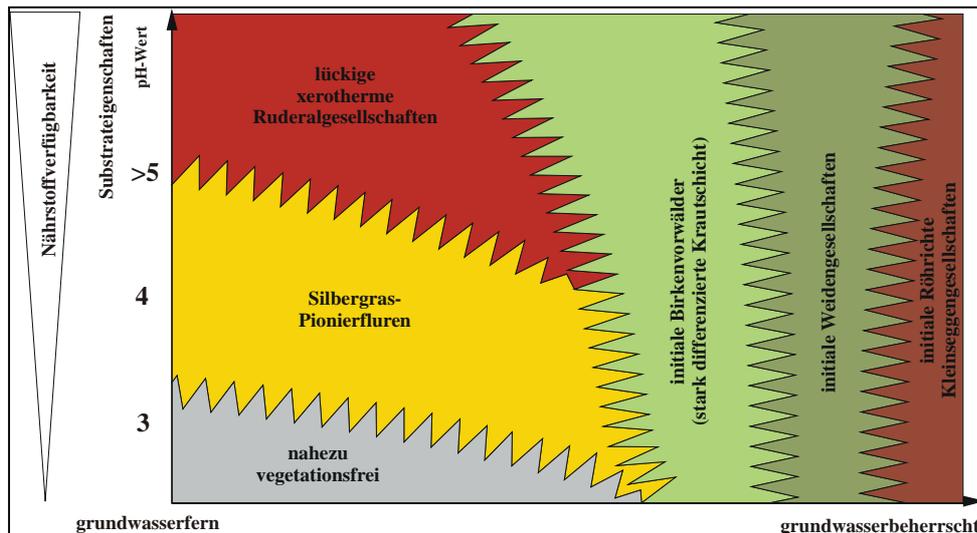


Abb. 8: Initiale Vegetationsentwicklung auf Kippen im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier (FROMM & TISCHEW, 1999)

Die als Dauerpionierstadien ausgeprägten Sandtrockenrasen können über lange Zeiträume stabil sein (vgl. Abb. 9). Eine Verbuschung dieser Sandtrockenrasen und der Übergang zum Vorwaldstadium treten nur bei sich ändernden Standortfaktoren (Bsp. Grundwasseranstieg) ein. Die Detektierbarkeit dieser Sukzessionsform wird im Ergebnisteil ausführlich betrachtet.

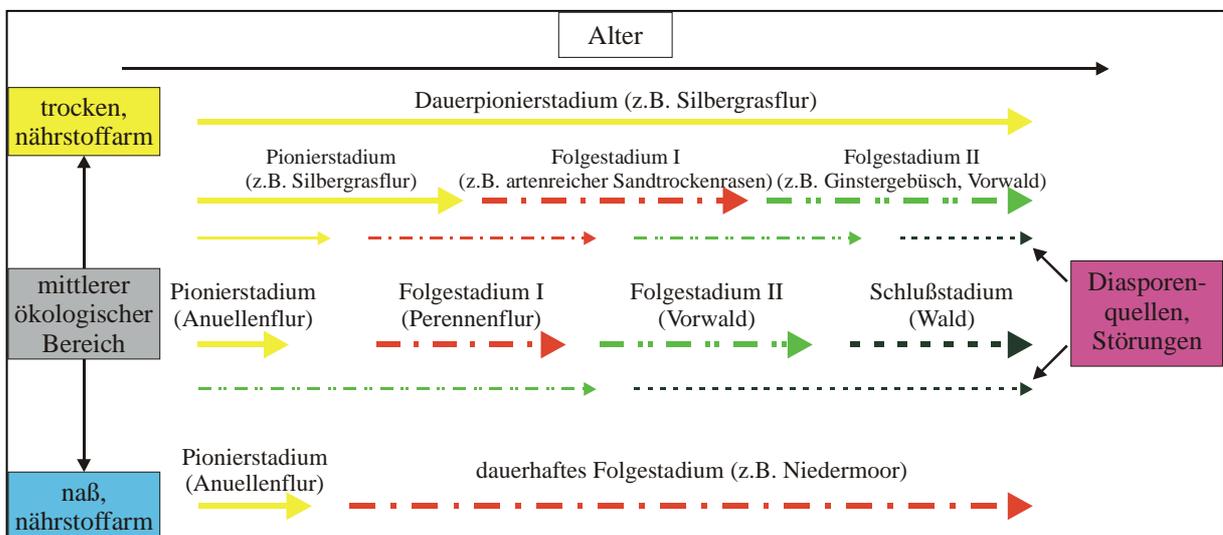


Abb. 9: Grundstrukturen des Verlaufs von Primärsukzessionen in der Tagebaufolgelandschaft Mitteldeutschlands (FROMM & TISCHEW, 1999)

Zusammenfassend läßt sich zu den Spontansukzessionsflächen feststellen:

- Im Verlauf der Sukzession entstehen standortangepaßte Phyto- und Zoocoenosen mit zum Teil erheblicher naturschutzfachlicher Bedeutung.
- Der Anteil an Sukzessionsflächen ist in der Bergbaufolgelandschaft des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers, verglichen mit dem unverritzten Umland, nicht unerheblich.

- In der Bergbaufolgelandschaft sind trotz umfangreicher Rekultivierungsmaßnahmen große Kippenflächen bisher nicht rekultiviert und ca. 10% der Fläche einer spontanen Sukzession überlassen worden (TISCHEW; mündl. Mitteilung, 1999).
- Die sich entwickelnden Pflanzenbestände/-gesellschaften unterliegen oft einer sehr starken räumlichen und zeitlichen Dynamik und stellen vorübergehende, z.T. nur kurzfristig existente Entwicklungsstadien dar.
- Nach Jahren der Sukzession tritt durch die Sicherungs- und Gestaltungsmaßnahmen ein Ende der natürlichen Entwicklung ein. Die durch die unbeeinflusste Sukzession entstandenen Vegetationsstadien werden zerstört. Ein Sich-Selbst-Überlassen kann sicherlich nur an ausgewählten Standorten erfolgen, sollte aber dennoch als eine legitime Lösung im Rahmen der Rekultivierung verstanden werden und zur Renaturierung hinführen.

### 2.7.2.3 Naturschutzfachliche Bedeutung der Vegetation der Bergbaufolgelandschaft

Von der etwa 2300 höhere Arten umfassenden Flora von Sachsen-Anhalt wurden 725 Arten (ca. 1/3) in der Bergbaufolgelandschaft erfasst. Der Anteil der Rote Liste Arten davon beträgt bei den Pflanzen 13,5% (entspricht 97 Arten).

Diese Zahlen bestätigen die Bedeutung der Bergbaufolgelandschaft als Lebensraum für seltene bzw. gefährdete und hochspezialisierte Arten. Durch die extrem hohe Standortheterogenität und Standortvielfalt wird eine hohe Biodiversität gefördert. Eine besondere Bedeutung kommt der Bergbaufolgelandschaft auch als Trittstein- und Verbundelement im Biotopverbundsystem des Landes Sachsen-Anhalt zu. Eine Besonderheit der Bergbaufolgelandschaft in naturschutzfachlicher Hinsicht ist die Unzerschnittenheit der Flächen.

Die Einstufung der Vegetation nach dem ökologisch-soziologischen Verhalten nach FRANK & KLOTZ (1990) ist in der Abb. 10 ersichtlich. Dabei wird deutlich, dass die Arten häufig gestörter Plätze, also Ruderal- und Segetalvegetation, mit 250 Arten (34,5 %) den größten Anteil in der Bergbaufolgelandschaft bilden. Ebenso häufig sind Arten der anthropo-zoogenen Wiesen und Weiden (229 Arten = 32 %). Dazu zählen speziell die Arten des Wirtschaftsgrünlandes und der Halbtrocken- und Trockenrasen. Der hohe Anteil von Halbtrocken- und Trockenrasenarten ist bemerkenswert und belegt einmal mehr, warum speziell im Ergebnisteil die Klassifizierung dieser Vegetationsform einen bedeutenden Anteil einnimmt. Insgesamt entspricht die Zuordnung auch in etwa der Verteilung der Arten in der Gesamtflora der ehemaligen DDR.

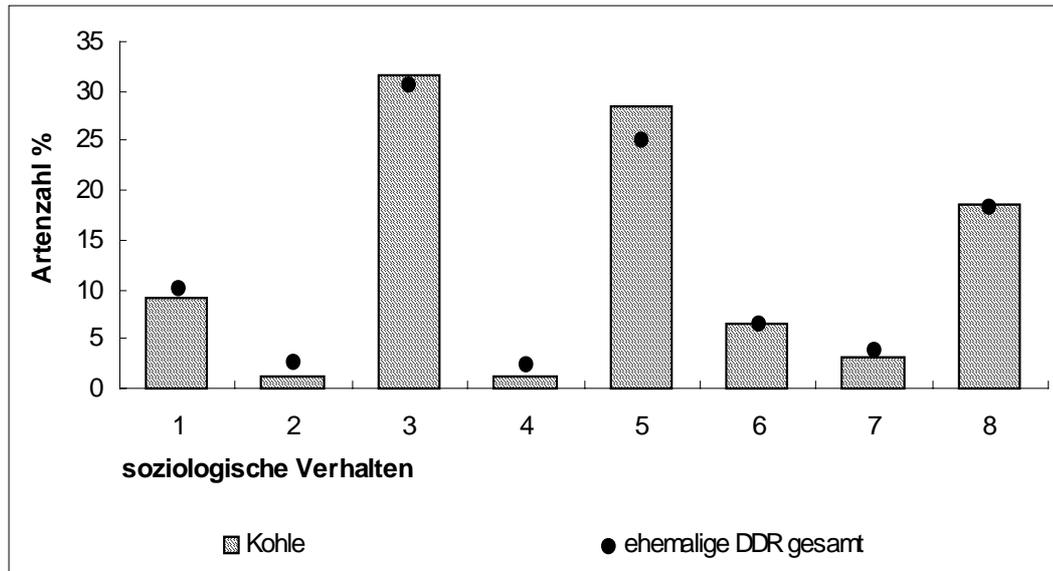


Abb. 10 Verteilung der Arten nach ihrem soziologischen Verhalten (nach FRANK & KLOTZ, 1990)  
1 Süßwasservegetation, 2 Salzwasservegetation, 3 Ruderalvegetation, 4 Steinfluren, 5 Wiesen/ Weiden, 6 Gebüsche / Staudenfluren, 7 Nadelwälder, 8 Laubwälder; Arten z.T. mehrfach aufgeführt

### 3 Fernerkundungsdaten

Im Rahmen der Arbeit konnten sowohl Daten der Satellitenebene als auch flugzeuggetragenen hyperspektrale Sensoren untersucht werden. Eine Übersicht über grundlegende Vor- und Nachteile der beiden Sensorebenen sind in der Tab. 3 aufgeführt.

Tab. 3 Vergleich von Satelliten- und hyperspektralen Flugzeugscannerdaten

	Satellitendaten	Hyperspektrale Flugzeugscannerdaten
<b>Flächenabdeckung</b>	hoch	gering
<b>Spektrale Auflösung</b>	gering	hoch
<b>Räumliche Auflösung</b>	gering (neue Sensoren erreichen insbesondere im PAN-Bereich bessere Auflösungen)	hoch (je nach Aufgabenstellung frei wählbar)
<b>Operationalität</b>	hoch	gering
<b>Verfügbarkeit in Bezug auf Wetterabhängigkeit</b>	gering (das zufällige Zusammentreffen von geeigneten Wetterbedingungen zum Aufzeichnungszeitpunkt ist in unseren geographischen Breiten nicht sehr häufig – oft nur 1-2 Szenen pro Jahr)	hoch
<b>Verfügbarkeit von historischen Daten</b>	sehr gut	keine historischen Daten
<b>Prozessierungsaufwand/ Korrekturschritte</b>	gering	hoch
<b>Kosten je Fläche</b>	gering	hoch

Für ein großräumiges Monitoring der Bergbaufolgelandschaften eignen sich demzufolge die Daten der Satellitenebene. Der kleinräumige Einsatz im Rahmen von Detailuntersuchungen kann mit Hilfe von Flugzeugscannerdaten erfolgen.

Eine Gegenüberstellung der verwendeten Fernerkundungssensoren mit ihren Spektralbereichen im Vergleich zu den spektralen Eigenschaften von Boden (feucht und trocken), Vegetation und Wasser zeigt die Abb. 11.

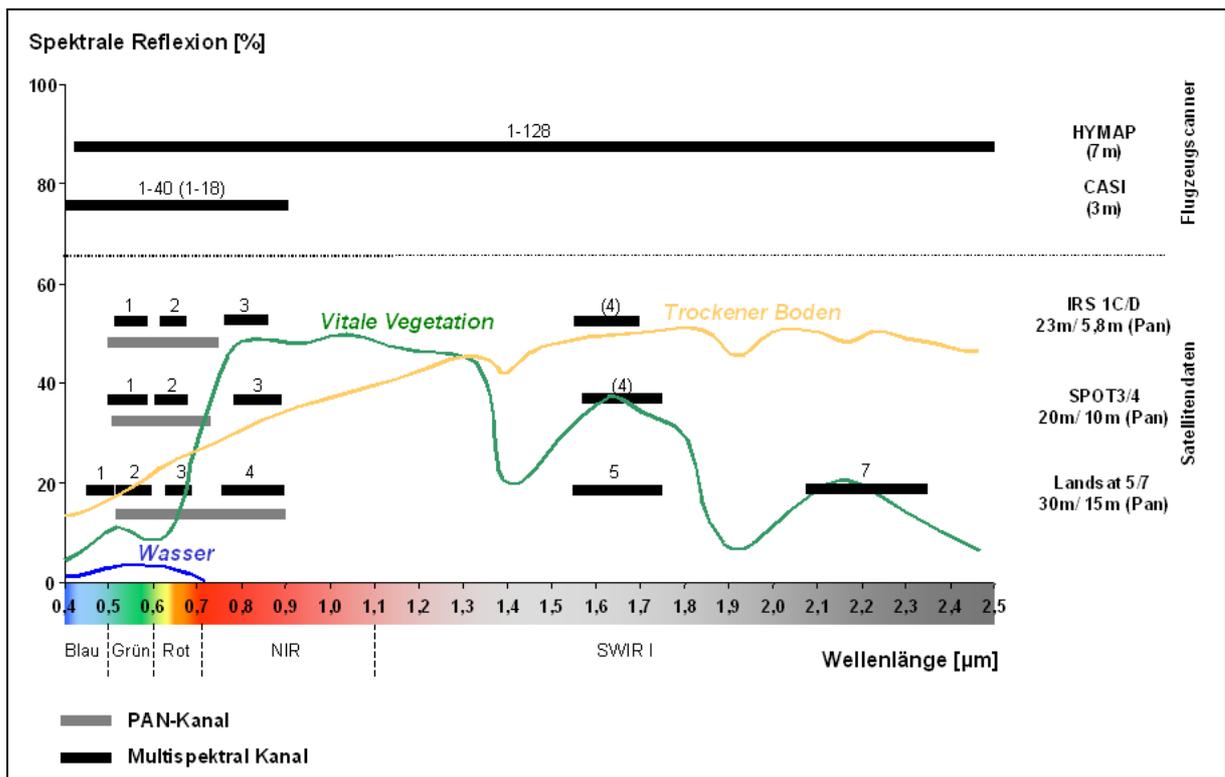


Abb. 11 Übersicht über die im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendeten Fernerkundungssensoren und deren Spektralbereiche

Innerhalb dieser Arbeit wird für die Kennzeichnung des elektromagnetischen Spektrums die in der Tab. 4 dargestellte Einteilung nach SCHOWENGERDT (1997) verwendet.

Tab. 4 Kennzeichnung spektraler Wellenlängenbereiche (nach SCHOWENGERDT 1997)

Wellenlängenbereich [nm]	Bereichsname	Kürzel
400-700	Sichtbar ( <i>Visible</i> )	V
700-1100	Nahes Infrarot ( <i>Near InfraRed</i> )	NIR
1100-1350 1400-1800	Kurzwelliges Infrarot ( <i>Short Wave InfraRed</i> )	SWIR I
2000-2500	Kurzwelliges Infrarot ( <i>Short Wave InfraRed</i> )	SWIR II
3000-4000 4500-5000	Mittleres Infrarot ( <i>Mid Wave InfraRed</i> )	MWIR
8000-9500 10000-14000	Thermales Infrarot ( <i>Thermal InfraRed</i> )	TIR

### 3.1 Satellitendaten

Im folgenden Kapitel werden die Parameter der eingesetzten satellitengestützten Sensoren beschrieben, über die die nachfolgende Tab. 5 eine Übersicht gibt.

Tab. 5 Übersicht über Parameter der verwendeten satellitengestützten Sensoren

Satellit / Sensor	Start	Flughöhe (km)	Streifenbreite (km)	Wiederholungsrate (Tage)
LANDSAT5 TM	1985	705	185	16
LANDSAT7 ETM+	1999	705	185	16
SPOT 3 HRV	1993	822	60	26
SPOT 4 HRV IR	1998	822	60	26
IRS-1C / 1D LISS-III	1995/1997	817	140	24 (12 ab 1997)
IRS-1C / 1D Pan	1995/1997	817	70	24 (12 ab 1997)

### 3.1.1 LANDSAT-Systeme

Ein bereits sehr lange operierendes System ist der opto-mechanische Sensor des Landsat5 TM (*Thematic Mapper*). Die Vorzüge des Sensors sind die langen Zeitreihen, für die Daten angeboten werden sowie seine gute Spektralabdeckung.

Der Satellit Landsat7 mit dem Sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper*) stellt eine Weiterentwicklung des Landsat5 TM dar. Die allgemeinen Parameter sind identisch mit denen des Vorgängers (vgl. Tab. 5) und es wird somit eine kontinuierliche Datenlieferung ermöglicht. Durch einen Versatz der Bahnen von Landsat5 und Landsat7 kommt es alle 8 Tage zu einem Überflug. Die folgende Tab. 6 zeigt eine Gegenüberstellung der Spektralkanäle und zugehörigen Auflösungen von Landsat5 TM und Landsat7 ETM+.

Tab. 6 Spektralkanäle von Landsat5 TM und Landsat7 ETM+ (Quelle: www.eurimage.com)

Band	Wellenlänge [nm]	Bodenauflösung [m] Landsat5 TM	Bodenauflösung [m] Landsat7 TM	Radiometrische Auflösung [bit]
1 (Blau)	450 – 520	30	30	8
2 (Grün)	520 – 600	30	30	8
3 (Rot)	630 - 690	30	30	8
4 (NIR)	760 - 900	30	30	8
5 (SWIR I)	1.550 - 1.750	30	30	8
6 (TIR)	10.420 - 12.500	120	60	8
7 (SWIR II)	2.080 - 2.350	30	30	8
PAN	520 - 900	-	15	8

### 3.1.2 SPOT-Systeme

Bis zum 14. November 1996 stand das optoelektronische Sensorsystem SPOT 3 (HRV) zur Verfügung und wurde am 24. März 1998 durch das System SPOT 4 (HRV IR) abgelöst. SPOT 4 bietet eine Anzahl von Verbesserungen einschließlich der Ergänzung durch ein SWIR I-Band, die Möglichkeit einer unabhängigen Programmierung der beiden HRV-IR Bänder sowie erweiterte Aufzeichnungsvarianten. Gegenüber den Sensoren der amerikanischen Landsat-Serie unterscheidet sich SPOT vor allem durch eine erhöhte räumliche Auflösung (vgl.Tab. 7) und die Möglichkeit, Daten im Stereo-Mode aufzeichnen zu können, was durch zwei panchromatische Teilszenen erreicht wird, die im Abstand von 5 Tagen aufgezeichnet werden. Der Blickwinkel des eingesetzten optoelektronischen Sensorsystems ist zudem von der Erde aus programmierbar.

Tab. 7 Spektralkanäle SPOT 3 (HRV) und SPOT 4 (HRV IR)  
(Quelle: [www.eurimage.com](http://www.eurimage.com))

Wellenlänge [nm]	Bodenauflösung [m] SPOT 3 HRV	Bodenauflösung [m] SPOT 4 HRV IR	Radiometrische Auflösung [bit]
500 – 590 (Grün)	20	20	8
610 – 680 (Rot)	20	20	8
790 – 890 (NIR)	20	20	8
1.580 - 1.750 (SWIR I)	-	20	8
510 – 730 (PAN)	10	-	8
610 – 680 (PAN)	-	10	8

### 3.1.3 IRS-1C / 1D

Im Dezember 1995 wurde von der indischen Raumfahrtagentur der Satellit IRS-1C und am 29. September 1997 der Satellit IRS-1D gestartet.

Das optoelektronische Sensorsystem IRS-1D ist mit dem IRS-1C identisch und bietet die Möglichkeit einer höheren zeitlichen Auflösung mit der Wiederholungsrate von 12 Tagen gegenüber den vorherigen 24 Tagen.

Tab. 8 Spektralkanäle IRS-1C / 1D (LISS-III)  
(Quelle: [www.eurimage.com](http://www.eurimage.com))

Band	Spektralkanäle [nm]	Pixelgröße [m]	Radiometrische Auflösung [bit]
Grün	520 - 590	23	7
Rot	620 - 680	23	7
NIR	770 - 860	23	7
SWIR I	1.550 - 1.700	70	7
PAN	500 - 750	5.8	6

## 3.2 Hyperspektrale Flugzeugscannerdaten

Neben den satellitengestützten Sensoren wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit zusätzlich auch solche von flugzeuggetragenen hyperspektralen Sensoren eingesetzt. Bei diesen Sensoren handelt es sich um flugzeuggetragene abbildende Spektrometer, die sich im Gegensatz zu den multispektralen Sensoren durch ihre wesentlich höhere spektrale Auflösung auszeichnen und somit einen Teil des Wellenlängenbereiches kontinuierlich abbilden können.

### 3.2.1 *Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI)*

Der CASI-Sensor arbeitet nach dem *Pushbroom*-Prinzip und besitzt ein 2-dimensionales CCD – *Array* für die Aufzeichnung in einem Wellenlängenbereich von 400 – 1000 nm. Quer zur Flugrichtung werden 512 räumliche Pixel mit einem Winkel von 34,2° aufgezeichnet (OLBERT, 2000). Der Sensor ist weitgehend konfigurierbar und verfügt dazu über verschiedene *operation modi*. Der Sensor wurde in mehreren Ausführungen verwendet.

Im Jahr 1997 kam eine Variante des Sensors zum Einsatz, bei der im „*spatial mode*“ 18 verwendbare Spektralkanäle bei einer Streifenbreite von 512 Pixeln aufgezeichnet wurden. Die Lage der Kanäle lässt sich entsprechend der Anforderungen programmieren. Für die Befliegung am 17.5.97 wurde die Lage der Kanäle unmittelbar vor der Befliegung anhand der zuvor mit dem Feldspektrometer (vgl. Kap. 4.2) aufgenommenen Vegetationsspektren bestimmt. Dabei wurden die Kanäle so gelegt, dass der Wellenlängenbereich von 433,4 bis 949,3 nm ausgewertet werden konnte (vgl. Anhang 5). Die Lage der Kanäle wurde für die Unterscheidung der Vegetationsstrukturen optimiert. Die geometrische Auflösung, die in der Breite von Flughöhe und horizontalem Öffnungswinkel sowie in der Länge von Flugeschwindigkeit und Integrationszeit abhängig ist (OLBERT, 2000), beträgt bei der Messkampagne vom 17.5.97 entsprechend der vorgegeben Flughöhe 3,6 m. Durch Ausfall der lagestabilisierenden Plattform bei dieser Befliegung wurden die Daten mit geometrischen Verzerrungen aufgezeichnet, die im Rahmen der Bildkorrekturen nur bedingt behoben werden konnten. Entsprechende Lageungenauigkeiten dieses Datensatzes zu den "*ground truth*" Daten und im Verhältnis zu den anderen Fernerkundungsdatensätzen sind die Folge. Die Auswertbarkeit der Daten war dennoch gewährleistet.

Für die Befliegung vom 14.08.2000 stand ein neuer Modus (*enhanced spectral mode*) des CASI-Sensors mit 40 Kanälen zur Verfügung. Bei diesem Sensor wurde eine gleichmäßige Verteilung der Kanäle über den detektierbaren Spektralbereich vorgegeben (vgl. Anhang 6). Die geometrische Auflösung beträgt 3m.

### **3.2.2 Hyperspectral Mapper (HYMAP)**

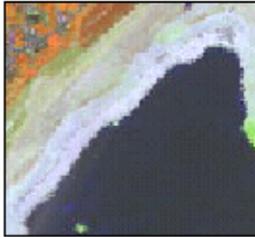
Der HYMAP-Sensor ist aus 4 Teilspektrometern aufgebaut und arbeitet nach dem *Whiskbroom*-Prinzip. Jedes Teilspektrometer besitzt 32 Kanäle. Insgesamt wird ein Spektralbereich von 420-2500 nm abgedeckt (vgl. Anhang 7), wobei die Bilddaten mit je 512 Pixeln pro Zeile aufgezeichnet werden. Die Abtastung quer zur Flugrichtung erfolgt mit Hilfe eines rotierenden Spiegels mit zwei Facettenflächen über einen Winkel von bis zu 70 Grad. Das vom Hersteller angegebene Signal-Rausch Verhältnis ist mit Werten von  $> 500$  sehr hoch. Die hohe geometrische Aufzeichnungsqualität wird durch die Montage des Sensors auf eine 3 Achsen Gyrometer stabilisierte Plattform erreicht.

Im Rahmen der Arbeit wurde ein HYMAP-Datensatz vom 02.09.1998 mit einer geometrischen Auflösung von 7 m ausgewertet.

### **3.2.3 Zusammenfassender Vergleich der Sensorsysteme**

Die folgende Tab. 9 gibt einen Überblick über die verwendeten Daten der Flugzeug- und Satellitenebene in Kombination mit einem Bildausschnitt zur visuellen Verdeutlichung der Auflösungsunterschiede.



Beispielausschnitt (identischer Maßstab und identischer Ausschnitt)	Plattform	Sensor	Spektralkanäle (Einteilung nach SCHÖMINGER, 1997)						Auflösung [m]	Streifenbreite [km]	Wiederhol- rate [Tage]	Aufnahme- daten
			P A N	V G R E E N	N I R	S W I R	M W I R	L W I R				
 <p>HYMAP (02.09.1998) Kanäle 30/77/15 in R/G/B</p>	AIRBORNE	HYMAP	128						7	(512 Pixel)		02.09.1998
 <p>CASI (17.05.1997) Kanäle 18/11/3 in R/G/B</p>	AIRBORNE	CASI	18* 40**						3	(512 Pixel)		17.05.1997* 14.08.2000**

## 4 Felduntersuchungen

Für die Auswertung von Fernerkundungsdaten werden Trainings- und Kontrollflächen benötigt. Diese gilt es im Gelände mittels geeigneter Kartierschlüssel zu erfassen. Da herkömmliche Kartierschlüssel oftmals nicht genügend die Oberflächeneigenschaften der Objekte berücksichtigen, diese jedoch durch die Fernerkundungsdaten erfasst werden, mussten zum Teil gängige Kartierschlüssel um fernerkundungsspezifische Parameter ergänzt werden.

Neben den Kartierungen waren zur genauen Charakterisierung der Flächen auch Laboranalysen und spektrometrische Untersuchungen sowie GPS-Messungen notwendig.

Für die vorliegende Arbeit konnten die im Rahmen des Projektes gewonnenen Daten der Substratkartierungen und deren Laboranalysen nachgenutzt werden. Dabei wurde der im Rahmen des Projektes entwickelte "Erfassungsschlüssel zur Aufnahme von Oberflächensubstraten in Braunkohle-Tagebauen" angewandt (GLÄßER et al., 2000). Die Charakterisierung im Feld wurde durch Laboranalysen der Substrate untersetzt, wobei der Gehalt an organischer Substanz, der Kalkgehalt, die Korngrößenzusammensetzung, der Feuchtigkeitsgehalt sowie der pH-Wert und die Leitfähigkeit mittels Standardlaborverfahren quantitativ bestimmt wurden. Zusätzlich wurde die Bodenfarbe anhand der Munsell-Farbtafel ermittelt und die Mineralkomposition durch röntgendiffraktometrische Messungen (XRD) in einem halbquantitativen Verfahren analysiert. Nähere Ausführungen zu den Ergebnissen dieser Laboranalysen geben GLÄßER et al. (2000).

### 4.1 Vegetationserfassung

Um geeignete Trainings- und Kontrollflächen für die Klassifizierung der Vegetationsstrukturen auswählen zu können, mussten die wichtigsten Strukturen kartiert werden. Dies erfolgte in zwei Ebenen. Zum einen wurden repräsentative Biotoptypen kartiert und zum anderen Vegetationsaufnahmen ausgewertet, um genauere Informationen über die Trainingsflächen zu erhalten.

#### 4.1.1 Biotoptypenkartierung

Die Erfassung der Biotoptypen erfolgte mittels CIR-Luftbildern und eigenen Kontrollkartierungen im Gelände. Dabei wurde der im Rahmen der Arbeiten des FORSCHUNGSVERBUNDES BRAUNKOHELENTAGEBAULANDSCHAFTEN MITTELDEUTSCHLANDS (1998) entwickelte Biotoptypenschlüssel für die „Braunkohlen - Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands“ angewendet und um fernerkundungsspezifische Merkmale ergänzt (Bodendeckungsgrad, Unterwuchs bei Forstflächen, charakteristische Farbmerkmale, phänologischer Entwicklungsstand u.a.) (vgl. Tab. 10).

Die Abb. 12 veranschaulicht an einem Beispiel eine Biotoptypenkartierung wie sie für die Festlegung von Trainingsflächen zur Klassifizierung von Gebüsch-, Pionierwald- und Forststandorten im Tagebau Goitsche erstellt wurde.

Tab. 10 Beispielausschnitt aus dem Erfassungsbogen zur Biotoptypenkartierung  
(Aufnahme: WARTHEMANN, 1998)

Nr. in Karte	Biotoptyp/Vegetationseinheit	Nr. nach Schlüssel	Abweichungen vom Schlüssel/sonst. Bemerkungen
	<b>Vorwälder</b>		
5b	Birken-Vorwald - (50-70%), mit Reitgras	VVABST	
5c	Birken-Vorwald oder -Forst - (50-70%), mit Gebüsch und Reitgras	VVABST/WLFABJ	
5d	Robinien-Birken-Vorwald - (30%-50%), mit Reitgras	VVABST	Vorwaldstadium, nicht als Forst oder Wald
5e	Birken-Vorwald - (>70%), krautarm, mit Erosion	VVABST	
5f	Birken-Kiefern-Vorwald oder -Forst - (<50%), etwas Gebüsch, mit Reitgras	VVABST/WLFABJ	
5g	Pappel-Birken-Robinien-Forst	WLFAB	
5e	Zitterpappel-Gehölz	VVABJ	
	naturnaher Laubmischforst		
6	naturnaher Laubmischforst	WLFABS	
	Robinienforste		
7a	Robinienforst - (>70%), mit Pappel, Birke, mit Reitgras	WLFABS	
7b	Robinienforst- (>70%), mit Glatthafer	WLFABS	



Abb. 12 Biotoptypenkartierung mittels CIR-Luftbildern und Geländebegehung unter besonderer Berücksichtigung fernerkundungsspezifischer Merkmale  
(Arbeitsskizze: WARTHEMANN, 1998)

Bei der Erfassung von Biotoptypen der Trainings- und Kontrollflächen erwies es sich vielfach als günstiger, nicht nur CIR-Luftbilder, sondern auch die Daten der Flugzeugscannerbefliegungen in die Kartierungen einzubeziehen. Bei geeigneten Kanalkombinationen waren bereits auf den Ausdrucken der Scanneraufnahmen deutlich mehr Differenzierungen erfassbar, als dies aus CIR-Luftbildern möglich war. Insbesondere bei der Erfassung von Forstflächen konnten so in undifferenzierten Mischwaldbeständen Flächen mit einheitlichen Baumarten ausgegliedert werden.

#### **4.1.2 Vegetationsaufnahmen**

Um detaillierte Informationen über die Trainingsflächen zu erhalten, die für die Klassifizierung der Vegetationsbestände definiert werden müssen, wurden Vegetationsaufnahmen einbezogen (vgl. Tab. 11).

Im Rahmen der fachübergreifenden Zusammenarbeit mit den Partnern des FORSCHUNGSVERBUNDES BRAUNKOHLENTAGEBAULANDSCHAFTEN MITTELDEUTSCHLANDS und des FORSCHUNGSVERBUNDES LANDSCHAFTSENTWICKLUNG MITTELDEUTSCHES BRAUNKOHLREVIER konnten für einige Fragestellungen bereits bestehende Erhebungsdaten nachgenutzt werden. Zum Teil wurden gemeinsame Geländearbeiten durchgeführt, um weitere Vegetationsaufnahmen für die Kennzeichnung von Trainingsflächen zu erstellen.

Für die Untersuchungen der natürlichen Sukzessionsprozesse wurden Beobachtungsflächen des Institutes für Geobotanik der Martin-Luther-Universität und des Fachbereiches Landwirtschaft, Ökotropologie und Landespflege der Hochschule Anhalt genutzt. Die genannten Institutionen betreiben umfangreiche Studien auf planierten Kippenflächen des ehemaligen Tagebaubereiches Holzweißig-West, auf denen aufgrund extremer Standortbedingungen Sandtrockenrasenflächen als Dauerpionierstadien existieren.

Die Ausweisung von Trainingsflächen zur Untersuchung natürlicher Sukzessionsprozesse der Vegetation erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem Fachbereich Landwirtschaft, Ökotropologie und Landespflege der Hochschule Anhalt. Auf den im Tagebau Goitsche existierenden ausgedehnten Sandtrockenrasenflächen befinden sich Dauerbeobachtungsflächen in Form von Großrastern. Diese Flächen dienen dem Ziel, Abhängigkeiten der Vegetationseinheiten von den Standortfaktoren zu ermitteln und zeitliche Entwicklungsvorgänge zu dokumentieren. Die nach dem Prinzip der ökologisch-soziologischen Artengruppen ermittelten Vegetationseinheiten stellen eine Zusammenfassung von typischen Artenkombinationen dar, die deutliche Korrelationen mit bestimmten Standorteigenschaften aufweisen. Die für die Beobachtungsraster erfassten Daten wie Artenzusammensetzung, prozentualer Deckungsgrad der Vegetationseinheiten pro Rasterfläche, Zeitreihen über die Verbreitung der wichtigsten Vegetationseinheiten sowie pedologische Parameter pro Rasterfläche stellen für die Fernerkundung ideale Voraussetzungen dar, um Trainingsflächen festzulegen (vgl. Abb. 13).

Ausgehend von den bestehenden Dauerbeobachtungsflächen wurden in gemeinsamen Geländeinsätzen weitere Trainingsflächen kartiert und auch in anderen Bereichen des Tagebaues ausgewiesen sowie zusätzlich Kontrollflächen für eine unabhängige Fehlerbetrachtung aufgenommen.

Für diese wurde ebenfalls der prozentuale Deckungsgrad der Vegetationseinheiten pro Rasterfläche kartiert und Vegetationsaufnahmen durchgeführt (vgl. Tab. 11).

Die Standorte aller Geländeerhebungen wurden mittels GPS-Messungen verortet und anschließend in das GIS integriert (vgl. Kap. 4.3.).

Tab. 11 Beispielausschnitt aus den Vegetationsaufnahmen  
(Kartierung: WARTHEMANN, 1998)

Aufnahme-Nr.:	5	14	9	1	6	10	2	15	12	7	13	11	3	8	4
<b>Baumschicht in %:</b>	70	80	60		75	80			60		75	60			
<b>Strauchschicht in %:</b>	50	20	5	40	25	15	50	50	40	50	5	35	30	50	
<b>Krautschicht in %:</b>	60	80	90	40	5	5	15	30	10	60	30	50	60	80	60
<b>Moosschicht in %:</b>	2	10	5	5	5	15	40	15	20	15	10	15	5	20	
<b>Wissenschaftl. Name</b>	<b>Deutscher Name</b>														
<b>Baumschicht:</b>															
Betula pendula		1			+	1			4				+		
Robinia pseudoacacia	4	4	4												
Quercus rubra					4	5								+	
Quercus robur									+		4		+		
Populus spec.		r	r										4		
<b>Strauchschicht:</b>															
Robinia pseudoacacia	3		+	3								r			
Quercus rubra					2	2	4	3					+		
Betula pendula						+			+	4	+	+	+	r	
Quercus robur									2		+				
Tilia cordata												3			
Sarothamnus scoparius														3	
Pinus sylvestris															3
Crataegus laevigata			+									1		r	

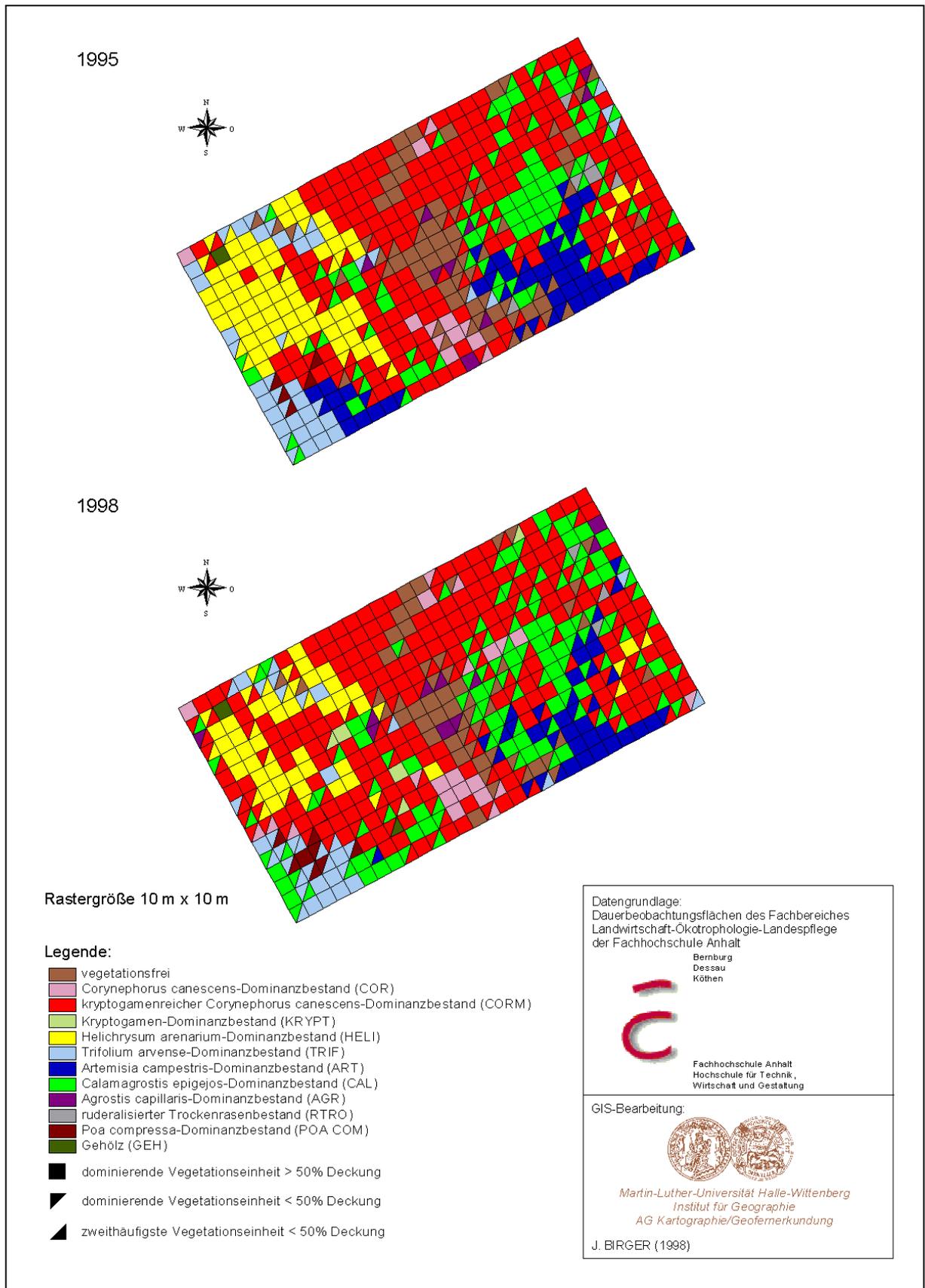


Abb. 13 Verteilung der dominierenden Vegetationseinheiten in den Jahren 1995 und 1998 auf dem Beobachtungsraster (Transekt auf dem Sandtrockenrasen bei Petersroda)

## 4.2 Spektralmessungen von Vegetationsbeständen mit dem Feldspektrometer GER Mark V

Die spektral hochauflösende Charakterisierung von Objekteigenschaften ist notwendig, um Rückschlüsse auf deren Detektierbarkeit mittels der verschiedenen Sensoren ziehen zu können. Da die am Fernerkundungssensor detektierte Strahlung von vielfältigen Einflüssen moduliert wird (Atmosphäre, Geometrie zwischen Sensor, Sonne, Target), bietet nur die bodengestützte Spektrometrie die Möglichkeit, die Bedingungen für eine Detektierbarkeit exakt abzuschätzen bzw. zu simulieren (HUETE, 1996).

Für die Arbeit konnten ergänzend zu den durch die Fernerkundungsdaten gewonnenen Spektralinformationen Reflexionsmessungen mit dem Feldspektrometer GER MARK V (*Infra Red Intelligent Spectroradiometer*, IRIS) der Firma Geophysical & Environmental Research Corp. durchgeführt werden. Das System kann sowohl im Labor als auch im Feld von einem Stativ oder einer Hebebühne aus eingesetzt werden. Die Messungen sind in zwei Modi möglich. Beim Messmodus *Single-Field* erfolgt die Messung des eigentlichen Objekts (*Target*) nach vorheriger Bestimmung der Reflexionseigenschaften eines Referenzobjektes (Spektronplatte). Im *Dual-Field-Modus* erfolgt die Messung von *Target* und Referenz jeweils zeitgleich durch zwei identisch aufgebaute Messstrecken des Gerätes. Dabei werden bei der Messung auftretende Beleuchtungsschwankungen weitgehend kompensiert.

Durch das GER Mark V wird der Wellenlängenbereich von 300 bis 3000 nm (VIS, NIR, SWIR I und II) aufgezeichnet (vgl. Tab. 12). Aufgrund des Signal-Rausch-Verhältnisses (SNR) des Gerätes ist jedoch nur der Bereich von 350 bis 2500 nm nutzbar. Davon entfallen bei Geländemessungen noch die Bereiche der vollständigen Absorption außerhalb der atmosphärischen Fenster.

Tab. 12 Parameter des GER MARK V-Spektrometers (Herstellerangaben [GER] 1995)

Spektralbereiche und verwendete Detektoren	300 bis 1000 nm: Silizium-Diode 1000 bis 3000 nm: PbS
Spektrale Auflösung	300 bis 1000 nm: 2 nm 1000 bis 2500 nm: 4 nm
FOV ( <i>Field of View</i> )	Dual 7° x 3°

Die Spektrometrie der Vegetation dient der Kennzeichnung spezifischer Spektraleigenschaften der Vegetationsbestände. Lückenhafte Kenntnisse über die Spektraleigenschaften der Vegetationsformen in der Bergbaufolgelandschaft machten derartige Messungen notwendig, um Aussagen über die Eignung von Fernerkundungssensoren für einzelne Fragestellungen ableiten zu können sowie Festlegungen über die Lage der Spektralkanäle bei den Flugzug-scannerbefliegungen zu treffen.

Der Einsatz im Labor hat sich bei Vegetationsuntersuchungen nicht bewährt, da keine naturnahen Bedingungen simuliert werden konnten. Aus dem Gelände mitgebrachte Pflanzenbestandteile konnten unter dem Messfleck des Spektrometers nicht so angeordnet werden wie sie am Standort auftraten. Als Beispiel soll hier die Spektrometrie von Nadelgehölzen angeführt werden. Die Zweige von Schwarzkiefern ließen sich beispielweise nur als mehrfach übereinander angeordnete Schichten von Zweigen auf dem Labortisch plazieren. Die Ausrichtung der Nadeln, die Schattenverhältnisse, die die Äste untereinander hervorrufen sowie die Dichte der Zweige stimmen keinesfalls mit den natürlichen Verhältnissen überein.

Im Gelände wurde anfänglich vom Stativ aus spektrometriert. Aufgrund der Messfleckgröße von ca. 3 cm x 7 cm bei einer Stativhöhe von 70 cm konnten jedoch nur wenige Pflanzenteile oder bei kleinwüchsigen Formen nur eine Pflanze gemessen werden. Um das Spektralsignal ganzer Vegetationsbestände zu erhalten, mussten alle Komponenten einzeln aufgenommen werden. Da bei den wenigsten Beständen ein derartiger Aufwand betrieben werden konnte und auch lückenhafte Kenntnisse über den prozentualen Anteil der einzelnen Arten vorlagen, musste selbst bei den Vegetationseinheiten der Sandtrockenrasenbestände auf den genau erfassten Flächen des Transektes in der Goitsche ein derartiger Versuch abgebrochen werden.

Wesentlich bessere Ergebnisse wurden durch den Einsatz einer LKW-Hebebühne erzielt (Abb. 14). Dabei wurde bei einer Auslegerhöhe von 10 m und der gewählten Geräteanordnung eine Meßfleckgröße von 50 cm x 110 cm erzielt.



Abb. 14 Geländespektrometrie mit LKW-Hebebühne

Die Abb. 15 zeigt ausgewählte Spektren von Vegetationseinheiten der Sandtrockenrasenflächen. Die Spektren einer Vegetationseinheit wurden an zwei bis drei repräsentativen Standorten der entsprechenden Einheit jeweils mehrfach (zwei- bis dreimalige Wiederholung) aufgezeichnet. Danach wurden die entsprechenden Mittelwerte der Spektren gebildet.

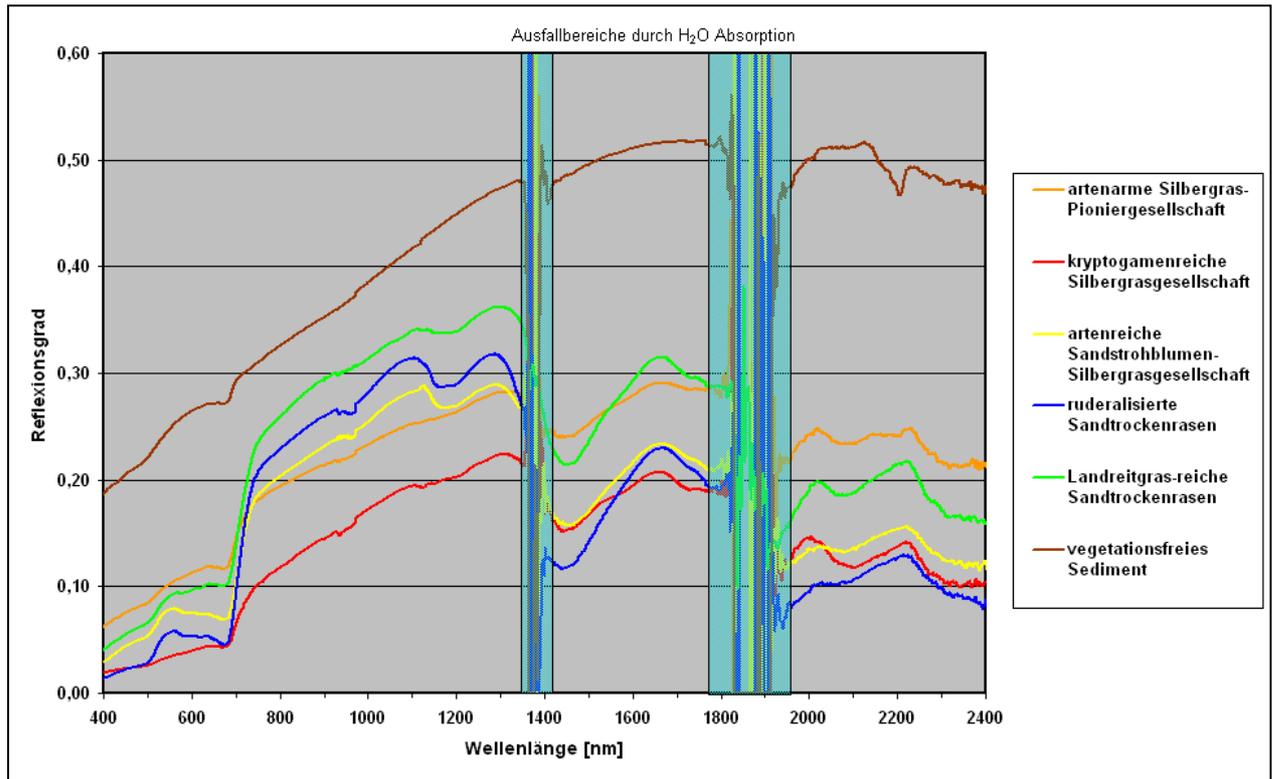


Abb. 15 Geländespektren von Vegetationseinheiten des Sandtrockenrasens bei Petersroda (Tgb. Goitsche)  
Aufnahmedatum: 20.05.2002

### 4.3 Global Positioning System (GPS) – Messungen

Beim *Global Positioning System* (GPS) werden die geodätischen Informationen aus Messungen zu künstlichen Satelliten gewonnen.

Im Rahmen der Arbeit wurden Koordinaten mittels GPS-Messungen für folgende Aufgaben bestimmt:

1. Einmessung von Trainings- und Kontrollflächen für die Klassifizierungen
2. Einmessung von Standorten der Feldspektrometrie
3. Einmessung von Referenzpunkten für die Geokodierung der Flugzeugscannerbefliegungen

Das für die GPS-Messungen verwendete Setup besteht aus folgenden zwei Geräten der Firma TRIMBLE:

- Basisstation - TRIMBLE 4000 SE
- Rover (Mobilteil) - TRIMBLE Pathfinder Pro XL mit TDC1-Datalogger.

Der TRIMBLE 4000 SE ist ein Einfrequenz-12-Kanalgerät und ermöglicht sowohl *Real-Time-Correction-Mode* (RTCM)- als auch *Postprocessing*-Messungen. Der als Rover eingesetzte TRIMBLE Pathfinder gestattet mit seinen neun Kanälen sowie der Möglichkeit der Auswertung der Trägerphase (*Carrier phase*) eine horizontale Genauigkeit von < 30 cm.

Die Messanordnung entsprach dabei der in Abb. 16 dargestellten Art und Weise.

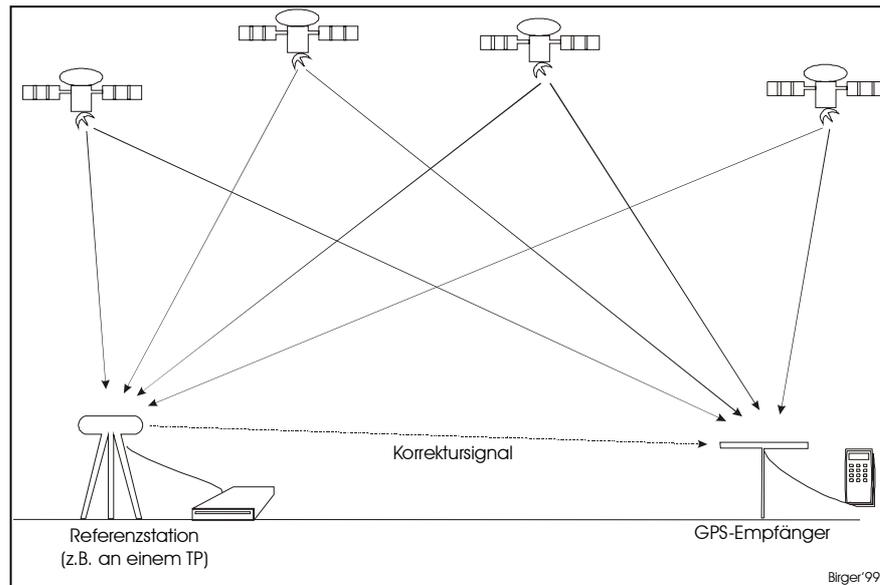


Abb. 16 Prinzip der differentiellen GPS-Messung

Die Referenzstation wurde an jeweils einem Festpunkt des geodätischen Landesvermessungsnetzes (TP) betrieben. An den einzumessenden Punkten wurde mit einer 10 minütigen Messzeit gearbeitet. Die erreichten Genauigkeiten liegen bei dem verwendeten Gerätetyp und dieser Meßzeit bei  $< 30$  cm. Dabei ist jedoch die Abhängigkeit von den zur Verfügung stehenden Satelliten zu beachten. In Tagebaubereichen mit hoher Reliefenergie kann die Anzahl der zur Messung benötigten Satelliten eingeschränkt sein. Hier musste entsprechend eine längere Verweilzeit eingeräumt werden, damit zumindest vier Satelliten zur Verfügung stehen. Bei den Vermessungen wurde keine *real-time* Positionsbestimmung durchgeführt, sondern in einem *post-processing*-Verfahren die Korrektur der Daten am PC vorgenommen. Anschließend erfolgte eine Transformation der geozentrischen Koordinaten (WGS84) in Gauß-Krüger-Koordinaten mit dem Bezugsellipsoid Bessel.

Die für Geokodierungszwecke gemessenen Punkte orientierten sich vorwiegend an markanten Objekten im Gelände. Ecken von Wegkreuzungen (Betonwege), Abstellflächen sowie Bahnschienen wurden als Orientierungspunkte verwendet und vermessen. Hierbei stand die Auffindbarkeit in den Fernerkundungsdaten im Vordergrund.

Im Gegensatz dazu dienten GPS-Messungen für Spektrometriepunkte, Probenahmestandorte und Trainingsflächen dazu, die entsprechenden Stellen in den Bilddaten wiederzufinden, da sie sich nicht an markanten Geländepunkte orientieren und ansonsten nicht zuzuordnen wären.

## 5 Bildbearbeitung

### 5.1 Radiometrische und geometrische Bildvorverarbeitung

Vor der Verwendung von digitalen Satelliten- und Flugzeugscannerdaten sind Korrekturverfahren nötig, um radiometrische und geometrische Bildverbesserungen vorzunehmen. Radiometrische Korrekturen sind aufgrund von Detektorunterschieden, Scanlinieneffekten und atmosphärischen Störungen (Dunst) vorzunehmen. Geometrische Korrekturen sind aufgrund systembedingter Mängel (Bildverzerrungen durch das Aufnahmeverfahren) und System unabhängiger Lage- und Maßstabsfehler (Höhen-, Geschwindigkeits- und Raumlageveränderungen der Sensorplattform) sowie für die geometrische Rektifizierung auf ein Koordinatensystem nötig. Die erworbenen Daten waren dabei teilweise schon durch die Datenlieferanten vorkorrigiert. Die radiometrisch und geometrisch vorkorrigierten Satellitendatensätze und auch die teilweise vorkorrigierten Flugzeugscannerdatensätze wurden im Rahmen der Arbeiten deshalb nur einer Geocodierung auf ein vorgegebenes Referenzkoordinatensystem unterzogen. Auf eine vorherige Atmosphärenkorrektur wurde bei den Satellitendaten verzichtet. Nähere Ausführungen finden sich dazu im Kap. 5.1.1. Die Flugzeugscannerdaten wurden bis auf den Datensatz aus dem Jahre 1997 bereits atmosphärenkorrigiert übernommen.

#### 5.1.1 Atmosphärenkorrektur

Die Strahlung wird beim Durchgang durch die Atmosphäre durch elektromagnetische Wechselwirkungen verändert, so dass die am Sensor aufgezeichnete nicht mit der von der Erdoberfläche reflektierten oder emittierten Strahlung übereinstimmt. Dabei können sowohl die spektrale Zusammensetzung als auch die Intensität der Strahlung variieren. Zudem treten Abhängigkeiten von der Geometrie zwischen dem aufzuzeichnenden Pixel, der Beleuchtungsquelle und dem Sensor auf. Durch Atmosphärenkorrekturprogramme kann eine Korrektur der atmosphärischen Einflüsse und die Umrechnung der Daten in spektrale Reflexionswerte erfolgen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde für die **Satellitendaten** keine Atmosphärenkorrektur vorgenommen. Für diese Entscheidung waren mehrere Beweggründe ausschlaggebend. Einerseits traten bei den durchgeführten Atmosphärenkorrekturen mittels ATCOR 2 innerhalb von ERDAS-Imagine im Rahmen der Arbeiten zum Projekt „Geologische, morphologische, hydrologische, pedologische und biotische Kennzeichnung ausgewählter Tagebaue im Raum Leipzig - Halle mittels Fernerkundungsmethoden“ erhebliche Fehler im Bereich der Tagebaue auf (GLÄßER et al., 2000). So wiesen die atmosphärenkorrigierten Szenen für Pixel im Übergangsbereich von atmosphärischem Dunst zu Gebieten ohne Dunsteinfluss zum Teil deutliche lineare Grauwertsprünge auf, welche unter Umständen Fehlklassifizierungen nach sich ziehen können, da Klassengrenzen vorgetäuscht wurden. Diese Fehler traten auf, obwohl innerhalb des Korrekturverfahrens mittels ATCOR 2 der *haze boundary algorithm* mit

der Option eines *histogram match* verwendet wurde, der insbesondere der Anpassung der Histogramme im Übergangsbereich von mit Dunst bedeckten zu dunstfreien Regionen dienen soll (GLÄßER et al., 2000).

Andererseits erwies es sich für die Auswertungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht als notwendig, die Daten vorher einer Atmosphärenkorrektur zu unterziehen, da die satellitengestützten Fernerkundungsdaten mittels überwachten Klassifizierungsverfahren ausgewertet wurden, wobei die Spektralinformationen für die Trainingsgebiete aus den Bilddaten selbst generiert wurden (vgl. Kap. 5.2.1.). Auch die im Rahmen des *change detection*-Prozesses verwendeten Verfahren basieren auf der Auswertung von getrennten überwachten Einzelklassifizierungen und benötigen daher keine vorherige Atmosphärenkorrektur. Zu der gleichen Aussage kommen SONG et al. (2001). Sie vergleichen unterschiedliche Atmosphärenkorrekturverfahren und bewerten ihre Anwendung im Rahmen von Klassifikationen und *change detection*-Analysen. Dabei kommen sie zu dem Ergebnis, dass solange Trainingsgebiete von den zu klassifizierenden Daten selbst abgeleitet werden und Trainingsdaten und Bilddaten im gleichen Maßstab (also korrigiert oder unkorrigiert) vorliegen, atmosphärische Korrekturen nur geringen Einfluss auf die Klassifikationsgenauigkeit bei *Maximum-Likelihood*-Klassifikationen haben. Generell sind nach ihren Untersuchungen Atmosphärenkorrekturen für *change detection*-Analysen, die auf unabhängig voneinander durchgeführten Klassifizierungen basieren, nicht notwendig.

Die Korrektur der **hyperspektralen Flugzeugscannerdaten** CASI und HYMAP erfolgte bereits durch die Datenlieferanten. So wurden die CASI-Daten durch das Insitut für Weltraumwissenschaften der Freien Universität Berlin (vgl. Kap. 3.2.1) radiometrisch anhand eines komplexen Verfahrens mittels neuronaler Netze, basierend auf dem Strahlungstransportmodell MODTRAN, korrigiert (OLBERT, 2000). Lediglich der CASI-Datensatz vom 17.05.1997 musste mit Hilfe der *empirical line correction method* in Strahlungswerte umgerechnet werden. Nähere Erläuterungen dazu finden sich bei GLÄßER et al., 2000.

Die Berechnung der notwendigen Parameter für die *Empirical line correction* erfolgte anhand von Referenzpixeln, so beispielsweise präparierte Flächen (weiße Plane) bzw. vorhandene Kontrollflächen (größere hellere Betonflächen), die während des Überflugs mit dem Feldspektrometer GER Mark V gemessen und anschließend auf die 19 Spektralkanäle (*Spatial mode*) der CASI-Daten transformiert wurden.

### 5.1.2 Geocodierung

Die geometrische Korrektur (Geocodierung) der Satellitendaten ist erforderlich, um die verwendeten Fernerkundungsdaten untereinander bzw. mit thematischen Karten und Vektordatenquellen zur Deckung zu bringen. Die Daten werden dabei auf ein vorgegebenes Referenzkoordinatensystem entzerrt.

Die geometrische Entzerrung der Daten wurde innerhalb von ERDAS/IMAGINE nach Datenintegration durchgeführt. Die verwendete Passpunktmethode ist ein nichtparametrisches Verfahren, wobei über ein Interpolationsalgorithmus erst die Transformationsparameter bestimmt werden und anschließend mit einem Resamplingverfahren die Approximation der Satellitendaten auf das gewünschte kartographische Bezugssystem erreicht wird. Für die vorliegende Arbeit wurden die Daten in das Gauß-Krüger-Koordinatensystem mit dem Bezugsellipsoid von Bessel überführt. Verwendet wurde dabei eine Transformation 2. Ordnung und für die multispektralen Datensätze ein Resamplingverfahren nach der „*Nearest-Neighbour* Methode“, da bei dieser Berechnung lediglich die Zeilen- und Spaltenwerte gerundet werden. Die Zuordnung des Grauwertes erfolgt durch den Wert des nächstliegenden Pixels, so dass die Grauwerte unverändert übertragen werden und die sich anschließenden multispektralen Klassifikationsverfahren mit den Originalgrauwerten durchgeführt werden können. Nachteilig wirkt sich bei diesem Verfahren eine an den Grenzlinien auftretende Treppung aus. Da jedoch nur eine geringe Drehung der Szenen vorgenommen werden musste, konnte dieser Effekt in Grenzen gehalten werden. Bei den panchromatischen IRS-1C- und SPOT-Daten wurde für die Berechnungen die „*Cubic Convolution*-Methode“ eingesetzt. Bei diesem Resamplingverfahren wird eine 4x4-Umgebung in die Berechnung höherer Ordnung einbezogen. Lineare Objekte werden deutlich besser wiedergegeben und die bei der „*Nearest-Neighbour* Methode“ auftretende deutliche Treppung an Grenzlinien wird somit vermieden. Nachteilig wirkt sich jedoch die Modifizierung der Grauwerte aus und deshalb wurde diese Methode auf die panchromatischen Datensätze beschränkt.

Im Rahmen der Arbeiten erfolgte zuerst die Entzerrung eines IRS-1C-PAN Datensatzes mittels topographischer Karten mit dem Maßstab 1:10.000. Diese höherauflösenden IRS-1C PAN-Daten stellten den Ausgangsdatsatz für eine anschließend durchgeführte Bild-zu-Bild-Anpassung mit den Landsat- und SPOT-Szenen dar. Die Überprüfung der Transformationskoeffizienten und der RMS-Fehler ergab bei den IRS-1C PAN-Daten eine Größenordnung von einem Pixel und bei den anschließenden Bild-zu-Bild-Korrekturen wurde eine Genauigkeit von unter einem Pixel erreicht.

Bei der Geocodierung der Flugzugscannerdaten wurden zusätzlich GPS-Passpunkte einbezogen. Dabei erfolgte eine Einmessung von Betonkanten an Wegkreuzungen und anderen linearen Objekten. Dennoch erwies sich insbesondere bei der Geocodierung der CASI-Daten der RMS-Fehler als hoch (z.T. größer 3 Pixel).

Aufgrund der sensorspezifischen Verzerrungen innerhalb der Bilddaten wurden die CASI-Flugzugscannerdatensätze mittels „*Triangle-based finite element analysis*“ rektifiziert. Dieses auch als „*Rubber-Sheeting*“ bezeichnete Verfahren stellt eine abschnittsweise polynomi-nale Methode der Bildentzerrung dar. Um das Verfahren fehlerfrei einsetzen zu können, erwies es sich als notwendig, möglichst viele Passpunkte über die zu entzerrende Szene zu verteilen und dabei insbesondere bis an den Rand der Szene Punkte zu setzen. Zunächst

wird unter Erzeugung eines *TIN* (*triangulated irregular network*) die Dreiecksvermaschung der Kontrollpunkte durchgeführt (vgl. Abb. 17).

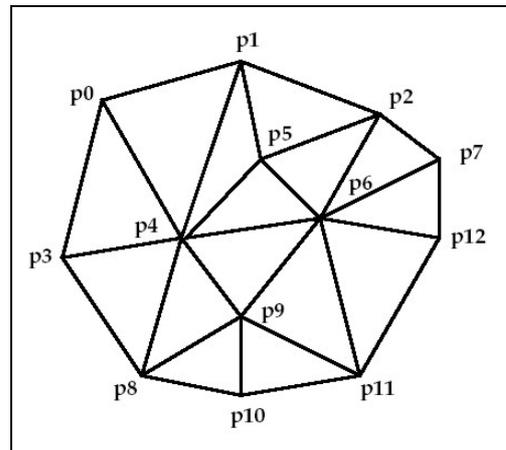


Abb. 17 „Triangulated irregular network“ als Basis des „Rubber-Sheeting“-Verfahrens (aus ERDAS, 1999)

Danach wird jede Dreiecksfläche mit einer eigenen linearen oder nichtlinearen Transformation (1. oder 5. polynomiale Ordnung) auf das gewünschte Projektionssystem rektifiziert. Flächen, die sich außerhalb der Grenzen der gesetzten Passpunkte befinden, werden „abgeschnitten“. Im Gegensatz zur polynominalen Entzerrung bleibt beim *Rubber-Sheeting*-Verfahren die Lage der Passpunkte bei der Transformation erhalten. Das *Rubber-Sheeting*-Verfahren erwies sich somit für die Anpassung der räumlich inhomogenen Verzerrungen der CASI-Flugzeugscannerdatensätze auf das entsprechende Koordinatensystem als geeignet, kann aber nur mit einem erheblichen Bearbeitungsaufwand durchgeführt werden.

## 5.2 Bildklassifikationsalgorithmen

Die Klassifikationen im Rahmen dieser Arbeit wurden mittels pixelbasierter multispektraler Algorithmen durchgeführt.

Grundlage der multispektralen Klassifizierung ist das unterschiedliche Reflexionsverhalten von Materialien. Durch die  $n$ -Kanäle multispektraler Daten wird ein  $n$ -dimensionaler Merkmalsraum gebildet, in dem sich die einzelnen Objektklassen aufgrund der spezifischen Reflexionswerte verschieden lokalisieren. Die als Punktwolken im Merkmalsraum ausgebildeten Klassen gegeneinander abzugrenzen und den Klassen zuzuordnen, ist Aufgabe der Klassifikationsalgorithmen.

Die Klassifizierungen können mittels unüberwachter oder überwachter Algorithmen erfolgen. Während die überwachte Klassifizierung anhand von Trainingsgebieten erfolgt, liegen der unüberwachten Klassifizierung keine Trainingsgebiete zugrunde. Die Einordnung erfolgt hierbei über statistische Operationen. Mittels Cluster-Analysen erfolgt eine Gruppenbildung von Pixeln mit ähnlichen Grauwerten. Dabei wird eine der gewünschten Klassenzahl entsprechende Anzahl von Merkmalsvektoren als vorläufige Zentren für die Klassenbildung

festgesetzt. Alle Bildelemente werden über einen Zuordnungs- und Zurückweisungsalgorithmus dem nächstverwandten Zentrum zugewiesen (HILDEBRANDT, 1996).

Die Schwierigkeit der unüberwachten Klassifizierung liegt in der Zuweisung der Spektralklassen zu thematischen Klassen durch den Nutzer (LARK, 1995 a und b, WERNER et al., 1999), da den berechneten Clustern im Anschluss an die Klassifizierung durch Feldarbeiten nachträglich Eigenschaften oder Bedeutungen zugeordnet werden müssen. Vielfach ist dies jedoch nicht möglich, da Übereinstimmungen zwischen Clustern und den Merkmalen, die für die spezielle Fragestellung von Interesse sind, eher selten vorhanden sind (WILL, 1996).

Im Rahmen der Arbeit wurden ausschließlich überwachte Klassifizierungen sowie die Analyse spektraler Mischsignaturen (Mischpixelmodellierung) angewendet.

### **5.2.1 Überwachte Klassifizierung**

Bei der überwachten Klassifizierung wird durch den Bearbeiter die Bildung von Klassen vorgenommen, indem er Kenntnisse über die Nutzung des zu untersuchenden Gebietes in den Klassifizierungsalgorithmus einbindet. Die Bildung der Klassen, die im Wesentlichen von den spektral unterscheidbaren Merkmalen der Objekte sowie von der Größe der Objekte im Verhältnis zur Pixelgröße abhängig ist, erfolgt anhand von Trainingsgebieten, die eine Referenz für die jeweilige Objektklasse darstellen.

#### **5.2.1.1 Auswahl der Trainingsgebiete**

Die Auswahl der Trainingsgebiete hat sehr großen Einfluss auf die Qualität der Klassifizierung (WILL, 1996). Die Trainingsgebiete wurden jeweils anhand der Geländekartierungen im Bilddatensatz halbautomatisch ausgewiesen. Ausgehend von einem zu einer Objektklasse eindeutig zuzuordnenden Pixel wurden durch Festlegung einer bestimmten spektralen Distanz alle Umgebungspixel mit Grauwerten innerhalb dieser Distanz als Trainingsfläche zugeordnet. Bei diesem Verfahren wird die Trainingsfläche ausgedehnt bis Umgebungspixel auftreten, die außerhalb der festgesetzten spektralen Distanz liegen. Das Verfahren hat gegenüber der oft verbreiteten Methode, Trainingsgebiete am Bildschirm zu digitalisieren, den Vorteil, dass spektral sehr „reine“ Klassen ausgewiesen werden können, die weitestgehend keine Pixel von Nachbarklassen enthalten. Vom Bearbeiter muss dabei genau der Schwellwert ermittelt werden, an dem die spektrale Ausdehnung zu umfangreich wird und die Streuung innerhalb des Trainingsgebietes zu groß wird. Bei Objektklassen mit hoher spektraler Variabilität stößt dieses Verfahren an seine Grenzen. In diesem Fall sollte die spektrale Distanz nicht beliebig erhöht werden, sondern eine Bildung von Unterklassen erfolgen. Nach der Klassifizierung lassen sich diese bei Bedarf entsprechend zusammenfassen (vgl. Kap. 5.2.4).

Eine Charakterisierung der Qualität der Trainingsgebiete erfolgte durch:

- Signaturdiagramme
- Grauerthistogramme
- Streuungsellipsen
- Kontingenzzmatrix.

Mit Hilfe der **Signaturdiagramme**, bei denen für die einzelnen Kanäle die jeweiligen mittleren Grauwerte dargestellt werden, wurde das Reflexionsverhalten der Trainingsgebiete überprüft. Dabei konnte auch die Auswahl der günstigsten Kanäle für die Klassifizierung erfolgen (insbesondere bei den Flugzeugscannerdaten).

Die Abb. 18 zeigt beispielhaft Signaturdiagramme ausgewählter Trainingsgebiete für die HYMAP – Klassifizierung.

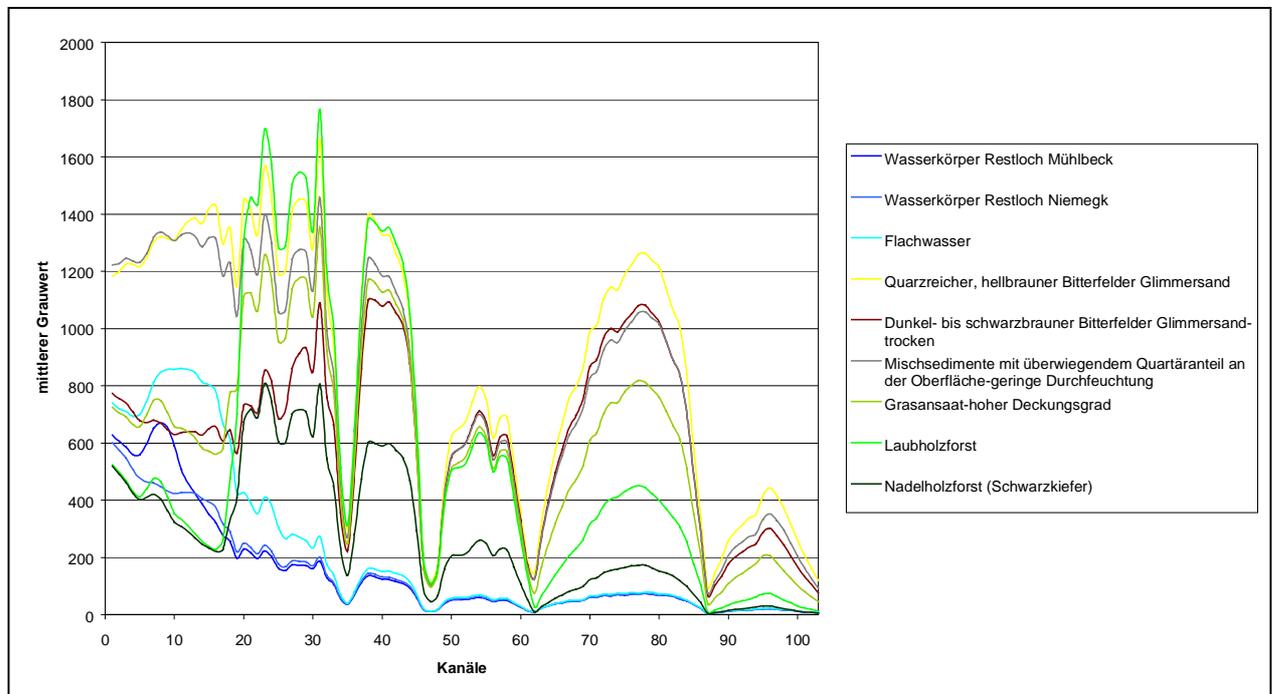


Abb. 18 Signaturdiagramme ausgewählter Trainingsgebiete für die HYMAP - Klassifizierung der Restlöcher Mühlbeck und Niemeck

Die **Grauerthistogramme** der Trainingsgebiete liefern eine sehr wichtige Grundlage zur Festlegung und Güte dieser Flächen. Im Gegensatz zu den Signaturdiagrammen, die nur die mittleren Grauwerte eines Trainingsgebietes darstellen und nicht die Varianz der Reflexionswerte innerhalb eines Trainingsgebietes verdeutlichen können, stellen die Grauerthistogramme die Verteilung der Grauwerte innerhalb des Trainingsgebietes dar. Gerade für die in der vorliegenden Arbeit am häufigsten verwendete Klassifizierungsmethode, die Zuordnung nach dem *Maximum-Likelihood*-Algorithmus mit vorgeschalteter nichtparametrischer Regel (*Parallelepipedlimits*) (vgl. Kap. 5.2.1.2.1), ist die Überprüfung der Trennbarkeit anhand der Grauerthistogramme einer der wichtigsten Schritte. Dabei erfolgt die Festle-

gung der *Parallelepipedlimits* für die einzelnen Klassen durch den Vergleich der Grauwert-histogramme und die manuelle Beeinflussung der Signaturen im Überlappungsbereich. Die Abb. 19 zeigt die Grauwert-histogramme für ausgewählte Signaturen basierend auf den SPOT4 - Daten vom 21.06.1998.

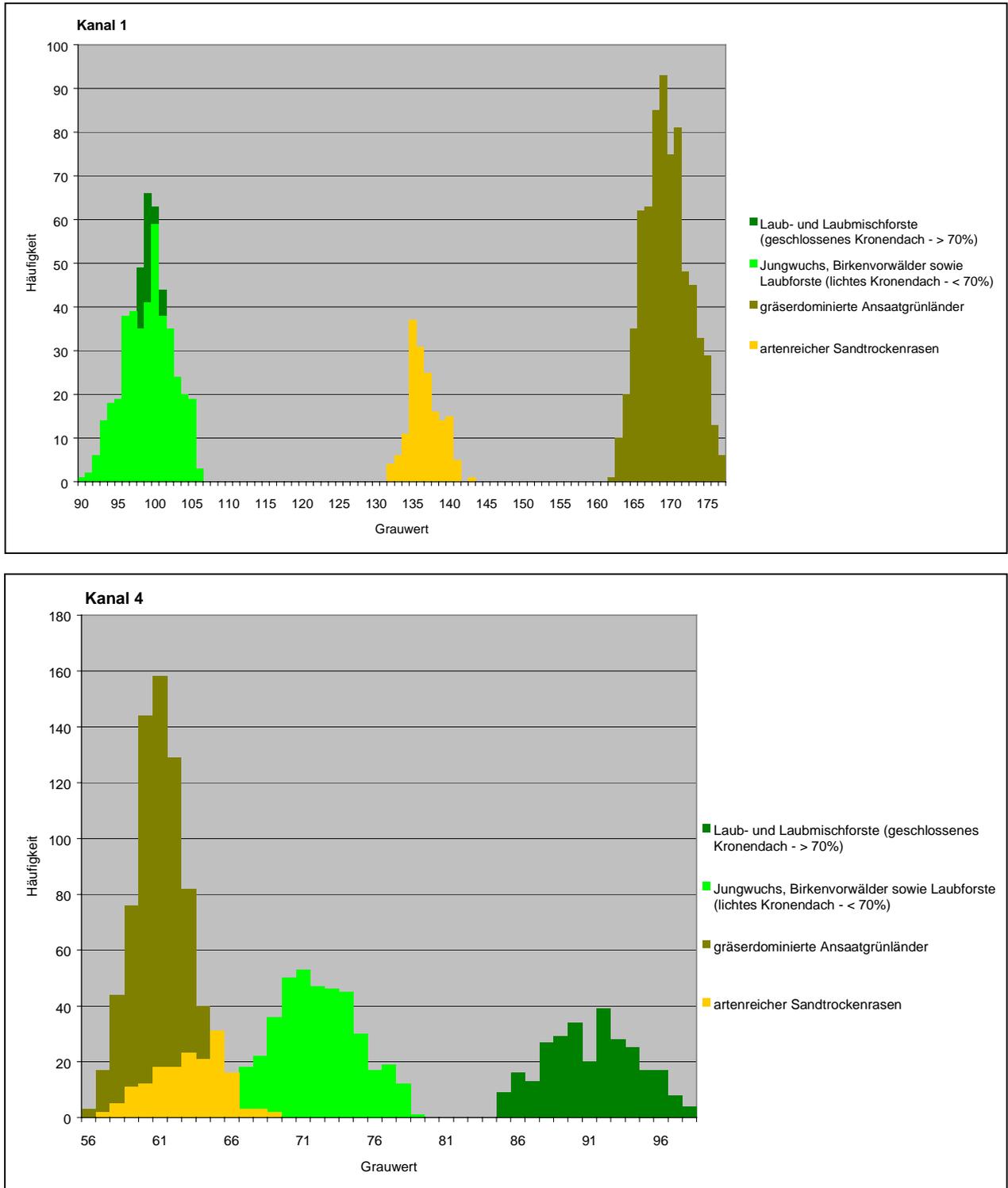


Abb. 19 Grauwert-histogramme für ausgewählte Signaturen basierend auf den SPOT 4 - Daten vom 21.06.1998 für die Kanäle 1 und 4

Deutlich sichtbar ist die Überlappung der Signaturen der Klassen „Laub- und Laubmischforste (geschlossenes Kronendach - > 70%)“ und „Jungwuchs, Birkenvorwälder sowie Laubforste (lichtes Kronendach - < 70%)“ im Kanal 1. Eine deutlich bessere Trennbarkeit besteht im Kanal 4. Für diese Klasse existiert hier keine Überlappung. Die sich in diesem Kanal überschneidenden Klassen der „gräserdominierten Ansaatgrünländer“ und der „artenreichen Sandtrockenrasen“ trennen sich deutlich im Kanal 1. Durch manuelle Beeinflussung der *Parallelpipelimits* lassen sich bei Bedarf die Signaturen verändern und ein entsprechender Überlappungsbereich verringern.

Mit Hilfe der **Streuungsellipsen** lassen sich ebenfalls Informationen über die Güte der Trainingsgebiete und damit die Trennbarkeit der Klassen gewinnen. Dabei stellen die Streuungsellipsen die Grauwertverteilung für die einzelnen Klassen in einem zweidimensionalen Diagramm (*Feature space image*) dar, wobei die Achsen von unterschiedlichen Kanälen gebildet werden. Die Überlappung der Ellipsen ist ein weiteres Maß für die Trennbarkeit der Klassen und damit auch zur Überprüfung der Trainingsgebiete einsetzbar. Die Abb. 20 stellt die Verteilung der Streuungsellipsen ausgewählter Trainingsgebiete in den Kanälen 3 und 4 der Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996 dar.

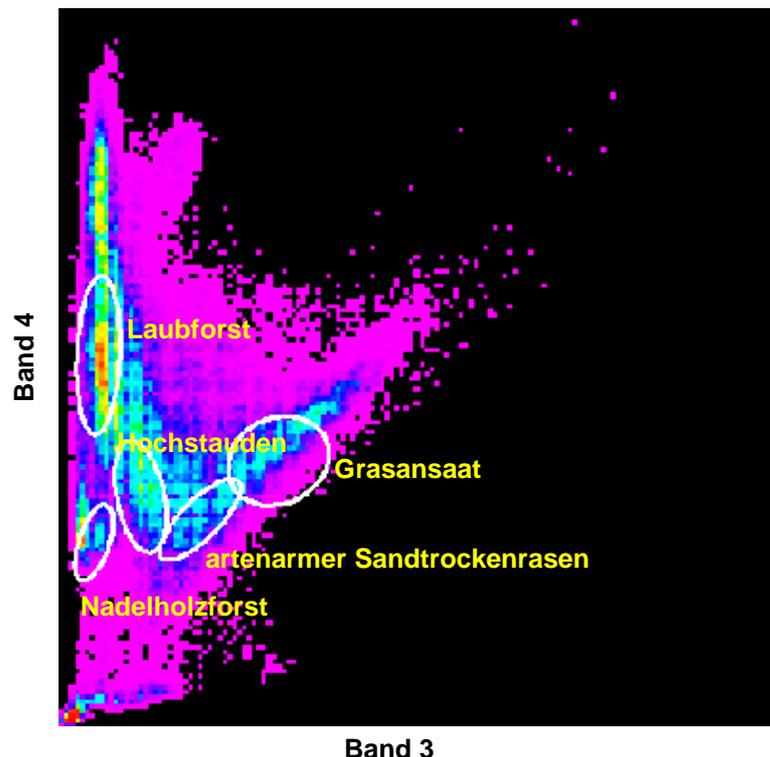


Abb. 20 Streuungsellipsen ausgewählter Trainingsgebiete in den Kanälen 3 und 4 (Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996)

Klassen, wie beispielsweise „Laubforst“ und „Nadelholzforst“, weisen erwartungsgemäß keine Überlappung auf und lassen sich folglich gut trennen. Daneben existieren aber auch

Streuungsellipsen der Klassen „Grasansaat“, „artenarmer Trockenrasen“ und „Hochstaudenfluren“, die in der gewählten Kanalkombination nicht eindeutig zuzuordnen sind und in der Kanalkombination TM4 und TM5 eine bessere Trennbarkeit aufweisen.

Die **Kontingenzmethode** dient zur Kontrolle der Trennbarkeit der einzelnen Signaturen untereinander. Dabei werden die Pixel aller Trainingsgebiete klassifiziert und in einer Matrix die Klassen angegeben, in die die Pixel der Trainingsgebiete fallen (vgl. Anhang 8). Diese Methode wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zur Fehlerüberprüfung eingesetzt, sondern zur Beurteilung der Trainingsgebiete und Festlegung der Klassen angewendet.

#### 5.2.1.2 Algorithmen überwachter Klassifizierungen

Im Rahmen dieser Arbeit wurden verschiedene überwachte Klassifizierungsmethoden wie *Maximum-Likelihood*, *Minimum distance*, *Parallelepiped* und *Spectral angle mapper (SAM)* sowie teilweise in entsprechenden Kombinationen getestet. Dabei erwiesen sich unter Berücksichtigung der jeweiligen Fragestellung bestimmte Algorithmen als besonders geeignet. Diese sollen im Folgenden kurz beschrieben und ihr Potenzial aufgezeigt werden.

##### 5.2.1.2.1 Kombiniertes *Parallelepiped* - *Maximum-Likelihood*-Algorithmus

Bei den Klassifizierungen, die im ERDAS Imagine 8.4 für UNIX und 8.5 für UNIX und PC durchgeführt wurden, kam ein Algorithmus zum Einsatz, der sich in einem schrittweisen Verfahren sowohl einer parametrischen als auch einer nichtparametrischen Berechnung der Klassenzugehörigkeit bedient (vgl. Abb. 21). Dabei werden zunächst möglichst viele Pixel aufgrund einer nichtparametrischen Regel (***Parallelepiped limits***) klassifiziert. Diese Klassifikationsmethode, welche auch als "*Box classifier*" bezeichnet wird, ordnet die Pixel, die in allen Spektralbereichen in das Signaturintervall einer Kategorie fallen, auf Grundlage von größer / kleiner Vergleichen den entsprechenden Klassen zu.

Als Signatur wird die Unter- und Obergrenze eines Wertintervalls benötigt, die durch das Minimum und Maximum der Pixelwerte im Trainingsgebiet ermittelt werden können.

Pixel, die sich im Überlappungsbereich zweier Boxen befinden und für die sich damit nach dem *Parallelepiped limits*-Algorithmus keine eindeutige Zuordnung treffen lässt, werden in einem nächsten Schritt nach dem ***Maximum-Likelihood-Verfahren*** klassifiziert (vgl. Abb. 21). Diese Klassifizierung ordnet die Pixel den zuvor definierten Klassen nach der größten Wahrscheinlichkeit zu.

Da alle Klassen des zu erfassenden Gebietes hinreichend bekannt waren, wurde auch der Bereich außerhalb der *Parallelepiped limits* mit Hilfe der *Maximum-Likelihood*-Methode flächendeckend erfasst (vgl. Abb. 21). Es blieben keine Pixel unklassifiziert.

Dieses kombinierte Verfahren lässt bei den gewählten Klassen eine sehr gute Kontrolle des Algorithmus und der Genauigkeit der Klassifizierung zu. Vor allem die Möglichkeit, die Überlappungsbereiche der *Parallelepiped limits* manuell zu beeinflussen (Unter- und Obergrenze

des Werteintervalls je Klasse zu beschneiden), hat zu guten Klassifizierungsergebnissen geführt. Insbesondere bei schwer zu trennenden Klassen, wie beispielsweise „Laubwaldlicht“ und „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“, konnte eine derartige Vorgehensweise die Zuordnungen deutlich verbessern. Als Nachteil dieser Methode hat sich der sehr hohe Bearbeitungsaufwand für die Erstellung der Signaturen erwiesen.

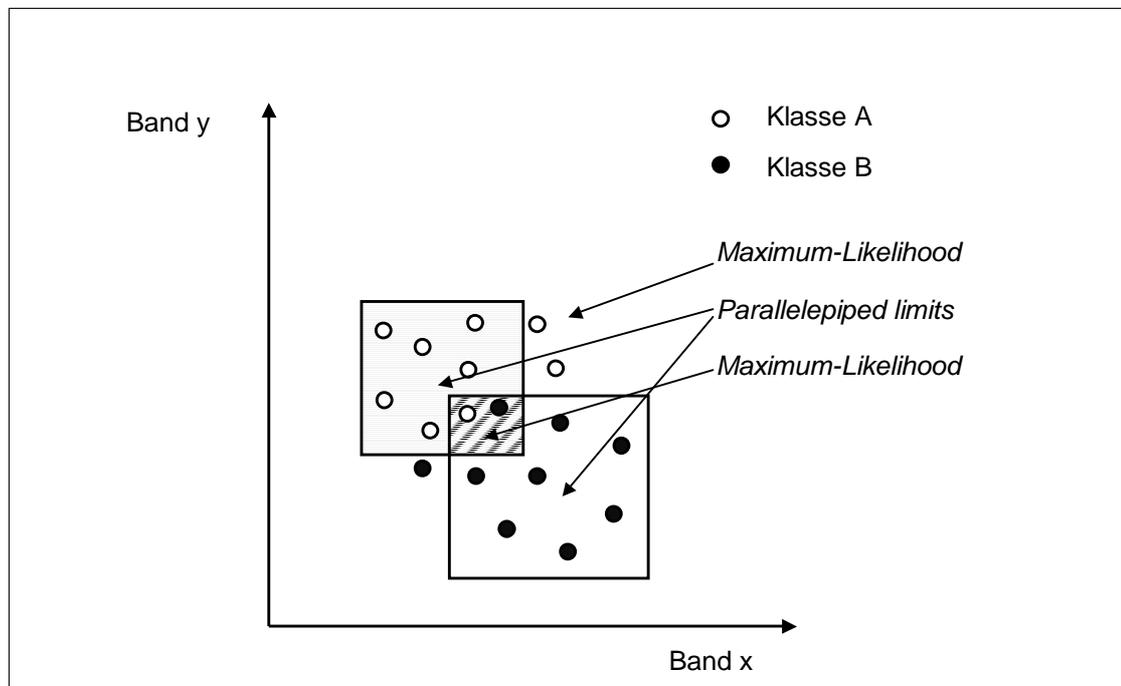


Abb. 21 Kombiniertes *Parallelepiped* - *Maximum-Likelihood*-Algorithmus

#### 5.2.1.2.2 *Spectral Angle Mapper* (SAM-Methode)

Die SAM-Methode basiert auf der Berechnung der spektralen Ähnlichkeit im  $n$ -dimensionalen Merkmalsraum, der aus den  $n$  Spektralkanälen gebildet wird (KRUSE et al., 1993). Dabei wird die spektrale Ähnlichkeit aus dem vom Koordinatenursprung ausgehenden Winkel abgeleitet, der zwischen dem Vektor des *Endmember*-Spektrums und dem Vektor eines jeden Pixels aufgespannt werden kann (vgl. Abb. 22). Die Zuordnung erfolgt somit zu der Objektklasse, die den kleinsten Winkel mit den *Endmember*-Spektren bildet. Die Festlegung einer Obergrenze für den Winkel gewährleistet, dass auch Bereiche eines Rasterbildes unklassifiziert bleiben können, wenn im Bildraum vorkommende Objektklassen nicht bei der Definition des *Endmember*-Datensatzes berücksichtigt wurden.

Diese Klassifikationsmethode ist relativ unempfindlich gegenüber Helligkeitsunterschieden innerhalb einer Objektklasse, da die Zuordnung unabhängig vom Abstand zum Koordinatenursprung und somit unabhängig von der Helligkeit der zu klassifizierenden Pixel erfolgt. Helligkeitsunterschiede können durch die im Gelände abweichende Geometrie zwischen Lichtquelle, Sensor und zu identifizierendem Objekt zustande kommen sowie durch Feuchtigkeitsunterschiede innerhalb einer Objektklasse verursacht werden. Daraus ergibt sich auch

ein Nachteil dieser Klassifikationsmethode, denn Feuchtigkeitsdifferenzen innerhalb von Objektklassen können demzufolge nicht detektiert werden.

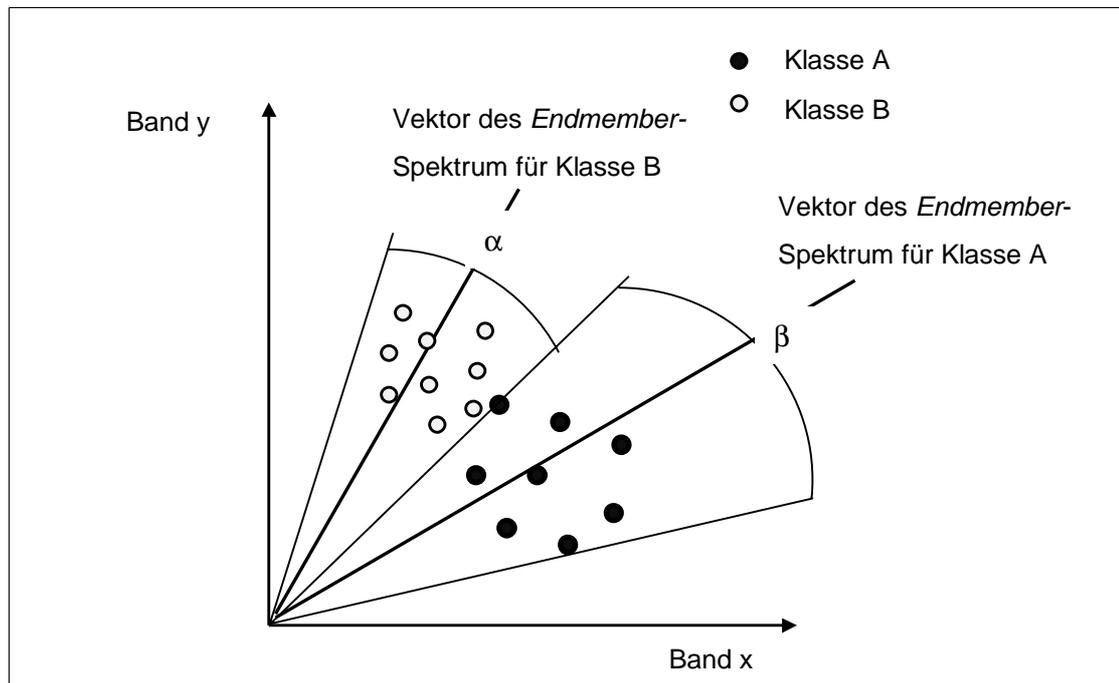


Abb. 22 Prinzip der SAM-Methode

Die Durchführung der SAM-Klassifizierung erfolgte innerhalb des Programms ENVI (Version 3.4 und 3.5) auf PC-Basis. Die Trainingsgebiete wurden analog zu den Klassifikationen mittels kombiniertem *Parallelepiped - Maximum-Likelihood*-Algorithmus verwendet, um auf diese Weise den direkten Vergleich der beiden Methoden vornehmen zu können. Ein erheblicher Bearbeitungsaufwand entstand bei dem Abgleich der verwendeten Trainingsgebiete zwischen dem Unix-basierten ERDAS/Imagine (Trainingsgebiete als programminternes AOI-Format – „*Area of interest*“) und dem PC-basierten ENVI (Trainingsgebiete als programm eigenes ROI-Format - „*Region of interest*“). Da geeignete File-Formate, die auf beiden Systemen benutzt werden könnten, fehlen, war eine umständliche Konvertierung erforderlich.

### 5.2.2 Mischpixelmodellierung (*Unmixing*)

Die Analyse spektraler Mischsignaturen ist ein Verfahren, mit dem die spektrale Zusammensetzung der Bildpixel bestimmt und die beteiligten Spektralkomponenten den jeweiligen Oberflächenmaterialien zugeordnet werden (HILL, 1998).

Mischpixel können innerhalb eines Bildes dadurch zustandekommen, dass Pixel nicht vollständig von einer (spektralen) Objektart gebildet werden (KRUSE et al, 1993). Dies ist bei Bildpixeln an der Grenze zwischen verschiedenen Objektarten der Fall oder dann, wenn die Objekte nicht die Größe eines Bildpixels erreichen und somit schon bei der Aufzeichnung durch den Sensor verschiedene Objekte zu der am Sensor eintreffenden Strahlung beitragen. In Abhängigkeit der Wechselwirkung der Strahlung mit den Komponenten können dabei

lineare spektrale Mischungen oder aber auch nichtlineare Mischungen vorkommen. Zum Entmischen (Invertierung) ist es daher generell erforderlich, das Mischungsmodell zu kennen. Die meisten Spektralsignaturen können recht gut als Ergebnis additiver (linearer) Streuungsprozesse modelliert werden (HILL, 1998).

Beim *Linear spectral unmixing* wird nun die quantitative Zusammensetzung (Abundanz) der vorkommenden Komponenten (*Endmember*) innerhalb der Bildpixel aus den reinen *Endmember*-Spektren berechnet. Das Ergebnis einer solchen Analyse sind Abundanzbilder für die reinen *Endmember* sowie ein RMS-Errorbild, welches den Unterschied zwischen dem Mischspektrum der Bildpixel und den reinen *Endmember*-Spektren darstellt.

Die Anwendung der Methode erfolgte im Rahmen der vorliegenden Arbeit mit Hilfe des Programms ENVI (Version 3.4 und 3.5) auf PC-Basis. Das dabei angewendete Verfahren setzt lineare spektrale Mischungen und eine exakte Bestimmung der reinen *Endmember*-Spektren der Komponenten voraus. Bei der *Unmixing*-Methode muss die Anzahl der *Endmember* weniger sein als die Zahl der zur Verfügung stehenden Spektralbänder und alle *Endmember* eines Bildes müssen verwendet werden. Auf Grund dieser Beschränkung hinsichtlich der möglichen Anzahl an Klassen, die mit dem Verfahren gleichzeitig bestimmt werden können, werden hauptsächlich hyperspektrale Flugzeugscannerdaten verwendet. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Methode des *Linear spectral unmixing* neben CASI-Flugzeugscannerdatenätzen auch für Satellitendaten angewendet, da für die Untersuchung der Bestandsdichten von Grasansaatn lediglich die Entmischung zweier Komponenten notwendig war. In die Berechnung wurden die CASI-Kanäle 6-40 des Sensors integriert. Die *Endmember*-Spektren wurden aus den Bilddaten generiert. Die Auswahl der Pixel für die Bestimmung der Spektren der *Endmember* erfolgte anhand der Vegetationskartierungen sowie zusätzlich mit Hilfe von sukzessiv berechneten *Spectral-purity-index images*.

Die Berechnung der Abundanzen für die *Endmember* wurde mit verschiedenen Programmparametern sowohl im *Constraint mode* als auch im *Unconstraint mode* durchgeführt. Die Parameter des Verfahrens wurden solange optimiert, bis ein Ergebnis erzielt wurde, dessen *Error image* nicht mehr zu verbessern war.

### 5.2.3 Ergebniskontrolle

Nach der Klassifizierung werden mehrere Methoden eingesetzt, um die Genauigkeiten der Klassifizierung zu überprüfen. Dabei kommen sowohl statistische Verfahren als auch visuelle Interpretationsmethoden zum Einsatz.

- Visuelle Überprüfung
- Kontingenzmethode
- Fehlerbetrachtung anhand von unabhängigen Kontrollflächen

Bei der **visuellen Überprüfung**, die eine einfache und effektive Methode darstellt, werden Ergebnisbild und Ausgangsbild im gleichen Viewer übereinandergelegt und mittels verschiedener Viewer-Hilfsmittel (*Blend/Fade*- und *Swipe*-Funktion) überprüft. Der Betrachter kann dabei durch Sichtbarmachen beider Bilder oder die Einstellung einer bestimmten Transparenz Bildschirmdarstellungen erreichen, die die Möglichkeit bieten, das Klassifikationsergebnis vorab zu verifizieren. Der Einsatz dieser Methode empfiehlt sich insbesondere zur Vorüberprüfung im Laufe des Klassifizierungsprozesses und wurde besonders beim mehrmaligen Durchlauf der Klassifizierung benutzt, um das Zwischenergebnis zu kontrollieren. Dies erwies sich als sehr effektiv und wesentlich übersichtlicher als ein Link von Ausgangsbild und Ergebnisbild mit anschließender Kontrolle mittels Cursor in beiden Bildern.

Die **Kontingenzmethode** wurde zur Kontrolle der Parameter und der Trennbarkeit der einzelnen Signaturen untereinander angewendet. Dabei werden die Pixel aller Trainingsgebiete klassifiziert und angegeben, in welche Klassen die Pixel der Trainingsgebiete fallen. Die bei dieser Methode gebildete Kontingenzmatrix liefert Auskünfte über die Anzahl der richtig bzw. falsch zugeordneten Pixel aber auch über entsprechende Abwanderungsrichtungen. Dieses Verfahren gewährleistet auf Grund der Überprüfung anhand der eigentlichen Trainingsgebiete, welche ja die Voraussetzungen der Klassifizierung darstellen, keine objektive Beurteilung der Klassifikationsgüte und ergibt nach SCHUMACHER (1991) zu optimistische Ergebnisse. Der Einsatz dieser Kontrollmethode wurde deshalb nicht zur Überprüfung der Klassifizierung angewendet, sondern vor der Klassifizierung zur Beurteilung der Trainingsgebiete und Festlegung der Klassen benutzt (vgl. Kap.5.2.1.1).

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit angewendete Methode ist die **Fehlerbetrachtung anhand von unabhängigen Kontrollflächen**, die über die Untersuchungsgebiete zufällig verteilt werden. Diese Kontrollflächen werden unabhängig von den eigentlichen Trainingsgebieten, die zur Definition der spektralen Eigenschaften der Klassen für die Klassifizierung benutzt werden, ausgewiesen (vgl. Abb. 23). Diese objektivste Form der Ergebnisüberprüfung wurde im Rahmen der Kontrolle vorwiegend halbautomatisch durchgeführt. Zusätzlich zu den Trainingsgebieten, die für die Definition der spektralen Signaturen der Klassen bei der Geländebegehung kartiert wurden, wurden weitere Kontrollflächen erfasst. Diese wurden als AOI digitalisiert und deren Statistik im Klassifizierungsprodukt überprüft und ausgegeben. Im Anhang 9 ist beispielhaft eine der erstellten Fehlermatrizen dargestellt. Für alle weiteren Klassifizierungen, die im Rahmen der noch zu erläuternden Veränderungsanalyse durchgeführt wurden (vgl. 6.2), sind die aus den Fehlermatrizen entnommenen klassenbezogenen Genauigkeiten ebenfalls im Anhang aufgeführt.

Für die Flugzeugscannerdatensätze konnte die Überprüfung in ähnlicher Weise erfolgen, teilweise wurden jedoch nur Punkte und keine Flächen herangezogen. Verwendung fanden hierfür neben Eigenkartierungen die im Rahmen der FBM- und FLB-Projekte erhobenen und

mittels GPS eingemessenen Vegetationsaufnahmen. Dabei musste der CASI-Datensatz vom 17.05.1997 aufgrund seiner geometrischen Ungenauigkeiten (vgl. Kap. 3.2.1) unter Zuhilfenahme von CIR-Luftbildern, IRS-1C/D PAN-Daten und IKONOS PAN- und Multispektraldaten kontrolliert werden. Die korrekte Lage der Kontrollflächen wurde zunächst in den geometrisch lagegenauen, zusätzlich verwendeten Bilddaten bestimmt und nachfolgend anhand von markanten Geländepunkten (Baumgruppen, Lagebeziehung zu Wegen u. a.) in den CASI-Datensatz projiziert.

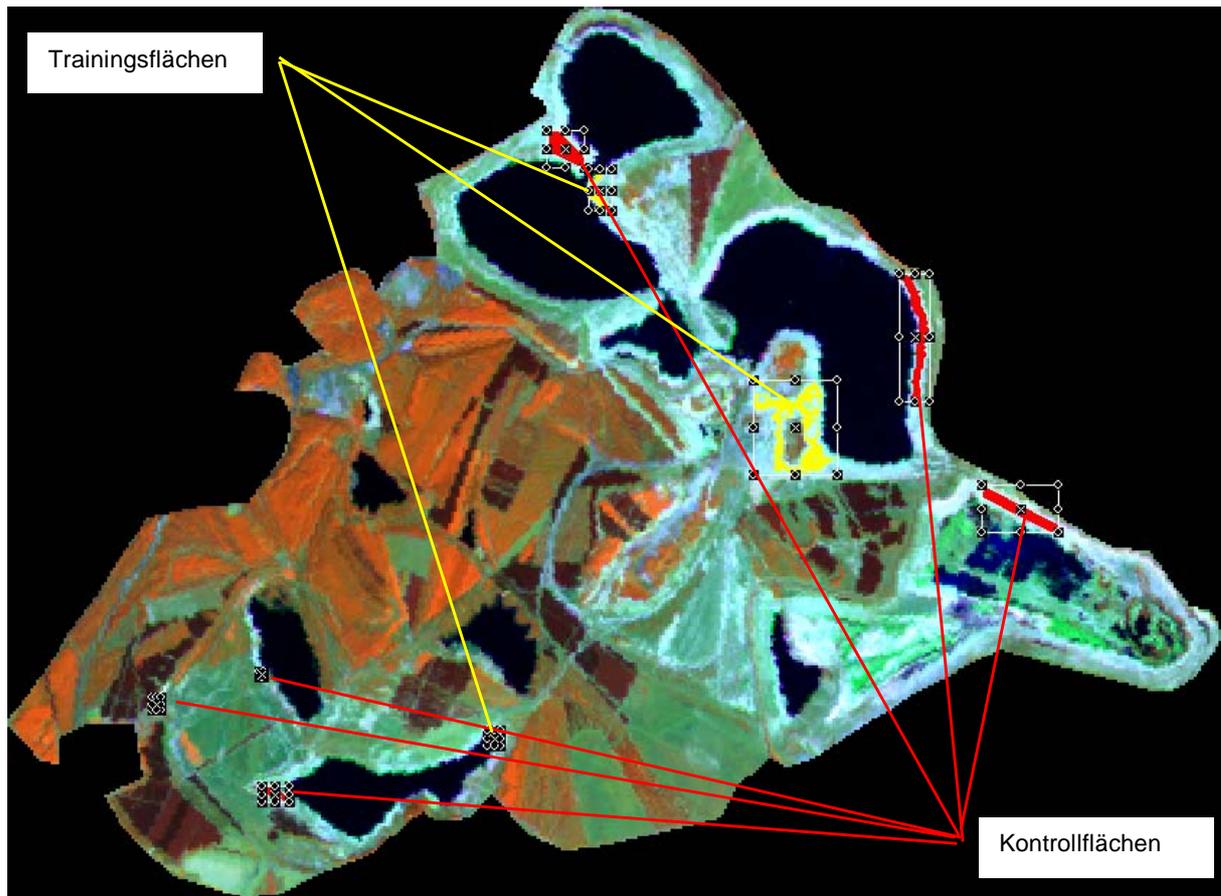


Abb. 23 Beispiel für Lage und Unabhängigkeit von Trainings- und Kontrollflächen (Mischsedimente im Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)

#### 5.2.4 Nachbearbeitung

In nur wenigen Fällen werden aber alle Bildelemente "optimal" (nach Wissen des Bearbeiters) zugeordnet (BLASCHKE & LANG, 1998). Das Ergebnis weist meist in ansonsten homogenen Gebieten falsche Einzelpixel aus einer anderen Klasse oder Überschneidungen zwischen bestimmten Klassen auf.

In diesen Fällen ist eine gezielte Nachbearbeitung nötig, um das Ergebnis zu verbessern. Die Frage der Nachbearbeitung stellt sich bei jeder Klassifizierung und wird äußerst kontrovers diskutiert. Bei allen sich bietenden Möglichkeiten der Bildverbesserung, die ein Klassifizierungsergebnis wesentlich aufwerten können, sollte immer die Nachvollziehbarkeit der Einzelschritte im Vordergrund stehen. Eine gute Möglichkeit, dies zu gewährleisten, ist die An-

wendung der Nachbearbeitungstechniken auf das gesamte Ergebnisbild. Dabei kann variiert werden, ob alle Klassen oder nur einzelne Klassen in die Bearbeitung einbezogen werden. Zur gezielten Verbesserung des Ergebnisbildes bieten sich neben entsprechenden Filtertechniken und GIS-Abfragen auch Klassenzusammenfassungen an.

Mit dem **Einsatz von Majority -Filtern** lassen sich falsch klassifizierte Einzelpixel in homogenen Flächen eliminieren. Diese Methode kann einmal oder auch mehrfach zum Einsatz kommen und auch gezielt für einzelne Klassen angewendet werden. Großflächig verbreitete Klassen, für die keinerlei innere Differenzierungen vorgenommen werden sollen, können so jedoch relativ einfach von Fehlklassifikationen bereinigt werden.

Die Anwendung im Rahmen dieser Arbeit für die Klassifizierungen der Tagebauflächen hat sich jedoch als ungeeignet erwiesen, da wichtige Informationen verloren gehen können. Die relativ inhomogenen Substrat- oder Vegetationsbereiche würden durch derartige Filter vereinheitlicht werden, wobei kleingliedrige Strukturen in die umliegenden Flächen integriert würden. Zudem bestand die Gefahr, dass lineare Strukturen, die aus einer Aneinanderreihung von Einzelpixeln bestehen, beim Einsatz solcher Filter verschwinden.

Die schnelle und unkomplizierte Art der Einbeziehung von **GIS-Abfragen** in die Datenauswertung gewinnt durch die immer weiter fortschreitende Integration von Raster-GIS-Funktionen in die Bildverarbeitungssysteme eine zunehmende Bedeutung. Die Qualitätsverbesserung der Klassifizierungsergebnisse durch die Integration von Geländemodellen und zusätzlichen Vektor- und Rasterdaten ist hierbei besonders hervorzuheben. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden GIS-Funktionen zur Aufbereitung der Klassifizierungsergebnisse nicht eingesetzt, da für einen Vergleich des Potenzials der angewendeten Klassifizierungsmethoden die Ergebnisse möglichst unverändert benötigt wurden. Eine mögliche Anwendung von GIS-Abfragen zur Nachbearbeitung der Klassifizierungsergebnisse wäre beispielsweise der Einsatz von Höhenmodellen, aus denen der Verlauf der künftigen Wasserlinie gefluteter Restlöcher abgeleitet werden kann und um diese in die Auswertung der Klassifizierungen von Böschungsbereichen mit Grasansaat einzubeziehen. Unterhalb der künftigen Wasserlinie sind erwartungsgemäß keine Grasansaat vorzufinden.

Nach der Analyse des Klassifizierungsergebnisses ist es häufig notwendig, einzelne **Klassen zusammenzufassen**. Diese Zusammenführung von getrennt klassifizierten Signaturen wird bei pixelbasierten Klassifikationen durch den Umstand bedingt, dass für eine gewünschte Objektklasse oft mehrere Spektralklassen definiert werden müssen. Gründe für die Streuung der Spektralwerte können verschiedene Beleuchtungs- und Geländepositionen sowie Feuchtigkeitsunterschiede sein. Im Rahmen der Klassifizierungen trat dies insbesondere bei Substrat- und Vegetationsklassen aufgrund von Feuchtigkeitsunterschieden auf. Diese Variationen innerhalb der Klassen waren aufgrund der großen Heterogenität nicht mit Bodeneigenschaften korrelierbar oder konnten nicht quantifiziert werden. Durch den Einsatz der Re-

code-Funktion erfolgte nach der Klassifizierung ein Zusammenführen der entsprechenden Klassen.

Beim Einsatz des SAM-Klassifikationsalgorithmus war die Definition von verschiedenen Signaturen für eine Objektklasse, die durch Feuchtigkeitsunterschiede verursacht wurde, nicht notwendig (vgl. Kap. 5.2.1.2.2).

In Abhängigkeit vom phänologischen Entwicklungszustand der Vegetation konnten deren Strukturen durch die Klassifizierungen in unterschiedliche Ebenen gegliedert werden. Deshalb wurde es notwendig, in Vorbereitung der Veränderungsanalyse die Klassifizierungen auf gleiche Klassen zu recodieren. Nähere Ausführungen dazu werden im Kap. 6.2.1 gemacht.

### 5.3 Veränderungsanalyse

Für die automatische Identifizierung von Veränderungen der Objekte zwischen multitemporalen Fernerkundungsdatensätzen (*Change detection*) existieren verschiedene Ansätze (MAS, 1999). In der Tab. 13 wird eine Charakterisierung der wichtigsten Verfahren vorgenommen.

Tab. 13 *Change detection* – Verfahren

<p><b>„Image enhancement“</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- basiert auf der Verwendung „unklassifizierter“ Satellitendaten</li> <li>- nutzt Methoden zur Verbesserung von Bildern, um Pixel identifizieren zu können, die sich verändert haben</li> <li>- mathematische Kombination von Bildern verschiedener Zeitpunkte durch:             <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Subtrahieren von Bändern (WEISMILLER et al., 1977) z. B. Bilddifferenzierung („<i>Image differencing</i>“)</li> <li>▪ Ratiobildung (HOWARTH &amp; WICKWARE, 1981)</li> <li>▪ Differenzierung mittels Vegetationsindex (NELSON, 1983)</li> <li>▪ <i>Image Regression</i> (SINGH, 1986)</li> <li>▪ Hauptkomponentenanalyse (PCA) (BYRNE et al., 1980)</li> <li>▪ <i>Change vector analysis</i> (MALILA, 1980; JOHNSON &amp; KASISCHKE, 1998)</li> </ul> </li> </ul>
<p><b>Direkte multitemporale Klassifizierung</b> („<i>Direct multi-date classification</i>“)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- basiert auf der Einzelanalyse eines kombinierten Datensatzes von zwei oder mehreren Zeitpunkten</li> </ul>
<p><b>Verschneidung unabhängiger Klassifizierungen</b> („<i>Post classification comparison</i>“)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vergleichende Analyse der Klassifizierungen von Datensätzen unterschiedlicher Zeitpunkte, die unabhängig voneinander produziert wurden</li> <li>- Normalisierung der Daten nicht notwendig (SINGH, 1989; YUAN et al., 1999)</li> </ul>
<p><b>Kombinierte Methoden</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Anwendung von <i>Image enhancement</i> Methoden in Kombination mit <i>Post classification</i>-Verfahren (PILON et al., 1988; WEIERS et al., 1999)</li> </ul>

*Change detection*-Methoden wurden bisher hauptsächlich für die Analyse von Forstbeständen (NELSON, 1983; MUCHONEY & HAACK, 1994; NILSON & OLSSON, 1995; COLLINS & WOODCOCK, 1996; COPPIN & BAUER, 1996; BENHANIFIA & BOUZAINE, 1998; LAWRENCE &

RIPPLE, 1999; TOKOLA et al., 1999), für Landnutzungsveränderungen (AAVIKSOO & MEINER, 1998; CHEN et al. 1998), für Veränderung von Küstenregionen (STOW et al., 1997; ABDEL RAHMAN & YEHA, 1998) und für Weidelandmanagement (MINO et al. 1998) angewendet. Dabei wurden die in der Tab. 13 beschriebene Verfahrensansätze genutzt. SINGH (1989), MAS (1999) und LUNETTA (1999) beschreiben die Vor- und Nachteile dieser unterschiedlichen Verfahren für eine Satellitenbildanalyse. Dabei werden die aufgeführten Methoden unterschiedlich bewertet. MAS (1999) kommt nach dem Vergleich von sechs *Change detection*-Techniken zu dem Ergebnis, dass mittels „*Post classification*-Analyse“ auf der Grundlage von überwachten Klassifizierungen zweier Datensätze die höchste Genauigkeit einer Veränderungsanalyse erreicht werden kann. Dieses Analyseverfahren weist zudem den Vorteil auf, dass sich Klassen mit sehr unterschiedlichen spektralen Signaturen, verursacht durch verschiedene Aufnahmezeitpunkte, derselben Landnutzungs Klasse zuordnen lassen. So kann beispielsweise ein Grünland zum Zeitpunkt t1 eine andere spektrale Signatur aufweisen als zum Zeitpunkt t2, was im Rahmen dieser Veränderungsanalyse aber trotzdem nicht zur Detektion einer Veränderung führt. Das Wesen der Änderungen von Klasse-zu-Klasse kann abgeleitet werden, da die genaue Ausgangsklasse und die nach der Analyse veränderte Klasse bekannt sind. Das Wesen von Veränderungen innerhalb von Oberklassen (z. B: Wuchshöhe, Dichte u. a.) ist dann ableitbar, wenn Unterklassen zu den entsprechende Zeitpunkten erfasst wurden.

Nachteilig wirken sich die hohen Kosten und die Gefahr der Aufsummierung von Fehler aus den Einzelklassifizierungen aus (LUNETTA, 1999).

*Image enhancement*-Verfahren erlauben bei niedrigen Kosten die Verarbeitung großer Datenmengen. Ihre Anwendung setzt jedoch die Notwendigkeit der Optimierung des jeweiligen Schwellwertes zur Detektion der Veränderung voraus und erfordert eine nachfolgende Interpretation der Ergebnisbilder (LUNETTA, 1999). MAS (1999) konnte zudem bei Vergleichen der Verfahren nachweisen, dass *Image enhancement*-Verfahren Unterschiede bei der Bodenfeuchte und Vegetationsphänologie nicht so genau differenzieren wie Veränderungsanalysen anhand von überwachten Klassifikationsverfahren.

Im Rahmen der Arbeit wurde das Verfahren der Analyse unabhängiger überwachter Klassifizierungen angewendet. Ausschlaggebend für die Entscheidung, diesen Ansatz zu wählen, war, dass bereits unabhängige Klassifizierungen, die unter Anwendung des kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus erstellt worden waren, für mehrere Zeitpunkte mit unterschiedlichem phänologischen Entwicklungszustand in ausreichender Genauigkeit (vgl. Anhang 9, Anhang 10, Anhang 11) vorlagen. Diese Klassifizierungen basieren z. T. auf Datensätzen verschiedener Sensoren (TM, ETM, SPOT, IRS-LISS); mathematische Kombinationen dieser unterschiedlichen Datensätze, wie sie bei einer Vielzahl der oben erwähnten Verfahren zur Anwendung kommen, wurden deshalb vermieden. Aus denselben Gründen kam auch eine direkte multitemporale Klassifizierung nicht in Frage.

Für das im Rahmen der vorliegenden Arbeit eingesetzte Verfahren (Verschneidung getrennter überwachter Klassifizierungen mehrerer Zeitpunkte) wurde ein entsprechender Algorithmus (*Change Detection by **Feature Space Analysis** [FESPA]*) entwickelt, der es erlaubt, eine Analyse der Veränderungen der Einzelklassifizierungen auch in qualitativer Hinsicht vorzunehmen und somit eine Wertung der Veränderungen ermöglicht. Im Kap. 6.2 „Veränderungsanalyse“ wird der entwickelte Verfahrensablauf eingehend erläutert und auf detaillierte Ergebnisse eingegangen.

## 6 Thematische Auswertung – Ergebnisse und Diskussion

### 6.1 Vegetationsklassifizierungen

Die Vegetationsuntersuchungen dienen dem Monitoring der Rekultivierung und der natürlichen Sukzessionsprozesse, die im Rahmen der Renaturierung ablaufen. Es galt, die Erkennbarkeit typischer Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft mit Hilfe unterschiedlicher Fernerkundungssensoren zu analysieren. Dabei wurden die Tagebaue für die vorliegende Arbeit in zwei unterschiedliche Bereiche eingeteilt:

1. offene Tagebaubereiche – Flächen, die im bergbaulich aktiven oder umzugestaltenden Teil des Tagebaues liegen und noch keinen Rekultivierungsmaßnahmen unterzogen wurden
2. rekultivierte und langfristig stillgelegte Tagebaubereiche – Flächen, die bereits rekultiviert wurden oder seit langem einer ungestörten Entwicklung unterliegen

Folgende Hauptkategorien von Vegetationsstrukturen wurden in diesen Bereichen in die Untersuchungen einbezogen:

- Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich
- Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich, die im Rahmen der Renaturierung einer weitestgehend ungestörten Entwicklung unterliegen.
- Grasansaat im rekultivierten Tagebaubereich

Die Beschreibung der Hauptkategorien ist der Tab. 14 zu entnehmen.

Anhand der im Kap. 5.2.1.2 geschilderten Klassifikationsalgorithmen wurden die verschiedenen Fernerkundungsdatensätze auf ihre Eignung hin untersucht, die oben genannten Vegetationsbestände erfassen zu können.

Für die Klassifizierungen kam vorrangig ein *Maximum-Likelihood*-Algorithmus mit vorgeschalteter nichtparametrischer Regel (*Parallelepiped limits*) zur Anwendung (vgl. Kap. 5.2.1.2.1). Bei diesem schrittweisen Verfahren wurden zunächst möglichst viele Pixel aufgrund der nichtparametrischen Regel (*Parallelepiped limits*) klassifiziert und nur diejenigen Pixel, für die sich danach keine eindeutige Zuordnung treffen ließ in einem nächsten Schritt nach dem *Maximum-Likelihood*-Verfahren klassifiziert.

Für ausgewählte Datensätze wurde zusätzlich eine Klassifizierung mittels *SAM*-Algorithmus vorgenommen, um das Potenzial dieser Methode abschätzen zu können. Dabei stand der methodische Vergleich der beiden zur Klassifizierung verwendeten Algorithmen *Maximum-Likelihood*- und *SAM*-Verfahren im Vordergrund.

An einem Fallbeispiel wurde ebenfalls das Potenzial des *Linear spectral unmixing* zur Differenzierung von Bestandsdichten der Vegetationsstrukturen untersucht.

Tab. 14 Analyisierte Hauptkategorien der Vegetation im Tagebau

Vegetationsstruktur	Beschreibung
<p><b>Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich</b></p>  <p>Bsp.: Tagebau Goitsche – Restloch Döbern</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Flächen mit: <ul style="list-style-type: none"> <li>• vegetationsarmen Rohbodenstandorten (Einzelpflanzen)</li> <li>• kryptogamenreichen Rohbodenstandorten (Moos- und Flechtenfluren)</li> <li>• Landreitgras - Beständen</li> <li>• Silbergrasfluren</li> <li>• initialen Birkenvorwäldern</li> <li>• initialen Röhrichten und Seggenrieden</li> </ul> </li> <li>- Ansiedlung auf Kippstrukturen (besonders in Senkenbereichen der Kipprippenflächen)</li> <li>- oftmals sehr lückige Bestände</li> <li>- vorwiegend auf tertiären Substraten oder Mischsubstraten</li> </ul>
<p><b>Grasansaatn im rekultivierten Tagebaubereich (auf Sekundärstandorten)</b></p>  <p>Bsp.: Tagebau Goitsche – Ansaaten auf der Ostböschung des Restloches Döbern</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- artenarmes, gräserdominiertes Ansaatgrünland auf geschobenen Böschungen</li> <li>- vereinzelt auch Ansaat krautreicher Bestände</li> <li>- dienen dem Erosionsschutz und der Böschungsstabilisierung</li> </ul>
<p><b>Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich, die im Rahmen der Renaturierung einer weitestgehend ungestörten Entwicklung unterliegen.</b></p>  <p>Bsp.: Tagebau Goitsche – Verbuschungflächen nördlich des Restloches Innenkippe</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- artenarme und artenreiche Sandtrockenrasen</li> <li>- Ruderalfluren</li> <li>- Gebüsche, Hecken</li> <li>- Vorwälder</li> <li>- Röhrichte und Seggenriede</li> </ul>

### 6.1.1 Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich

Die Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich, die nur ein Übergangstadium vor der einsetzenden Gestaltung und Rekultivierung darstellen, wurden in die Untersuchungen einbezogen, da sie im Rahmen eines Monitorings der Vegetationsentwicklung als Zwischenstadium nicht unbedeutend sind. Diese häufig mehrere Jahrzehnte brachliegenden Flächen können aufgrund der Flächengröße und der Unzugänglichkeit der Gebiete in vielen Feldkartierungen nicht berücksichtigt werden (vgl. Abb. 24 a, b).



a)



b)

Abb. 24 Spontansukzessionsflächen im Tagebau Goitsche  
a) Birkenvorwald im Restloch Bärenhof (23.04.1997)  
b) Einzelgehölze (Birken), Röhrichte und Krautfluren im Restloch Döbern (03.08.2000)

Wie bereits in der Tab. 14 dargestellt, handelt es sich bei den Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich um Einzelpflanzen auf Rohbodenstandorten, Moos- und Flechtenfluren, Landreitgras – Bestände, Silbergrasfluren, initiale Birkenvorwälder, initiale Röhrichte und Seggenriede. Die Ansiedlung erfolgt auf Kippstrukturen insbesondere in Senkenbereichen der Kipprippenflächen. Die Bestände sind lückig und kommen vorwiegend auf tertiären Substraten oder Mischsubstraten vor.

Ziel der Klassifizierungen war, die Erkennbarkeit dieser Bestände für die einzelnen Sensoren zu überprüfen.

Verschiedene Autoren berücksichtigen ebenfalls die Vegetation des offenen Tagebaubereiches; allen ausgewiesenen Klassenbezeichnungen gemeinsam ist dabei die extreme Vegetationsarmut auf großen Flächen dieser Vegetationsstruktur. PARKS et al. (1987) erfasst die Areale als „abgebaute Bergbauböden mit Vegetation unter 20%“. ÖBERG et al. (1992) detektieren ebenfalls die Vegetationsstrukturen der offenen Tagebaubereiche und fassen die Flächen als „kürzlich bergbaulich aktiv – Areale mit geringer Vegetation“ zusammen. Genauere Untergliederungen der Vegetationsstrukturen der offenen Tagebaubereiche werden auch in den o. g. Arbeiten nicht vorgenommen.

In der vorliegenden sollte deshalb die Möglichkeit der inneren Differenzierung der Vegetationsbestände untersucht werden.

Die entsprechenden Trainingsflächen mussten dabei oftmals außerhalb dieses jungen Tagebaubereiches im bereits rekultivierten Bereich ausgewiesen werden, da kaum Reinbestände der Vegetationsformen in geeigneter Größe vorlagen, um eine Definition geeigneter Trainingsflächen vornehmen zu können.

#### 6.1.1.1 Satellitendaten

Die Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich waren zumeist schwer zu klassifizieren. Ihre Kleinflächigkeit, die oftmals geringe Bestandsdichte und das Auftreten innerhalb der morphologisch komplizierten Kipprippenstrukturen gestalteten eine Detektion mittels Fernerkundungsdaten erwartungsgemäß sehr schwierig und brachten keine detaillierten Ergebnisse (vgl. Abb. 25). Die Erkennbarkeit von Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich im Satellitenbild wird in der nachfolgenden Abbildung verdeutlicht. Die oft nur wenige Pixel umfassenden Bestände können dabei nicht sicher unterschieden werden. So sind beispielsweise die Birkenpionierwaldareale, die im Geländefoto (vgl. Abb. 24a) dargestellt sind, im Satellitenbild kaum identifizierbar.

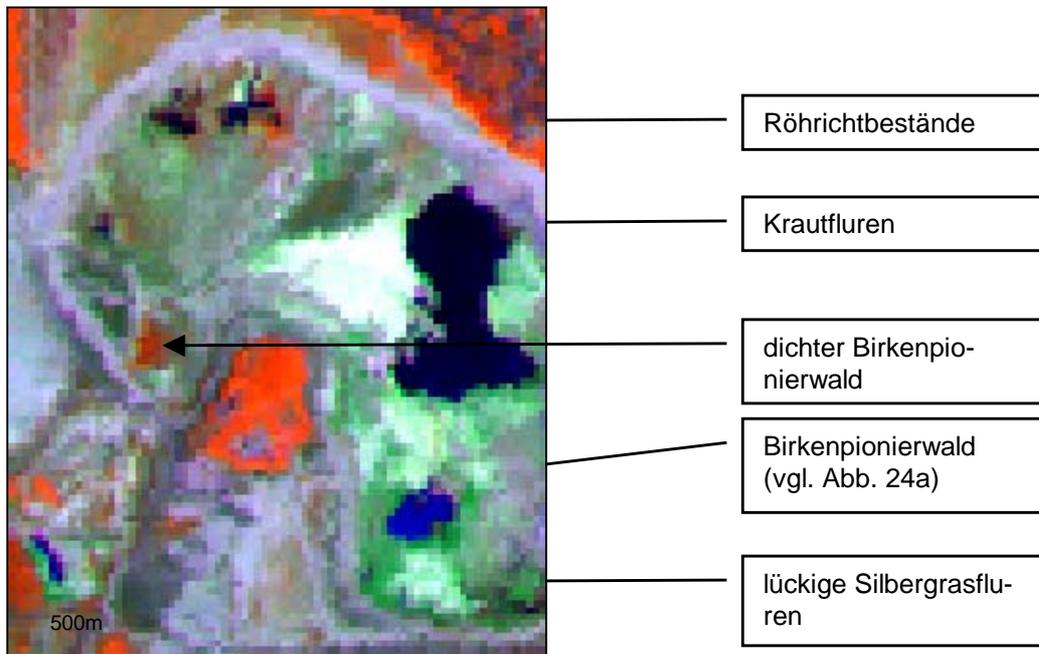


Abb. 25 Darstellung von Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich (Restloch Döbern und Restloch Bärenhof) im Landsat TM-Datensatz vom 08.06.1996 (Kanalkombination 4/5/3 in r/g/b)

Mittels Fernerkundungsdaten der Satellitenbildebene (Landsat5 TM, Landsat7 ETM, SPOT4 und IRS-1C) wurden die Vegetationsbestände im Rahmen der Klassifizierungen des Gesamttagbaubaukomplexes erfasst und den entsprechenden Klassen zugeordnet (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8). Diese nähere Differenzierung weist jedoch eine erhebliche Fehlerrate auf. Eine Trennung der für Spontansukzessionsflächen offener Tagebaubereiche typischen Vegetationsformen war aus Satellitendaten nur bei einer Mindestgröße der Bestände vom Doppelten der Länge der Diagonalen eines Bildelementes (Abtasttheorem nach HABERÄCKER, 1991) möglich. Das bedeutet im Fall der ca. 30 m x 30 m großen Bodenpixel der Landsat5 TM- und -7 ETM-Datensätze eine Länge von ca. 85 m bzw. eine Fläche von 0,72 ha und beispielsweise für die SPOT4-Daten eine Fläche von 0,31 ha. Selbst initiale Birkenvorwaldbestände und Silbergrasfluren konnten nur bei Überschreiten der oben genannten Flächengröße von anderen Vegetationsbeständen dieser Bereiche (z. B. Moos- und Flechtenfluren, Landreitgras-Bestände, Röhrichte und Seggenriede) unterschieden werden. So weist der in der Abb. 25 dargestellte dichte Birkenpionierwald eine Größe von ca. 1 ha auf und konnte aus der Klassifizierung des Landsat5 TM-Datensatzes vom 08.06.1996 fehlerfrei der entsprechenden Klasse zugeordnet werden (vgl. Beiblatt 4). Röhrichte und Seggenriede entlang der jungen Bergbaurestseen innerhalb des offenen Tagebaubereiches stellen eine besondere Problemklasse dar. Ihre geringe Größe, ihr linienhafter Verlauf und die Nähe zu stark durchfeuchteten Uferbereichen sowie Kohleablagerungen am Seerand behinderten eine Detektion.

Mit Hilfe aller Sensoren konnten dichte Vegetationsareale von vegetationsfreien Flächen sicher differenziert werden (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8). Bei

lückigen Vegetationsstrukturen zeigten die Sensoren eine unterschiedliche Eignung zur Klassifizierung. Danach erforderten IRS-1C-Daten zur sicheren Unterscheidung der Vegetationsbestände aufgrund der fehlenden Informationen im SWIR-Wellenlängenbereich einen höheren Bearbeitungsaufwand bei der Erstellung der Signaturen und deren Abgrenzung zueinander. Der mit nur 70m Auflösung zur Verfügung stehende Kanal im SWIR-Wellenlängenbereich musste zwingend berücksichtigt werden, um lückige Vegetationsstrukturen von Sedimente trennen zu können. Die mit 23,5 x 23,5m im grünen-, roten- und NIR-Wellenlängenbereich höhere Auflösung führte zu keinem zusätzlichen Informationsgewinn. Nach abgeschlossener Bearbeitung erlaubten diese Datensätze jedoch gleichwertige Aussagen im Vergleich zu den anderen getesteten Sensoren.

Die Datensätze aller Sensoren erlaubten die korrekte Einordnung des größten Teiles der Vegetationsbestände in die Klasse der „vegetationsarmen Mischsedimente / lückige gräserdominierte Ansaaten“ (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8). Weiterhin kam es zur Zuordnung in die Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen / lückige Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“. Auch diese Einordnung ist für große Teile der Flächen zutreffend. Die Detektion von „artenreichen Sandtrockenrasen“ ist dagegen in diesem Tagebaubereich zumeist nicht zutreffend. Hier fanden vor allem innerhalb von Rippenstrukturen, in Arealen mit feuchteren Substraten und in Bereichen mit verdichtetem Boden (Fahrspuren) Fehlzusordnungen aus der Klasse der „lückigen Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“ statt.

Der Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 wurde vergleichend auch mittels **SAM-Algorithmus** klassifiziert (vgl. Beiblatt 6). Aufgrund der spektralen Ähnlichkeit einiger Klassen (z. B. „artenarme Sandtrockenrasen“ und „lückige Grasansaaen“ oder „gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen“ und „dichte Ansaaten“) konnte bedingt durch das Klassifizierungsverfahren keine Trennung dieser Klassen aufrechterhalten werden (vgl. Anhang 12). Die aggregierten Klassen weisen durchschnittlich wesentlich höhere Genauigkeiten auf als vor der Zusammenfassung.

Die Vegetationsstrukturen des offenen Tagebaubereiches konnten mit Hilfe des SAM-Algorithmus nicht genauer differenziert werden, als es mit dem kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Algorithmus* möglich war (vgl. Beiblatt 5). Da, wie bereits eingangs erwähnt, im offenen Tagebaubereich keine separaten Trainingsgebiete ausgewiesen wurden, sondern die Klassifizierung anhand von Trainingsgebieten außerhalb der jungen Tagebaubereiche durchgeführt wurde, war zu erwarten, dass der Vorteil des SAM-Algorithmus, mit wenigen entfernt liegenden Trainingsgebieten auszukommen, mehr zum Tragen kommt (vgl. Kap. 5.2.1.2.2). Die Genauigkeit der Zuordnung der kleinflächigen Vegetationsstrukturen der offenen Tagebaubereiche wurde nicht verbessert. Klassen, die mittels kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Algorithmus* aufgrund der Beeinflussungsmöglichkeiten der Signaturen differenziert werden konnten, ließen sich mittels SAM-Algorithmus z.T. nicht un-

terscheiden. So konnte keine Trennung der „vegetationsarmen Mischsedimente / lückigen gräserdominierten Ansaaten“ von der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen / lückigen Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“ erreicht werden. Der Anteil der letztgenannten Klasse liegt deutlich höher als dies beim kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus und den Geländekartierungen der Fall war.

Da pixelbasierte Klassifizierungsalgorithmen kleinflächige Vegetationsstrukturen der offenen Tagebaubereiche nur eingeschränkt detektieren können, stellt die Anwendung von Vegetationsindices einen zusätzlichen Ansatz dar, diese Flächen im Rahmen eines Monitorings der Vegetationsentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft zu überwachen. Durch die Zuordnung zu bestimmten Vitalitätsstufen der Vegetation ergeben sich für das Monitoring geeignete Möglichkeiten. Die Berechnung der Vegetationsindices gestattet zwar keine direkten Zuordnungen zu Vegetationsstrukturen oder Biotoptypen, Vegetationsareale können aber erkannt und quantifiziert werden.

Aus der Literatur ist eine Vielzahl von Vegetationsindices bekannt (BANNARI et al., 1995).

Der am meisten verbreitete Vegetationsindex, der „Normalisierte Differenzielle Vegetationsindex“ (NDVI), der von ROUSE et al. (1974) eingeführt wurde, konnte erfolgreich im Rahmen des LENAB-Projektes im Lausitzer Revier angewendet und sein Potenzial für die Überwachung von Bergbaufolgelandschaften aufgezeigt werden (PILARSKI & OPPITZ, 1998).

Aus diesen Gründen wurde der NDVI im Rahmen der vorliegenden Arbeit aus dem Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 für den Tagebaukomplex Goitsche berechnet (vgl. Beiblatt 9).

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

Im Fall des Landsat7 ETM-Datensatzes bedeutet dies:

$$NDVI = \frac{Kanal4 - Kanal3}{Kanal4 + Kanal3}$$

Diese Art der Ratiobildung berechnet für jeden Pixel des Bildes eine reelle Zahl zwischen -1 bis +1. Die NDVI-Werte wurden dann in Gruppen eingeteilt, die bestimmte Vegetationsstadien darstellen. Diese Möglichkeit der Erfassung der Vegetation bietet einen Ansatz, um das Fortschreiten der Vegetationsentwicklung im offenen Tagebaubereich zu verfolgen, ohne direkt auf entsprechende Trainingsgebiete angewiesen zu sein. Dabei können jedoch nur bedingt direkte Rückschlüsse auf die genaue Zugehörigkeit der Vegetation zu entsprechenden Klassen gezogen werden. Die Schwankungen des Vegetationsindex' in Abhängigkeit vom phänologischen Entwicklungszustand gestalten diese Rückschlüsse noch schwieriger. So weist CYR (1993 [in BANNARI et al., 1995]) auf den Nachteil hin, dass es zu Beginn der Wachstumsperiode zu einer Überbewertung des Vegetationsanteiles und am Ende zu einer Unterbewertung kommt.

### 6.1.1.2 Flugzeugscannerdatensätze

Die beiden verwendeten Flugzeugscannerdatensätze (CASI- und HYMAP) ermöglichten im Vergleich zu den Satellitendaten erwartungsgemäß eine wesentlich sicherere Differenzierung der Vegetationsbestände. Aufgrund der Kleingliedrigkeit der Strukturen des offenen Tagebaubereiches ist jedoch von entsprechenden Fehlzugeordnungen auszugehen.

In der Abb. 26 wird die Erkennbarkeit von Spontansukzessionsflächen beispielhaft im HYMAP-Flugzeugscannerdatensatz verdeutlicht. Dargestellt sind Bereiche mit Birkenpioniergehölzen, die als Einzelbäume oder kleine Baumgruppen ausgeprägt sind, Silbergraspionierfluren sowie lückige Hochstaudenfluren.

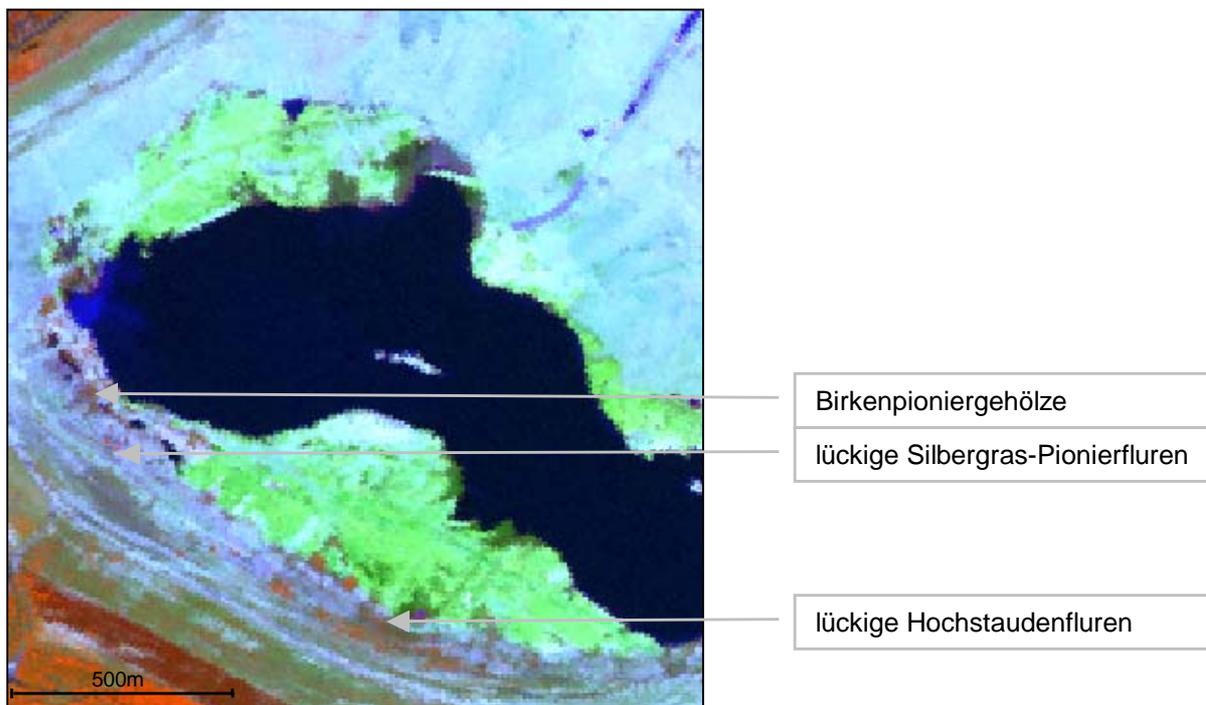


Abb. 26 Darstellung von Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich (Restloch Niermegk) im HYMAP-Flugzeugscannerdatensatz vom 02.09.1998 (Kanalkombination 30/77/15 in r/g/b).

Diese Vegetationsstrukturen wurden als „Laubforst-Jungwuchs (lückiger Bestand)“ bzw. „Laub- und Laubmischforst“, „lückige Grasansaat“ sowie „Hochstaudenfluren“ klassifiziert (vgl. Beiblatt 10 und Beiblatt 11). Die Zuordnungen wurden auf der Grundlage von Trainingsgebieten innerhalb der bereits rekultivierten Tagebaubereiche vorgenommen, da sich Trainingsgebiete in ausreichender Größe innerhalb der Spontansukzessionsflächen im offenen Tagebaubereich nicht ausweisen ließen. Die Klassifizierungen sowohl des HYMAP- als auch des CASI-Flugzeugscannerdatensatzes liefern unter Berücksichtigung dieses Umstandes für die Differenzierung der Bestände wertvolle Informationen, wenngleich von entsprechend erhöhten Fehlzugeordnungen ausgegangen werden muss.

Durch die höhere räumliche und spektrale Auflösung der Flugzeugscannerdaten konnte im Vergleich zu den Satellitendaten somit für mehr Flächen eine qualitative Unterschei-

derung der Vegetationsbestände vorgenommen werden (vgl. Beiblatt 10 und Beiblatt 11). Nur größere zusammenhängende Areale eines Vegetationsbestandes erlauben jedoch eine sichere Differenzierung.

Eine Möglichkeit zur Detektion der Bestände stellt die Berechnung von Vegetationsindices dar. Deren Potenzial zur Analyse der Vegetationsbestände des offenen Tagebaubereiches wurde anhand von Satellitendaten abgeschätzt (vgl. Kap. 6.1.1.1). Entsprechende Voraussetzungen bieten in erweiterter Form auch die Flugzeugscannerdatensätze. Mit Hilfe dieser Daten können gezielt entsprechende optimierte Spektralbereiche zur Berechnung der Vegetationsindices herangezogen werden.

### 6.1.1.3 Fehleranalyse

Die Fehlerkontrolle wurde in diesem Bereich der Tagebaue durch das Fehlen von ausreichend großen Kontrollflächen erschwert. Zudem gestaltete sich die Überprüfung der Klassifizierungen schwierig, da eine genaue Zuordnung der Flächen problematisch war. Orientierungspunkte fehlen in diesem Tagebauteil fast vollständig und alle Kontrollflächen müssen mittels GPS-Vermessung zugeordnet werden. Dadurch sind auch genaue Flächenbilanzen nicht möglich. Die Kontrolle der Klassifizierung musste daher zumeist anhand von Beurteilungstichproben visuell aus Luftbildern erfolgen.

Deutlich zeigte sich, dass bei den Klassifizierungen aus den Satellitendaten die Flächen vorrangig den Klassen „vegetationsarme Mischsedimente / lückige gräserdominierte Ansaaten“ sowie „artenarme Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche“ zugeordnet wurden. Diese Zuordnungen sind zutreffend. Die Klassifizierungsgenauigkeiten der genannten Klassen liegen bei Analyse des Gesamttagbaues für alle Sensoren im Bereich von 75% (vgl. Anhang 9, Anhang 10, Anhang 11). Die häufigsten Abwanderungen finden in die Klasse der „vegetationsfreien Mischsedimente – feucht“ bzw. „artenreichen Sandtrockenrasen“ statt (vgl. Anhang 9). Die Detektion von Birkenvorwäldern, welche häufig im offenen Tagebaubereich vorkommen, wurde zusätzlich zur Fehleranalyse der Gesamtklassifizierungen durch Beurteilungstichproben überprüft. Voraussetzung für die Kennzeichnung war - wie bereits im Kap. 6.1.1.1 erläutert - die ausreichende Größe in Beziehung zur Pixelgröße [Abtasttheorem nach HABERÄCKER (1991)]. Durchschnittlich 80% der Birkenvorwälder wurden mittels Satellitendaten detektiert, wobei einige der Flächen auch als „Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach >70%)“ erfasst wurden.

Die höhere räumliche und spektrale Auflösung der Datensätze der Flugzeugscanner gestatteten, dass mehr Flächen korrekt zugeordnet wurden. Insbesondere Birkenvorwälder wurden qualitativ und quantitativ sicherer detektiert. Überschneidungen existieren zwischen „Hochstaudenfluren mit hohem Deckungsgrad“ und „dichten gräserdominierten Ansaaten“.

#### 6.1.1.4 Teilzusammenfassung

- ⇒ Zu der Vegetation der offenen Tagebaubereiche existieren nur wenige Informationen. Wenngleich für diese Bereiche die Rekultivierung noch durchgeführt werden muss, unterliegen diese Areale oftmals viele Jahre der natürlichen Sukzession, wobei sich zum Teil ökologisch relevante Vegetationsstrukturen und Lebensräume ausprägen können.
- ⇒ Die innere Differenzierung der Vegetationsbestände war in begrenztem Umfang bei ausreichender Größe der Strukturen bereits auf der Ebene der Satellitendaten möglich.
- ⇒ Aufgrund der Kleinflächigkeit und der geringen Dichte der Bestände ist eine Detektion mittels Satellitendaten erwartungsgemäß nur in eingeschränktem Maße möglich. Die Ausweisung von Trainingsgebieten gestaltete sich schwierig.
- ⇒ Mittels aller Sensoren konnten im Bereich des offenen Tagebaus Vegetationsbestände von vegetationsfreien Flächen abgegrenzt werden.
- ⇒ Nur bei ausreichender Größe der Bestände war eine weitestgehende Differenzierung der Klassen „vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat“, „artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche“ und „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)“ bei Tolerierung einer Fehlerrate von ca. 25% möglich.
- ⇒ Flugzeugscannerdatensätze erlauben durch ihre höhere räumliche und spektrale Auflösung eine wesentlich sicherere qualitative und quantitative Detektion der Vegetationsstrukturen. Zudem ist durch ihren Einsatz die Bestimmung von Vegetationsanteilen unter Einbeziehung der Methode des *Linear spectral unmixing* möglich.
- ⇒ Die Möglichkeiten der Verbesserung einer Vegetationsdifferenzierung der offenen Tagebaubereiche wurden durch Einsatz des NDVI analysiert. Die Einbeziehung des NDVI erlaubt, das Fortschreiten der Vegetationsentwicklung zu verfolgen. Direkte Rückschlüsse auf die Zugehörigkeit zu den entsprechenden Vegetationsklassen waren nur bedingt zu ziehen.
- ⇒ Die Ausweisung von Vegetationsbeständen aus Klassifizierungen der Satelliten- und Flugzeugscannerdaten sowie dem NDVI- auch ohne eine nähere Differenzierung - stellt dennoch einen erheblichen Informationsgewinn dar.

#### 6.1.2 Grasansaat im rekultivierten Tagebaubereich

Die Ansaatgrünländer, die dem Erosionsschutz und der Böschungsstabilisierung dienen, kommen großflächig auf den geschobenen Böschungen im rekultivierten Tagebaubereich vor. Es handelt sich dabei vorwiegend um artenarme und gräserdominierte Ansaatgrünländer (vgl. Abb. 27 a), die im Jungstadium sehr geringe Bestandsdichten aufweisen. Die nur vereinzelt auftretenden krautreicheren Ansaaten (vgl. Abb. 27 b) sowie ältere Bestände sind durch einen deutlich dichteren Bewuchs gekennzeichnet (vgl. Tab. 14).

Vorwiegend die flachen Böschungen oberhalb der zukünftigen Wasserlinien der Restseen sind durch artenarme und gräserdominierte Ansaaten geprägt.



a)



b)

Abb. 27 Ansaaten im Tagebau Goitsche  
a) gräserdominierte Ansaat auf der Ostböschung des Restloches Döbern (dichter Schwingelbestand) (10.06.1997)  
b) krautreiche Ansaat (mit Mulchabdeckung, 4 Jahre alt, Restloch Holzweißig-West) (30.08.2000)

Andere Autoren wie z. B. IRONS et al. (1980) untergliedern ihre Klassifikationen für Bergbaugebiete in 3 Stufen (Level I-III) und erfassen im Level III für die rekultivierten Bereiche die Klassen „Gras“ und „Bäume“. Diese Klassen werden jedoch nicht weiter differenziert. Die Erfassung von Grasansaaten innerhalb von Tagebauflächen wird bei Klassifizierungen zu- meist nicht berücksichtigt. Die Möglichkeiten der Detektion von „Grasslands“ außerhalb von Bergbaufolgelandschaften stehen im Mittelpunkt einer Vielzahl von Arbeiten, wobei vorwie-

gend die Bestimmung der Biomasse und das Weidelandmanagement im Vordergrund stehen (vgl. Kap. 1.1). Aufgrund der vorhandenen Ähnlichkeiten (Artenspektrum, Habitus, Spektralcharakteristika) sind Vergleiche im Methodenspektrum zulässig.

Ziel der Klassifizierungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit war die Erfassung der Ansaatflächen und deren innere Differenzierung, um insbesondere Ausfallbereiche detektieren zu können.

Die Trainingsflächen wurden durch Eigenkartierungen erfasst und charakterisiert sowie teilweise mittels GPS-Messungen verortet.

#### 6.1.2.1 Satellitendaten

Die Abb. 28 zeigt Grasansaatflächen im Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 im Bereich der Restlöcher Mühlbeck und Niemeck. Die lückigen und geschlossenen großflächigen Grasansaatflächen sind in den Bilddaten deutlich erkennbar.



Abb. 28 Darstellung von Ansaatflächen im Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 (Restlöcher Niemeck und Mühlbeck; Kanalkombination 4/5/3 in r/g/b)

Auch die Ergebnisse der Klassifizierungen mittels **kombiniertem Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Algorithmus** zeigen, dass mit Landsat-, IRS 1C- und SPOT4-Datensätzen die mit Grasansaat versehenen Böschungen identifizierbar sind (vgl. Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8). Die geschobenen Böschungen oberhalb der künftigen Wasserlinie der Tagebaurestseen, die die entsprechenden Grasansaatflächen tragen, zeichnen sich dabei gut ab.

Die Bereiche der geschobenen Böschungen, die später unterhalb der Wasserlinie liegen, sind vorwiegend vegetationsfrei und ebenfalls deutlich auszuweisen.

Eine Trennung der Grasansaaften von anderen Vegetationsbeständen ist möglich. Die artenarmen und gräserdominierten Ansaatgrünländer weisen im Jungstadium aufgrund ihrer sehr geringen Bestandsdichte Überschneidungen zu den artenarmen Sandtrockenrasenarealen und den vegetationsarmen Mischsedimenten auf. Nach Analyse der Signaturen und Histogramme (vgl. Kap. 5.2.1.1) erfolgte aufgrund dieser Ähnlichkeiten eine Zusammenfassung der vorläufigen Klassen „vegetationsarme Mischsedimente“ und „lückige gräserdominierte Ansaaten“ zu der neuen Klasse „vegetationsarme Mischsedimente / lückige gräserdominierte Ansaaten“ (vgl. Tab. 18).

Ältere Bestände, die bereits einen dichteren Bewuchs tragen, sowie krautreiche Ansaaten sind leichter erfassbar, jedoch existieren Überschneidungen zur Klasse der „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“.

Eine innere Differenzierung der Ansaatflächen in dichte und lückige Bestände kann aus den Daten aller verwendeten Sensoren vorgenommen werden (vgl. Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8).

Ausfallbereiche innerhalb der Ansaatflächen waren mittels Satellitendaten nur dann identifizierbar, wenn große Areale betroffen waren. Wie bereits im Kap. 6.1.1.1 erläutert, ist die Erkennbarkeit der Ausfallbereiche von der Pixelgröße der Satellitendaten abhängig und lässt sich auf das Doppelte der Länge der Diagonalen eines Bildelementes festlegen.

Gerade im Übergangsbereich von geschobenen Böschungen mit Ansaaten und geschobenen Böschungen ohne Ansaaten sind Ausfallbereiche schwer identifizierbar, insbesondere dann, wenn ein ungünstiger Überflugzeitpunkt im saisonalen Jahresverlauf ausgewertet wird. Befindet sich die Vegetation bereits in einem relativ trockenen Zustand mit geringer Vitalität kann eine Abwanderung in die Klasse der „vegetationsfreien Mischsedimente“ stattfinden und Ausfallbereiche sind schlechter zu lokalisieren. Sollen Auswertungen speziell zu Ansaatflächen erfolgen, so ist demnach ein zeitiger Aufnahmezeitpunkt im Verlauf der jährlichen Vegetationsperiode (Juni-Juli) zu bevorzugen. Die von CYR (1993 [in BANNARI et al., 1995]) getroffene Aussage, dass es am Ende der Wachstumsperiode zu einer Unterbewertung des Vegetationsanteiles kommt, bestätigt diese Feststellung.

Im Rahmen der **SAM-Klassifizierung** des Gesamttagebaukomplexes Goitsche aus dem Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 wurden auch die Ansaatflächen erfasst (vgl. Beiblatt 6). Im Unterschied zum kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus konnten die dichten Ansaaten an den Böschungen im Bereich der Ortschaft Pouch nicht eindeutig von den „artenreichen Sandtrockenrasen“ sowie „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ in anderen Tagebauteilen getrennt werden. Die Klassen mussten daher zur Klasse der „arten-, gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen/ gräserdominierten Ansaaten“ zusammengefasst werden (vgl. Anhang 12). Auch die Klasse der „vegetati-

onsarmen Mischsedimente /lückigen gräserdominierten Ansaaten“ wies eine erhebliche Fehlerquote auf (43%) und mussten mit der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen/ lückigen Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“ aggregiert werden (vgl. Anhang 12).

Der Grund für die notwendigen Zusammenfassungen ist im Klassifizierungsalgorithmus des SAM-Verfahrens zu sehen. Spektral ähnliche Klassen befinden sich im gleichen Spektralwinkel vom Koordinatenursprung und können folglich nicht unterschieden werden.

#### 6.1.2.2 Flugzeugscannerdaten

Aus den Flugzeugscannerdatensätzen lassen sich erwartungsgemäß ebenfalls dichte und lückige Bestände unterscheiden (vgl. Abb. 29).

Die mit dem *Maximum-Likelihood*-Algorithmus mit vorgeschalteter nichtparametrischer Regel (*Parallelepiped limits*) klassifizierten CASI- und HYMAP-Flugzeugscannerdatensätze erlauben aufgrund ihrer höheren räumlichen Auflösung jedoch eine wesentlich detailliertere Erfassung auch kleinerer Ausfallbereiche innerhalb von Ansaatflächen sowie eine wesentlich genauere Grenzfindung zu den Arealen von vegetationsarmen Mischsedimenten (vgl. Beiblatt 10, Beiblatt 11).

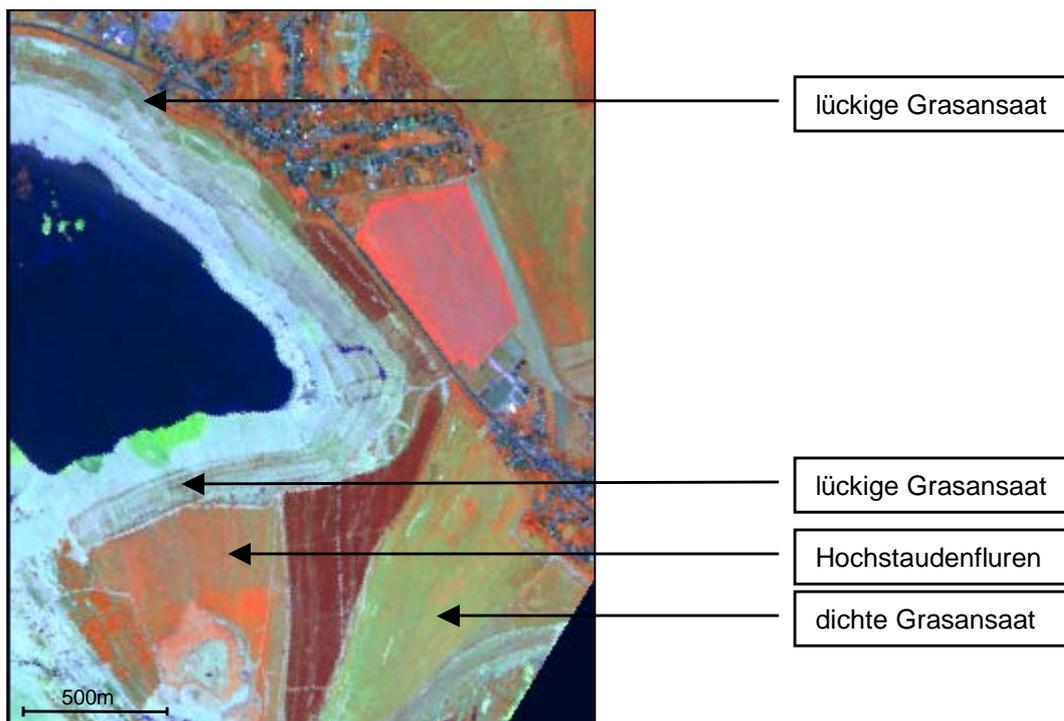


Abb. 29 Darstellung von Ansaatflächen in HYMAP-Flugzeugscannerdaten vom 02.09.1998 (Restloch Mühlbeck; Kanalkombination 30/77/15 in r/g/b)

Die bei den Satellitendaten festgestellten Abhängigkeiten vom Überflugzeitpunkt waren bei den Flugzeugscannerdaten nicht so deutlich ausgeprägt. Die höhere räumliche und insbesondere spektrale Auflösung dieser Datensätze ist hierfür verantwortlich. Ansaatbestände mit jahreszeitlich bedingter abnehmender Vitalität (Ansaatkulturen im Spätsommer) können hierdurch noch besser vom Bodensignal unterschieden werden (als dies bei Landsat TM-

Daten zu einem vergleichbaren Aufnahmezeitpunkt möglich war), was eine bessere Trennung der lückigen Ansaatflächen von vegetationsfreien Böschungen ermöglicht (vgl. Beiblatt 5, Beiblatt 10). So konnte beispielsweise die Klassifizierung aus dem HYMAP-Datensatz vom 02.09.1998 eine ausreichend genaue Trennung der Grasanssaten von den anderen Vegetationsstrukturen sowie die Differenzierung in lückige und dichte Bestände gewährleisten (vgl. Beiblatt 11).

Eine Abgrenzung der Grasanssaten zu den Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen konnte mit Hilfe des oben genannten HYMAP-Datensatzes ebenfalls sicher erfolgen, was mit der hohen spektralen Informationsdichte der HYMAP-Daten begründet werden kann.

Anhand der Ansaatflächen wurde das Anwendungspotenzial der Mischpixelmodellierung (*Linear spectral unmixing*) unter Nutzung hyperspektraler Flugzeugscannerdaten zur Bestimmung der Vegetationsdichte eingehender untersucht (vgl. Kap. 5.2.2). Diese Methode wurde erfolgreich u.a. von HILL (1998), HILL et al. (1998), JACOBSEN et al. (1998), STRUB et al. (1998), GARCIA-HARO et al. (1997), GARCIA-HARO et al. (1999) und DRAKE et al. (1999) angewandt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Vegetationsdichten der Ansaatgrünländer anhand der CASI-Flugzeugscannerdaten vom 14.08.2000 unter Anwendung dieser Methode ausgewertet. Die Auswahl der Pixel für die Bestimmung der Spektren der *Endmember* erfolgte in den Bilddatensätzen anhand der Geländekartierungen. In Form von *ROI's (Regions of interest)* wurden typische Pixel zur *Endmember*-Definition herangezogen. Dabei wurde die *Endmember*-Definition durch die Berechnung des *Spectral-purity-index* überprüft und gegebenenfalls korrigiert, welches eine Vorgehensweise ist, die auch von VAN DER MEER (1999) für die Definition der *Endmember* vorgeschlagen wird.

In die Berechnung gingen die Kanäle 6-40 des CASI-Datensatzes ein. Die Berechnung der Abundanzen für die *Endmember* erfolgte mit verschiedenen Programmparametern sowohl im *Constraint mode* wie auch im *Unconstraint mode*. Durch die Kontrolle des *Error images* konnten die Parameter des Verfahrens optimiert werden.

Die Abb. 30 zeigt einen Ausschnitt aus dem hyperspektralen CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 im Bereich der Ortschaft Bitterfeld (Restloch Niemeck), für den im Folgenden die Ergebnisse des *Linear spectral unmixings* dargestellt werden.

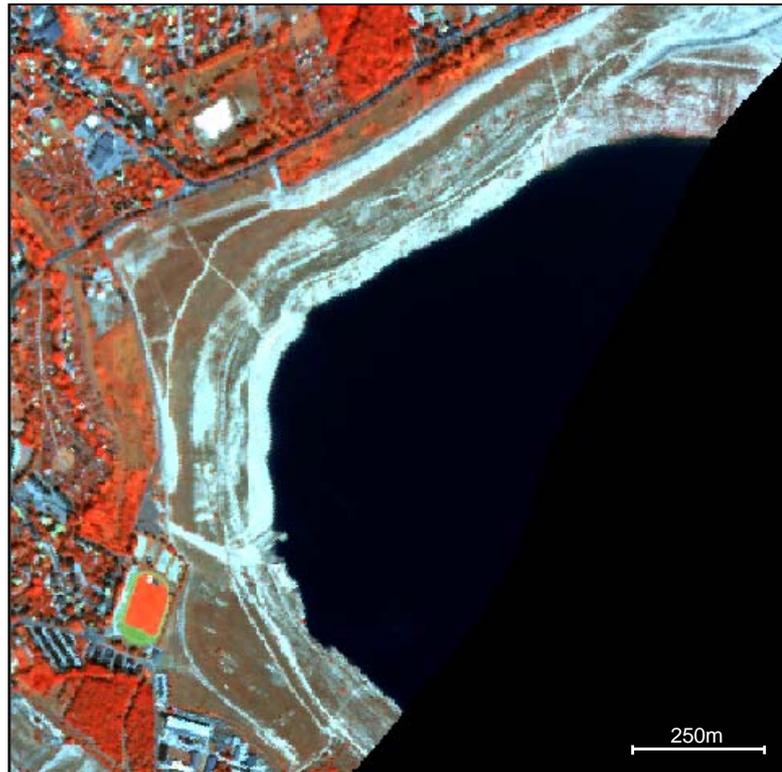


Abb. 30 Bildausschnitt aus dem hyperspektralen CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 vom Restloch Niemege (Kanalkombination 35/25/15 in r/g/b)

Die Berechnungen erfolgten, wie oben beschrieben, anhand der im Bilddatensatz ausgewiesenen *Endmember* für Mischsubstrat und Grasansaat (vgl. Abb. 31).

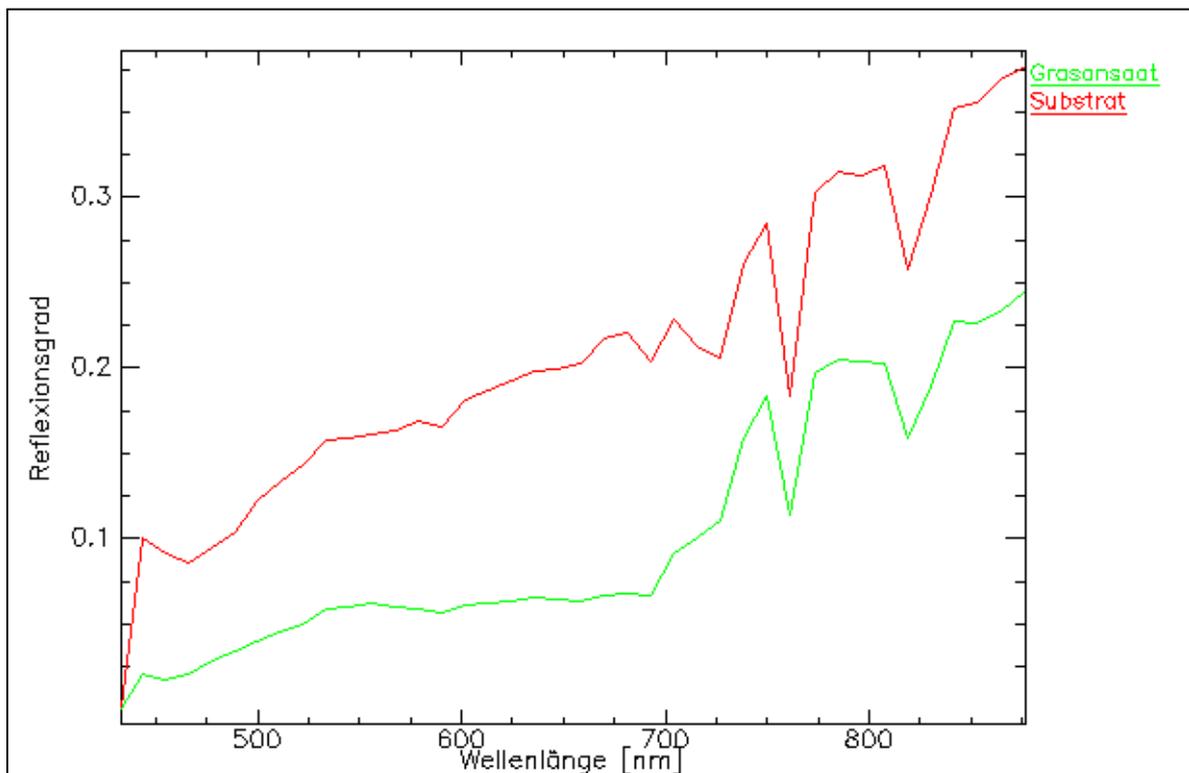


Abb. 31 Spektren der *Endmember* für das *Linear spectral unmixing* der Ansaatflächen

Das Ergebnis der im *Constraint mode* berechneten Abundanzen der Komponenten Mischsubstrat und Grasansaat wird in der Falschfarbendarstellung verdeutlicht (vgl. Abb. 32). Die RGB-Codierung der Farben erfolgte dabei so, dass der Farbe Rot der Komponentenanteil des Substrates, der Farbe Grün die Ansaaten und der Farbe Blau die Modellierungsfehler zugewiesen wurden. Das Ergebnis ist nur in dem Gelb abgegrenzten Teil des Datensatzes interpretierbar, da nur in diesem Teil des Bildes davon ausgegangen werden kann, dass die beiden definierten *Endmember* die alleinigen Komponenten darstellen. Im übrigen Teil steigt der Modellierungsfehler entsprechend an, da hier nicht alle *Endmember* definiert wurden. So liegt er im Bereich der Ansaatflächen bei unter 2% (vgl. Abb. 33) und steigt außerhalb des abgegrenzten Arealen deutlich an.



Abb. 32 RGB-Composite image aus den Abundanzen Mischsubstrat und Grasansaat sowie dem Modellierungsfehler  
(Rot – Mischsubstrat  
Grün – Grasansaat  
Blau – Modellierungsfehler)

Ein Vorteil des *Linear spectral unmixing* besteht in der Möglichkeit der Ermittlung der Anteile von Oberflächenkomponenten, in diesem Fall der der Grasansaat. Die Analyse der Bestandsdichten auf den Ansaatflächen kann in einem Profilschnitt durch das Ergebnisbild des *Linear spectral unmixings* verdeutlicht werden (vgl. Abb. 33). Bei dichten Ansaatflächen, die einen hohen Deckungsgrad an Vegetation aufweisen, wurden Komponentenanteile dieser von 80-90% ermittelt. Bereiche offener Substrate besitzen beinahe 100% Komponentenanteile.

teil an Mischsubstrat. Bei lückigen Ansaatbereichen im mittleren Teil des Profils variieren die Anteile der beiden Komponenten zwischen 40 und 60% und erreichen in der Summe 100%.

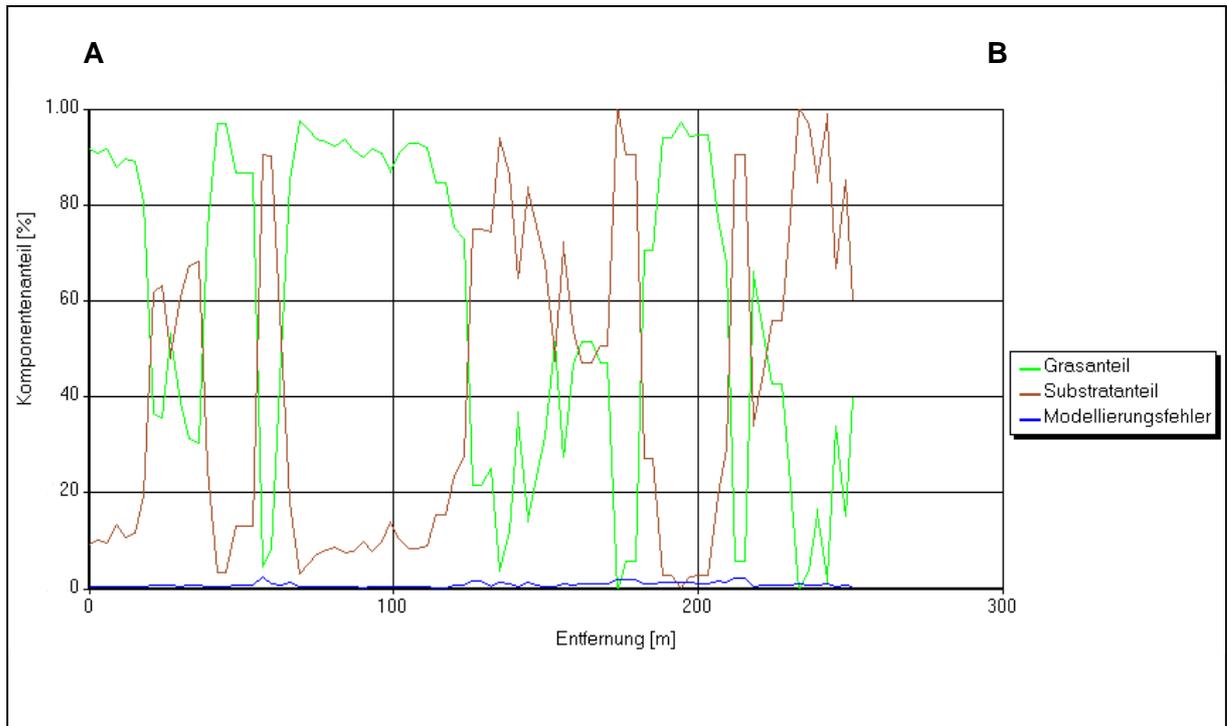


Abb. 33 Profil durch das Abundanzbild der Ansaatflächen

Bestandsdichteschwankungen, wie sie innerhalb von Ansaatflächen auftreten, lassen sich gut mit Hilfe der vorgestellten Methode erfassen.

Bei Vorhandensein der entsprechenden *Endmember* eignet sich die Methode des *Linear spectral unmixings* sehr gut, um mittels hyperspektraler Datensätze Detailanalysen für spezifische Vegetationsstrukturen vornehmen zu können. Die Definition der geeigneten reinen *Endmember* stellt dabei eine der wichtigsten Voraussetzungen dar und ist als eine der Hauptfehlerquellen des Verfahrens anzusehen. Die Generierung der reinen *Endmember* aus den Bilddaten hat im Rahmen dieses Verfahrens ihre Grenzen (GARCIA-HARO et al., 1999).

Durch Einbeziehung der Geländespektren der *Endmember*, die idealerweise zum entsprechenden Überflugzeitpunkt gemessen werden sollten, wäre eine genauere Definition der *Endmember* möglich. Dies setzt allerdings voraus, dass bei den Feldmessungen nur reine *Endmember*-Spektren erzeugt werden dürfen, was für Vegetationstrukturen mit entsprechenden Problemem (beispielsweise Sicherstellung der Aufnahme des Spektrums von nur einem Grashorst ohne durchscheinendes Bodensignal) verbunden ist.

### 6.1.2.3 Fehleranalyse

Die Fehleranalyse zeigte, dass bei den Satellitendaten Probleme bei der Abgrenzung der Grasansaat zu Spontansukzessionsflächen mit spärlichem Bewuchs („vegetationsarme Mischsedimente“) auftraten, die sich in Abhängigkeit von ihrer Bewuchsdichte nur schwer von den lückigen Ansaatbeständen trennen ließen. Die in der Arbeitsphase geplante Tren-

nung wurde aufgegeben und die oben erwähnte Klasse „vegetationsarme Mischsedimente/ lückige gräserdominierte Ansaaten“ eingeführt (vgl. Kap. 6.1.2.1). Ebenfalls traten Abgrenzungsprobleme zu den Klassen der „artenarmen Sandtrockenrasen“, die vorwiegend Silbergras-bestimmt sind, und der „vegetationsfreien Mischsedimenten-feucht“, auf, was zu einer erhöhten Ungenauigkeit der Klassifizierung führte. So beträgt beispielsweise die Klassifizierungsgenauigkeit der Klasse der „vegetationsarmen Mischsedimente/ lückigen gräserdominierten Ansaaten“ im Landsat7 ETM-Datensatz (14.08.2000) 78,7% (vgl. Anhang 9). Im Fall der *Maximum-Likelihood*-Klassifizierungen erfolgte keine Zusammenfassung der Klassen, da die artenarmen Sandtrockenrasenbestände von hoher Naturschutzrelevanz sind und die oben aufgeführte Klassifizierungsgenauigkeit dennoch als ausreichend erachtet werden kann.

Bei Anwendung des SAM-Algorithmus mit einem Fehler von 50% mussten die Klassen jedoch zusammengefasst werden. Die sich dabei ergebende Genauigkeit betrug 78,9% für die aggregierte Klasse, die die vegetationsarmen Mischsedimente, die lückigen gräserdominierten Ansaaten sowie die artenarmen Sandtrockenrasenbestände in sich vereint (vgl. Anhang 13).

Die Kontrolle der Klassifizierungen zeigte weiterhin Schwierigkeiten bei der Trennung von dichten, sehr krautreichen Ansaatbeständen zu artenreichen Sandtrockenrasenbeständen. Hierfür ist ein zum Teil ähnliches Artenpotenzial verantwortlich. Bei Anwendung des *Maximum-Likelihood*-Klassifizierungsalgorithmus konnte für die Klasse der „gräserdominierten Ansaaten“ eine Genauigkeit von 79,4% erreicht werden (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000). Der SAM-Algorithmus konnte die Klassen der „artenreichen Sandtrockenrasen“ sowie „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ nicht von den „gräserdominierten Ansaaten“ trennen. Die Klassen mussten daher zur Klasse der „arten- und staudenreichen Sandtrockenrasen/ gräserdominierten Ansaaten“ zusammengefasst werden, für die eine Genauigkeit von 91,1% erzielt wurde (vgl. Anhang 12, Anhang 13).

Bei den Flugzeugscannerdatensätzen ergaben sich im Rahmen der Klassifizierungskontrolle generell deutlich geringere Fehlerquoten, was mit der höheren räumlichen und spektralen Auflösung dieser Datensätze begründet werden kann. Insbesondere die lückigen Grasansaaften konnten sicherer von den vegetationsfreien Mischsedimenten abgegrenzt werden. So wurde beispielsweise im Rahmen der Klassifizierung des HYMAP-Datensatzes eine Genauigkeit von 87% erreicht. Dichte Ansaatflächen wurden mit einer Genauigkeit von 90% erfasst.

Das im Rahmen der Analysen der Ansaatflächen durchgeführte *Linear spectral unmixing* von Grasansaaften und vegetationsfreien Sedimenten mittels hyperspektraler CASI-Daten zur Untersuchung von Bestandsdichten konnte gute Resultate erzielen. Der Modellierungsfehler betrug innerhalb der untersuchten reinen Ansaatflächen unter 2%.

#### 6.1.2.4 Teilzusammenfassung

- ⇒ Die großflächig auf den geschobenen Böschungen angesiedelten vorwiegend artenarmen und gräserdominierten Ansaatgrünländer, die dem Erosionsschutz und der Böschungsgestaltung dienen, sind mittels aller getesteter Sensoren detektierbar.
- ⇒ Eine Abgrenzung von anderen Vegetationsstrukturen im Tagebau sowie ihre innere Differenzierung ist in Abhängigkeit vom Sensor und der damit verbundenen geometrischen und spektralen Auflösung sowie dem angewendeten Klassifizierungsalgorithmus möglich.
- ⇒ Eine Untergliederung in dichte und lückige Bestände konnte mit Hilfe aller getesteter Sensoren vorgenommen werden.
- ⇒ Eine Unterscheidung der lückigen gräserdominierten Ansaatflächen von Arealen mit vegetationsarmen Mischsedimenten (annuelle Fluren) war mittels Satellitendaten nicht möglich, so dass die Klasse „vegetationsarme Mischsedimente/ lückige gräserdominierte Ansaaten“ gebildet werden musste.
- ⇒ Fehlzuzuweisungen traten aus der Klasse der „vegetationsarmen Mischsedimente/ lückigen gräserdominierten Ansaaten“ in die Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen/ lückigen Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche“ sowie aus der Klasse der dichten „gräserdominierten Ansaaten“ in die Klasse der „artenreichen Sandtrockenrasen“ auf. So betragen die für die unter Anwendung des kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus klassifizierten Satellitendatensätze ermittelten Genauigkeiten durchschnittlich 78% für die Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen/ lückigen Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“ und 80% für die Klasse der dichten „gräserdominierten Ansaaten“.
- ⇒ Der *SAM*-Algorithmus erbrachte für spektral ähnliche Klassen bei gleicher Klassenanzahl deutlich geringere Genauigkeiten. Erst nach Aggregation entsprechender Klassen konnten gleichwertige Genauigkeiten erzielt werden.
- ⇒ Mittels Flugzeugscannerdatensätzen konnten die Grasansaaften optimal detektiert werden. Die höhere spektrale Auflösung gestattete eine sicherere Abgrenzung zu den artenreicheren Ruderalfluren.
- ⇒ In Abhängigkeit von der Auflösung der verwendeten Daten wurden Ausfallbereiche innerhalb der Ansaaten mit unterschiedlicher Qualität erfasst. Die untersuchten Datensätze der Satellitenebene ließen die Erfassung großer Ausfallbereiche zu. Eine wesentliche Verbesserung der Identifizierung von Vegetationsausfällen innerhalb der Ansaaten ließ sich unter Einbeziehung der getesteten Flugzeugscannerdaten erreichen.
- ⇒ Mittels *Linear spectral unmixing* konnten die Bestanddichteschwankungen innerhalb der Grasansaatflächen gut erfasst werden. Hier ist ein erhebliches Potenzial der hyperspektralen Flugzeugscannerdatensätze zur Kontrolle der Sanierungsmaßnahmen vorhanden.

### 6.1.3 Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich

Bei den Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich, die im Rahmen der Renaturierung einer weitestgehend ungestörten Entwicklung unterliegen, handelt es sich vorwiegend um artenarme und artenreiche ausdauernde Sandtrockenrasen, Heiden, Gebüsche, Hecken, Vorwaldbestände sowie Röhrichte und Seggenriede (vgl. Tab. 14).

In der Literatur finden sich für diese Sukzessionsbestände zumeist keine detaillierten Klassifizierungen aus Fernerkundungsdaten. Die bereits erwähnte Unterteilung der Klassifikationen für Bergbaugebiete in 3 Stufen (Level I-III) von IRONS et al. (1980) erfasst im Level III für die rekultivierten Bereiche die Klassen „Gras“ und „Bäume“.

In der Arbeit von PRAKASH & GUPTA (1998) unterscheiden im Rahmen der Veränderungsanalyse von Tagebauflächen in Indien die Vegetation lediglich in „dichte“ und „spärliche“ Vegetation.

Von SCHMIDT & GLÄßER (1998) erfolgt eine Unterteilung der rekultivierten Flächen in Tagebauen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers durch *Maximum-Likelihood*-Klassifizierungen. Dabei werden die Klassen „Initialstadium der Sukzession“, „Strauchbestände“ und „junge Baumbestände“ ausgewiesen.

PILARSKI et al. (1998 a) kennzeichnen in ihrer Arbeit zum Aufbau eines GIS zur Überwachung der Lausitzer Braunkohlentagebaue anhand typischer NDVI-Bereiche verschiedene Sukzessionsbiotope. In weiterführenden Arbeiten von PILARSKI et al. (1998 b) werden mittels *Maximum-Likelihood*-Algorithmus Landbedeckungstypen der Braunkohlentagebaue klassifiziert. Dabei werden die Sukzessionsbestände in „dichte verdorrte Vegetation“ und „Primärvegetation“ sowie Laubwaldtypen verschiedener Dichtegrade untergliedert. Testweise werden mittels CASI-Flugzeugscannerdaten differenzierte Landbedeckungsklassen von naturnahen Bereichen unterschieden. Dabei werden Klassen wie „Landreitgras-Bestände“, „Sandlinsen mit Silbergras“ sowie „Gräser, Kräuter, Mosse“ detektiert.

Das Ziel der Klassifizierungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit war die Ermittlung des Potenzials der verschiedenen Sensoren für die Erkennbarkeit der eingangs aufgeführten, naturschutzrelevanten und aus der Sicht eines Langzeitmonitorings wichtigen Bestände sowie deren innere Differenzierung.

Die wichtigsten Testflächen zur Bewertung der Sensoreignung für die Detektion der Sukzessionsflächen waren die ausgedehnten Sandtrockenrasenflächen im Tagebau Goitsche. Diese stellen zum einen aufgrund ihrer ungestörten Entwicklung über lange Zeiträume (30 Jahre) und zum anderen wegen der Vielzahl geeigneter Kartierungen von als Trainingsflächen (vgl. Kap. 4.1.2) nutzbaren Vegetationsbeständen einen idealen Testfall für diese Aufgabenstellung dar.

Dass die Trockenrasen einen bedeutenden Sukzessionstypen im rekultivierten Tagebaubereich bilden und daher als Fallbeispiel ausgewählt wurden, zeigt die bereits in Kap. 2.7.2.3 dargestellte Bedeutung der Arten des Wirtschaftsgrünlandes und der Halbtrocken- und Trockenrasen, die mit 32% in der Bergbaufolgelandschaft vertreten sind.

Zudem erfolgte eine Analyse der „Röhricht- und Seggenriedbestände“ im Tagebau Muldenstein hinsichtlich der Möglichkeiten ihrer Erfassung. In diesem bereits völlig rekultivierten und in die Landschaft weitestgehend integrierten Tagebau liegen Röhricht- und Seggenriedareale in ausreichender Größe vor.

Die „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ wurden innerhalb des Tagebaukomplexes Goitsche im Bereich der Hochhalde des Tagebaues Holzweißig untersucht.

Abweichend von der bisherigen Vorgehensweise wurden die Sukzessionsflächen zunächst aus den Flugzeugscannerdaten klassifiziert. Ferner war zu prüfen, inwieweit derart kleingliedrige Bestände aus Satellitendaten detektiert werden können. Die aus den Flugzeugscannerdaten abgeleiteten, detaillierteren Klassen sollten dann bei Bedarf für die Klassifizierung der Satellitendaten entsprechend aggregiert werden.

#### 6.1.3.1 Sandtrockenrasen

Auf den ausgedehnten Sandtrockenrasenflächen im Tagebaubereich Holzweißig – Sandtrockenrasen bei Petersroda - (südwestlicher Bereich des Tagebaukomplexes Goitsche) ist die Sukzessionsfolge durch vegetationskundliche Arbeiten bis auf die Ebene von Einheiten analysiert.

Die Sukzession vollzieht sich in Abhängigkeit von den pH-Werten und dem Nährstoffgehalt der Substrate von „artenarmen Silbergras-Pionierfluren“, über „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaften“ und „Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ bis hin zu „ruderalen Trockenrasen“ (vgl. Abb. 34).

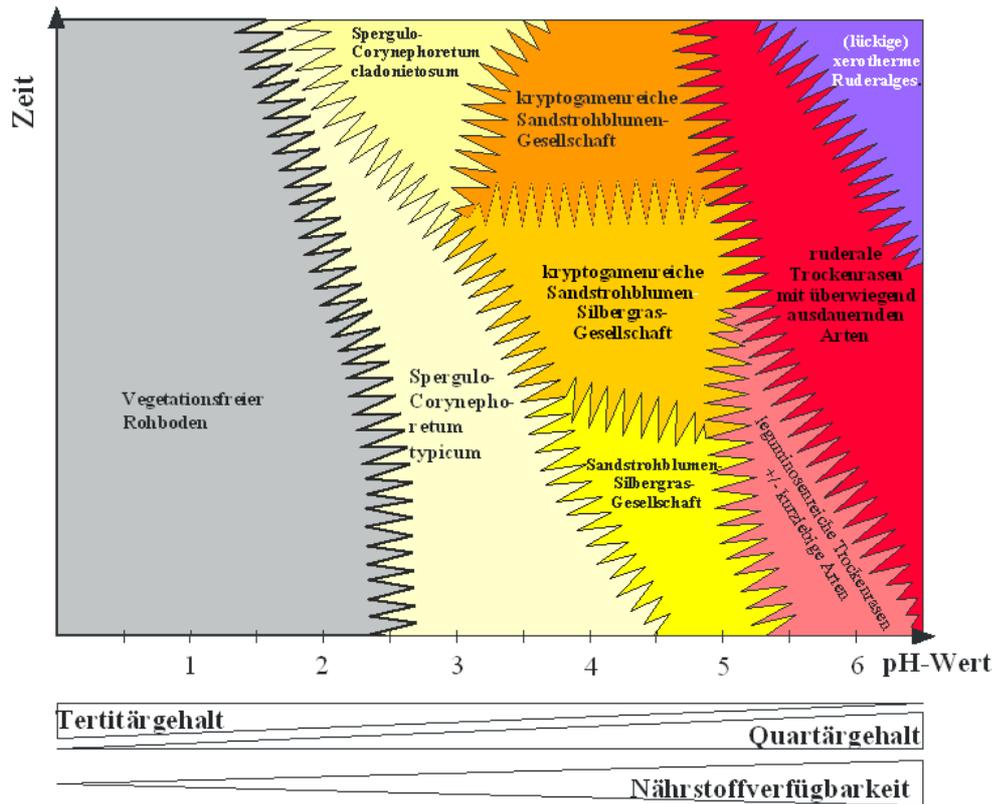


Abb. 34 Standörtliche und zeitliche Differenzierung der Sandtrockenrasen im Tagebau Goitsche (aus FROMM et al., 2002)

Eine ausführliche Charakterisierung der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens findet sich in der nachfolgenden Tab. 15.

Tab. 15 Charakterisierung der Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen

Vegetationsstruktur	Geländefoto
<p><b>Artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft (COR)</b>                      [<i>Spergulo-Corynephoretum canescenti typicum</i> Tx.]</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• artenarm</li> <li>• fast ausschließlich durch Silbergras geprägt</li> <li>• Krautschichtdeckung sehr gering (&lt; 30 %)</li> <li>• Substrate extrem nährstoffarm</li> <li>• pH-Wert durchschnittlich 3,6</li> </ul>	 <p>(16.07.1997)</p>

**Kryptogamenreiche  
Silbergrasgesellschaften  
(CORM)**

[*Spergulo-Corynephorretum canescenti cladonietosum* Tx.]

- dichte Kryptogamenschicht (*Ceratodon*, *Polytrichum*, *Cladonia*)
- Silbergras bereits mit verminderter generativer Verjüngung
- Abbaustadium der „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaft“
- pH-Wert durchschnittlich 3,7



(16.07.1997)

**Artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft (COR/HELI)**

- Sandstrohblume und Silbergras aspektbestimmend
- höherer Anteil quaritärer Substrate, deutlich nährstoffreicher
- pH-Wert durchschnittlich 4,4
- Übergansform zu CORM durch hohen Kryptogamenanteil möglich (entspr. HELI)



(16.07.1997)

<p><b>Ruderalisierte Sandtrockenrasen (ART/TRIF)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• artenreicher</li> <li>• beinhaltet Gesellschaft des Hasenklees und Gesellschaft des Feld-Beifußes</li> <li>• z. T. mehrjährige Stauden</li> <li>• Abbau des Sandtrockenrasens</li> <li>• Überleitung zu lückigen, xerothermen Ruderalgesellschaften</li> <li>• höheres Nährstoffangebot</li> <li>• pH-Wert durchschnittlich 5,9</li> </ul>	 <p>(16.07.1997)</p>
<p><b>Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen/ Landreitgras-Dominanzbestände (CAL)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• auf nährstoffreicheren, grundwasserfernen Standorten</li> <li>• Einwanderung in Sandtrockenrasen durch vegetative Ausbreitung</li> <li>• Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen stellen Übergangsform zu COR/HELI sowie zu ruderalisierten Landreitgras-dominierten Sandtrockenrasen dar</li> </ul>	 <p>(16.07.1997)</p>

Für die Detektion derartiger Bestände innerhalb der Bergbaufolgelandschaften finden sich keine weiterführenden Arbeiten als die bereits erwähnten Versuche von PILARSKI et al. (1998 b), mittels CASI-Flugzeugscannerdaten ähnliche Bestände im Lausitzer Revier zu untergliedern. Außerhalb der Bergbaufolgelandschaften werden vergleichbare Vegetationsstrukturen in den „Grasslands“ der semiariden Gebiete klassifiziert. Wie bereits in Kap. 1.1 dargestellt, ist die Differenzierung dieser Vegetation mittels Fernerkundungsdaten Untersuchungsschwerpunkt zahlreicher Arbeiten. Dabei wird jedoch vorwiegend ein Monitoring der Grass-

lands auf der Basis von Vegetationsindices oder der Ermittlung ihrer Biomasse vorgenommen.

JACOBSEN et al. (1999) führen Untersuchungen zur Detektion von „Grasslands“ in Dänemark mittels CASI-Flugzeugscannerdaten durch. Dabei werden unterschiedliche Spektralklassen identifiziert und in Beziehung zu den floristischen Klassen und ihrer Nutzung gesetzt. Flächenhafte Klassifizierungen dieser Areale stehen noch aus, sind jedoch unter Anwendung des *Maximum-Likelihood*-Algorithmus geplant. Bisherige Untersuchungen von JACOBSEN et al. (1998) erfassten unter Auswertung von CASI-Flugzeugscannerdaten Sukzessionsstadien von Gehölzen innerhalb der „Grasslands“ basierend auf *Unmixing*-Verfahren.

Die Vegetation afrikanischer „Grasslands“ wird auf ähnliche Art und Weise von SKIDMORE & SCHMIDT (1998) analysiert. Mittels feldspektrometrischer Messungen und der Analyse von CASI-Bidaten werden reine und gemischte Vegetationsbestände spektral charakterisiert, jedoch ebenfalls nicht flächenhaft durch Klassifizierungen differenziert.

#### 6.1.3.1.1 Flugzeugscannerdaten

Zur Klassifizierung der Spontansukzessionsflächen im rekultivierten Tagebaubereich wurden Datensätze der Sensoren CASI und HYMAP der Jahre 1997, 1998 und 2000 herangezogen. Die innere Differenzierung der Sandtrockenrasenareale im CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 wird in der Abb. 35 dargestellt.

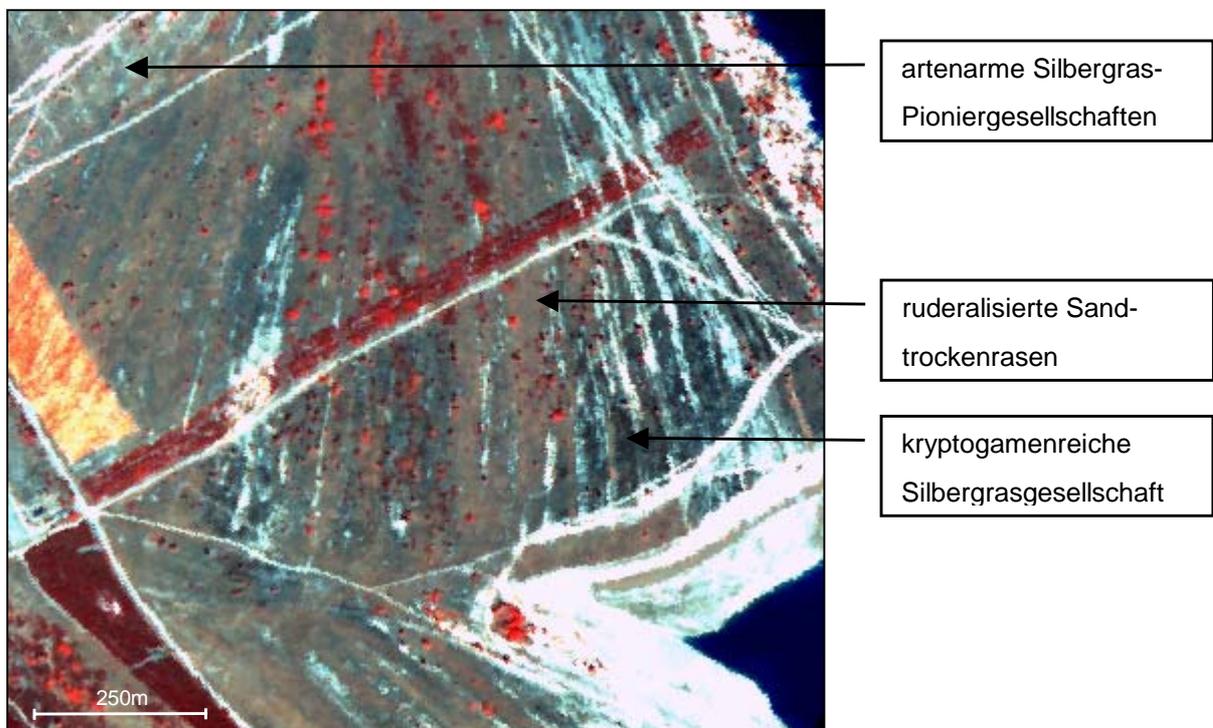


Abb. 35 Erkennbarkeit der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens bei Petersroda (Tagebaukomplex Goitsche) im CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 (Kanalkombination 35/25/15 in r/g/b)

Zunächst sollte überprüft werden, ob die im Rahmen der vegetationskundlichen Analysen abgeleiteten Vegetationseinheiten der Sandtrockenrasenareale (MAHN et al., 1995) anhand der **CASI-Flugzeugscannerdaten** klassifiziert werden können.

Dafür wurden Datensätze vom 17.05.1997 und 14.08.2000 verwendet. Der relativ zeitige Aufnahmezeitpunkt des ersten Datensatzes erwies sich bei der Klassifizierung als günstig, da die Entwicklung der Vegetationseinheiten stark differierte und somit ihre Trennung ermöglichte.

In Vorbereitung der CASI-Befliegung vom 17.05.1997 wurden die Spektraleigenschaften der Vegetationsstrukturen unmittelbar vor der Befliegung durch Messungen mit dem Feldspektrometer GER Mark V untersucht und die Lage der Kanäle entsprechend darauf abgestimmt (vgl. Kap. 3.2.1). Zusätzlich wurden die gewonnenen Feldspektren genutzt, um einen Überblick über das Spektralverhalten der Vegetationsstrukturen zu erhalten und daraus Rückschlüsse für die Detektierbarkeit mit anderen getesteten Sensoren abzuleiten.

Ausgehend von den Dauerbeobachtungsflächen, in denen auch Trainingsgebiete definiert wurden, erfolgte die automatische Klassifizierung mittels kombiniertem *Parallelepiped–Maximum-Likelihood*-Algorithmus aus den CASI-Daten vom 17.05.97, wobei für ein wesentliches Teilareal des Sandtrockenrasens folgende Klassen ausgewiesen werden konnten:

- „vegetationsfreies Sediment“
- „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft“
- „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“
- „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“
- „Gesellschaft des Hasenklees“
- „Gesellschaft des Feld-Beifußes“
- „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestände“ (vgl. Beiblatt 12 und Tab. 18).

Das Beiblatt 12 stellt einen Detailausschnitt aus der klassifizierten Fläche dar und verdeutlicht die weitestgehende Übereinstimmung der Klassifizierungsergebnisse mit den Kartierungsergebnissen für die Dauerbeobachtungsflächen.

Für die Klassifizierung des gesamten Sandtrockenrasenbereiches machte es sich erforderlich, einige Klassen zu aggregieren, da außerhalb der Dauerbeobachtungsflächen keine ausreichende Anzahl an Trainingsgebieten für alle Klassen zur Verfügung stand. Die „Gesellschaft des Hasen-Klees“ und „Gesellschaft des Feld-Beifußes“ sowie „*Poa compressa*-Dominanzbestände“ (*Poa compressa*-Dominanzbestände im detailliert klassifizierten Areal nicht enthalten) wurden zur Klasse der „ruderalisierten Sandtrockenrasen“ zusammengefasst.

Die Klassen

- „vegetationsfreies Sediment“

- „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft“
- „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“
- „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“
- “ruderalisierte Sandtrockenrasen”
- „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestand“

konnten für den gesamten Sandtrockenrasenbereich großflächig erfasst und von anderen Ruderalbeständen abgegrenzt werden (vgl. Beiblatt 14, Abb. 41 und Tab. 18). Damit konnte erstmals eine flächendeckende Aussage zur Verbreitung der Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen bis auf die Ebene von Einheiten getroffen werden.

Großflächig zeigte sich ein signifikantes Verteilungsmuster der Vegetationseinheiten über das gesamte Sandtrockenrasenareal. Dabei sind ausgedehnte Bereiche sehr „artenarmer Silbergras-Pioniergesellschaften“ sowie großflächige „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaften“ im östlichen Teil des Sandtrockenrasens erkennbar. Entlang der ehemaligen Verkipprichtung treten Areale von ruderalisierten Sandtrockenrasenbeständen sowie „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen/ Landreitgras-Dominanzbeständen“ auf.

Die „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“ ist deutlich unterrepräsentiert. Aufgrund der hohen Vitalität des Landreitgrases zum Überflugzeitpunkt im Frühsommer 1997 ist die Klasse der „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen/ Landreitgras-Dominanzbestände“ zu häufig detektiert worden. Insbesondere Flächen mit artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften sind durch eingewandertes „vitaleres“ Landreitgras überprägt. Wie im Weiteren noch geschildert wird, konnten bei dem Mitte August aufgenommenen CASI-Flugzeugscannerdatensatz (2000) die „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ korrekter erfasst werden.

Aufgrund der langjährigen terrestrischen Untersuchungen der Vegetationskundler auf den Dauerbeobachtungsflächen (Großraster vgl. Kap. 4.1.2, Abb. 13) sind Korrelationen der Vegetationseinheiten mit den pH-Werten der Substrate mit ihrem unterschiedlichen Anteil an tertiärem Material bekannt. Es besteht ein unmittelbarer Zusammenhang der pH-Werte zum Tertiäranteil der Substrate. Diese sind umso niedriger, je höher der Tertiäranteil ist (vgl. Abb. 34). Das oben beschriebene Verteilungsmuster der erfassten Vegetationsstrukturen spiegelt diesen Zusammenhang wider. In dem Beiblatt 13 werden beispielhaft die Ergebnisse der Klassifizierung für zwei der festgelegten Vegetationseinheiten im Vergleich zu den pH-Werten der Flächen dargestellt. Während die „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“ noch bei Substraten mit pH-Werten von 3,5 bis 4 und hohem Anteil an tertiären Substraten verbreitet ist, kommt die „Gesellschaft des Feld-Beifußes“ nur bei pH-Werten ab 4,5 und deutlich gesteigertem Anteil quartärer Sedimente vor. Bei pH-Werten unter 3 sind die Flächen vegetationsfrei. In der Tab. 16 sind die entsprechenden Substrateigenschaften für die im Beiblatt 13 dargestellten Vegetationseinheiten zusammengefasst.

Tab. 16 Abhängigkeit der Vegetationseinheiten von Substrateigenschaften  
(verändert nach MAHN et al., 1995).

Vegetationseinheit	Verhältnis Quar- tär/Tertiär	pH-Wert (in KCl)
vegetationsfreies Sediment	100/0 bis 10/90	< 3
kryptonamenreiche Silber- grasgesellschaft	20/90	3,5 –4
Gesellschaft des Feld- Beifußes	50/50	4,5-6,5

Der CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 wurde sowohl mittels kombiniertem *Parallelepiped–Maximum-Likelihood*- als auch mit Hilfe des *SAM*-Algorithmus klassifiziert. Mit der erstgenannten Methode konnten wiederum die Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen bis auf die Ebene von Einheiten erfasst werden. Folgende Vegetationsstrukturen wurden flächendeckend differenziert:

- „vegetationsfreies Sediment“
- „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft“
- „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“
- „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“
- „ruderalisierte Sandtrockenrasen“
- „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestand“ (vgl. Beiblatt 15 und Tab. 18).

Das großflächige Verteilungsmuster der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens bei Petersroda konnte weitestgehend bestätigt werden (vgl. Beiblatt 15). Damit zeigte sich deutlich, dass eine Extrapolation der Vegetationseinheiten ausgehend von den Trainingsflächen auf das gesamte Trockenrasenareal aus verschiedenen Flugzeugscannerdatensätzen möglich war.

Die für den Detailausschnitt der Klassifizierung aus den Daten vom 17.05.1997 bestehende Differenzierung von „Gesellschaften des Hasen-Klees“ und „Gesellschaften des Feld-Beifußes“ wurde nicht vorgenommen. Bei Kartierungen der Dauerbeobachtungsflächen durch die Vegetationskundler und bei der Fehleranalyse der Klassifizierung des Datensatzes vom 17.05.1997 hatte sich gezeigt, dass diese Unterteilung aufzugeben und die neue Oberklasse „ruderalisierte Sandtrockenrasen“ einzuführen ist (vgl. Tab. 18). Diese sinnvolle Zusammenfassung wurde letztendlich auch für die Gesamtklassifizierung des Datensatzes von 1997 übernommen.

Der für Vegetationsanalysen von Sandtrockenrasen relativ späte Überflugzeitpunkt im August 2000 hätte eine derart detaillierte Detektion auch für das mit ausreichenden Trainings-

gebieten ausgestattete Areal im Bereich der Dauerbeobachtungsflächen nicht erlaubt, da sich die Vegetation bereits in einem vertrockneten Zustand befand.

Flächen mit kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften konnten zu allen Aufnahmezeitpunkt sicher detektiert werden. Diese Vegetationsareale werden von einer dichten Kryptogamenschicht dominiert (vgl. Tab. 15). Zahlreiche Arbeiten beschäftigen sich mit den Spektraleigenschaften von Krusten in zumeist semiariden Gebieten der Erde. Eine unmittelbare Vergleichbarkeit dieser mit den kryptogamendominierten Flächen der im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Sandtrockenrasen ist jedoch nicht gegeben, es handelt sich zumeist um die Charakterisierung von Krusten bzw. um Untersuchungen zum Einfluss von Flechten auf die Reflexionseigenschaften von Gesteinen und Böden (AGER & MILTON, 1987; O'NEILL, 1994; KARNIELI, 1996; KARNIELI et al., 1997).

Die Kennzeichnung der spektralen Eigenschaften der kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften wurde mittels feldspektrometrischer Untersuchungen vorgenommen. Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede im Spektralverhalten zu den anderen Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens (vgl. Abb. 15). In Abhängigkeit vom Aufnahmezeitpunkt konnte zudem eine Änderung im Spektralverhalten der kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften festgestellt werden. Die Bestände zeigen nach Feuchteperioden eine zum Teil rötliche Färbung im Gegensatz zu Trockenperioden mit einer dunkelbraunen Färbung (vgl. Abb. 36). Diese unterschiedlichen Erscheinungsbilder spiegeln sich auch im Spektralverhalten wider.

Die Abgrenzung zu den anderen Vegetationsstrukturen bleibt bei beiden Aufnahmezeitpunkten jedoch erhalten. Insbesondere dann traten sehr hohe Erfassungsgenauigkeiten auf, wenn regelrechte Kryptogamenteppe ausgebildet waren.

Auch „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ können einen bedeutenden Anteil von Kryptogamen enthalten. Je nach Aufnahmezeitpunkt treten dann entsprechende Abwanderungen in die Klasse der „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ auf. So wirkt sich der Kryptogamenanteil bei Aufnahmezeitpunkte im Frühsommer mit vitalen Sandstrohblumen-Silbergrasbeständen nicht so stark aus wie im Hoch- und Spätsommer. Zu diesen Aufnahmezeitpunkten ist die Vitalität der Sandstrohblumen-Silbergrasbeständen bereits eingeschränkt und die Dominanz der Kryptogamen kommt deutlicher zum Tragen.

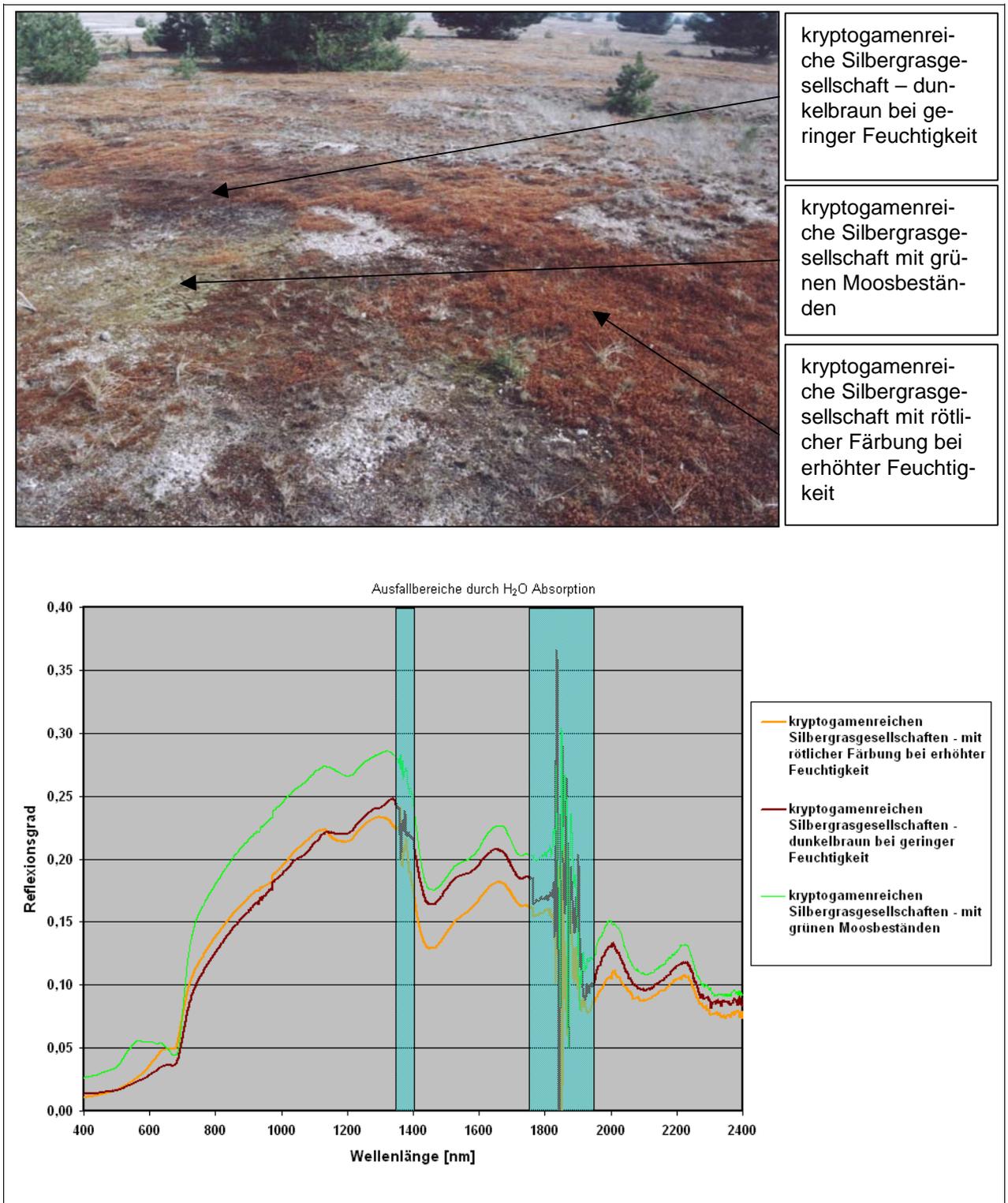


Abb. 36 Foto und Geländespektren von unterschiedlichen kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften des Sandtrockenrasens bei Petersroda (Tgb. Goitsche)  
Aufnahmedatum: 20.04.2002

Der CASI-Datensatz vom 14.08.2000 wurde vergleichend zum *Maximum-Likelihood*-Ansatz mit vorgeschaltetem *Parallelepiped limits* auch mittels *SAM*-Algorithmus klassifiziert (vgl. Kap. 5.2.1.2.2). Dieser Vergleich sollte es gestatten, Aussagen über die Eignung beider Klassifikationsmethoden zu treffen. Insbesondere die ungleichmäßige Verteilung der Trainingsflächen (auf Grund ihrer Konzentration auf den Dauerbeobachtungsflächen) auf einem

Teil des Trockenrasens ließ das SAM-Verfahren als geeignet erscheinen, da die Methode relativ unempfindlich gegenüber Variationen innerhalb einer Objektklasse ist und deshalb deutlich weniger Trainingsgebiete erfordert. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit beider Methoden wurde bei beiden Klassifizierungen von den gleichen Trainingsflächen ausgegangen. Bei den ersten Klassifikationsversuchen zeigten sich zunächst deutliche Stärken des SAM-Algorithmus. Auch bei ungleichmäßig verteilten Trainingsflächen war die Detektion der Vegetationseinheiten im Gesamtareal möglich. In entfernteren Teilbereichen des Sandtrockenrasens, in denen weniger Trainingsgebiete zur Verfügung standen, wurden im Gegensatz zur Klassifizierung mittels *Maximum-Likelihood*-Methode die im Folgenden beschriebenen aggregierten Klassen zunächst genauer erfasst. Um die *Maximum-Likelihood*-Methode mit vorgeschaltetem *Parallelepiped limits* jedoch sinnvoll einsetzen zu können, muss eine weitestgehende Gleichverteilung der Trainingsflächen gewährleistet sein. Dies wurde durch Hinzunahme weiterer im Gelände kartierter Trainingsgebiete erreicht, die dann in beide Klassifizierungsmethoden einbezogen wurden.

Beim Vergleich der Ergebnisse beider Methoden zeigten sich mit der Einbeziehung der neuen Trainingsgebiete und nach erfolgter Fehleranalyse anhand weiterer, vollkommen unabhängiger Kontrollflächen die Vorteile der *Maximum-Likelihood*-Methode mit vorgeschalteten *Parallelepiped Limits*. Eine ausführliche Fehleranalyse erfolgt in Kap. 6.1.3.4.

Die Abb. 37 zeigt die aus den Bilddaten erzeugten Spektren der *Endmember*, die in die Klassifikation mittels SAM-Algorithmus eingegangen sind.

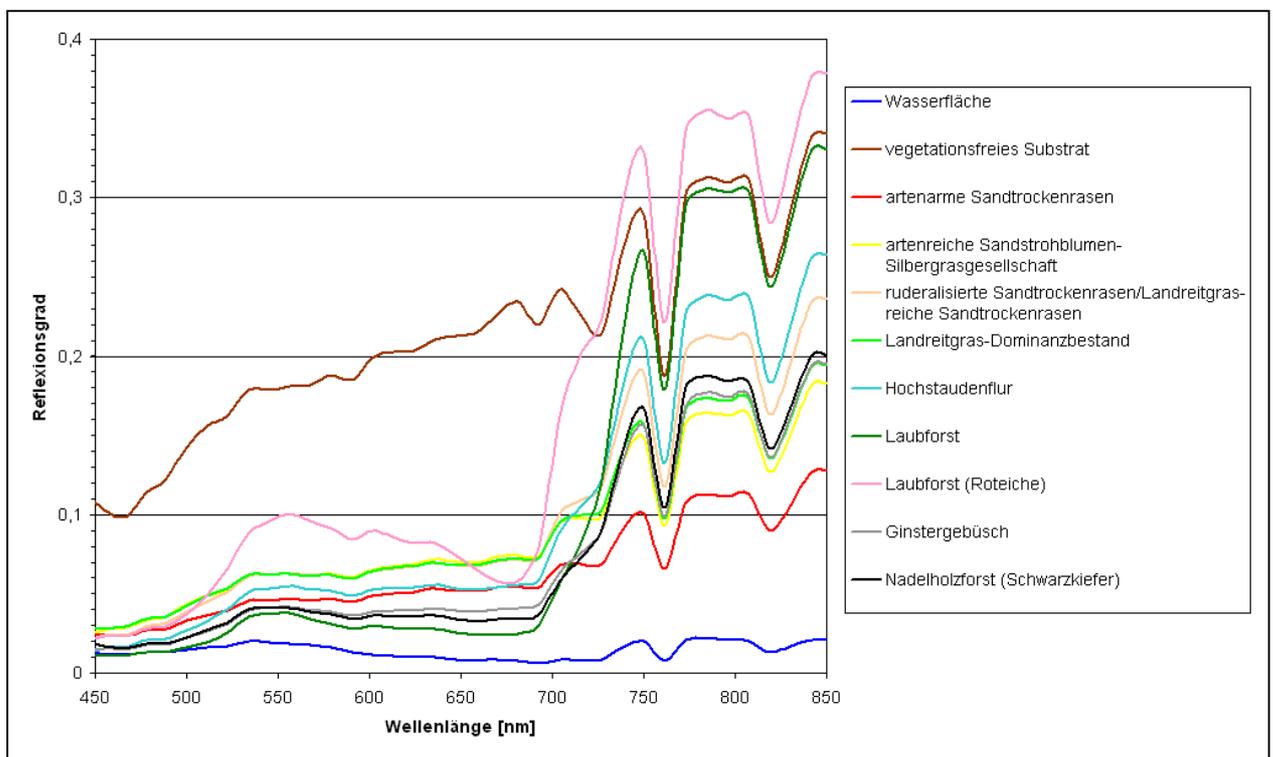


Abb. 37 *Endmember*-Spektren für die SAM-Klassifizierung des CASI-Datensatzes vom 14.08.2000

Mittels *SAM*-Verfahren konnten folgende Klassen flächendeckend detektiert werden (vgl. Beiblatt 16):

- „vegetationsfreies Sediment“
- „artenarme Sandtrockenrasen“ (bestehend aus artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften und kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften)
- „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“
- „ruderalisierte Sandtrockenrasen“
- „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestand“.

Auffällig ist, dass die mit Hilfe der *Maximum-Likelihood*-Methode mit vorgeschalteten *Parallelepiped Limits* mögliche Unterscheidung von „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ und „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ mittels *SAM*-Algorithmus nicht zu erreichen war. Eine Analyse der Streuungsellipsen der beiden Vegetationsstrukturen in den *Feature space images* zeigte, dass beide im gleichen Spektralwinkel vom Koordinatenursprung angeordnet sind und eine Differenzierung mittels *SAM*-Verfahren nicht möglich ist. Die Abb. 38 zeigt beispielhaft ein *Feature space image* für die beiden Vegetationsstrukturen, wodurch sich der oben genannte Umstand erklären lässt.

Kanal 35

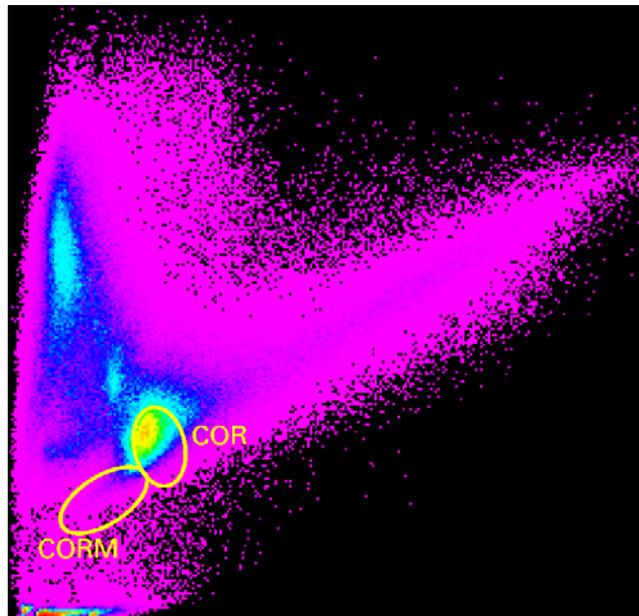


Abb. 38 *Feature space image* der Kanäle 15 und 35 für die Signaturen von „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ und „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ aus den CASI-Daten vom 14.08.2000  
 COR- „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft“  
 CORM- „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“

Eine mögliche Ursache ist in dem phänologischen Entwicklungszustand der Vegetationsstrukturen zu suchen. Zum Aufnahmezeitpunkt des zugrundeliegenden Datensatzes im August 2000 befinden sich die beiden zu trennenden Klassen in einem Zustand geringer Vitali-

tät. Die „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ sind geprägt von vertrocknetem Silbergras und hellem Substrat. Die „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ zeichnen sich ebenfalls durch weitestgehend devitale Silbergrashorste aus. Zwischen diesen befinden sich die zu dem Zeitpunkt bereits trockenen dunkel- bis schwarzbraunen Kryptogamen.

Die Klassifizierung nach dem SAM-Algorithmus weist ebenfalls Probleme bei der Zuordnung der Klasse der „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“ auf (vgl. Beiblatt 16). Die einseitige Abwanderung vollzieht sich dabei von dieser Klasse zu der Klasse des „artenarmen Sandtrockenrasens“. Bei der Klassifizierung mittels kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus traten diese Fehlzuzuweisungen nicht auf.

Weiterhin werden mittels SAM-Verfahren die durch Landreitgras geprägten Bestände nicht vollständig detektiert. Landreitgras-Dominanzbestände werden wiedergegeben, „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen“ werden bei diesem Algorithmus z. T. als „ruderalisierte Sandtrockenrasen“ klassifiziert.

Alle Abwanderungen sind durch die spektrale Ähnlichkeit der Klassen begründet. Der SAM-Algorithmus kann nahe beieinanderliegende oder überlappende Spektralsignaturen, die z. T. noch in einem ähnlichen Spektralwinkel vom Koordinatensystem liegen, nicht optimal detektieren. Die Möglichkeit der manuellen Beeinflussung der *Parallelepiped limits* und der Signaturen beim kombinierten *Maximum-Likelihood*-Algorithmus erlaubt eine sicherere Abgrenzung ähnlicher Klassen und führt somit zu besseren Ergebnissen. Die Fehleranalyse anhand von unabhängigen Kontrollflächen und Beurteilungsstichproben unterstreicht die Vorteile des kombinierten *Maximum-Likelihood*-Algorithmus deutlich (vgl. Kap. 6.1.3.4).

Die guten Klassifizierungsergebnisse bei der Auswertung der CASI-Flugzeugscannerdaten ließen bei dem mit 128 Kanälen ausgestatteten Spektralbereich der **HYMAP-Flugzeugscannerdaten** ähnlich gute oder bessere Klassifizierungsergebnisse erwarten. Wie bereits im Kap. 3.2.2 geschildert, kam es erst am 02.09.98 zu einem Überflug. Diese Flugzeugscannerbefliegung war an andere Flugkampagnen gekoppelt und der Sensor erst zu diesem Zeitpunkt verfügbar. Der für eine Vegetationserfassung relativ späte Zeitpunkt erwies sich für die Differenzierung von Sandtrockenrasenbeständen als nur bedingt geeignet. Diese waren bereits in einem Zustand herabgesetzter Vitalität am Ende ihrer jährlichen Entwicklungsperiode. Das hohe Potenzial der Daten, welches bereits bei Substratklassifizierungen von GLÄßER et al. (2000) nachgewiesen und für die Erfassungen der Grasansaat im Rahmen der vorliegenden Arbeit verdeutlicht werden konnte, ließ sich für die Detektion der Sandtrockenrasenbestände zu diesem Zeitpunkt nur teilweise nachweisen.

Für die Klassifizierung wurden zunächst die Trainingsflächen im Bilddatensatz halbautomatisch ausgewiesen (vgl. Kap. 5.2.1.1) und durch Auswertung der Signaturdiagramme (vgl. Abb. 18) die für die Klassifizierung geeigneten Kanäle festgelegt (vgl. Tab. 17).

Tab. 17 Verwendete HYMAP-Kanäle für die Klassifizierung der Vegetationsbestände

Kanalnummer	Kanalname	Wellenlänge [nm]
14	visnirCH14	617,71
23	visnirCH23	755,43
30	visnirCH30	862,65
43	nirCH11	1044,83
56	nirCH24	1237,43
59	nirCH27	1280,50
83	swir1CH19	1643,19
87	swir1CH23	1692,85
113	swir2CH17	2237,36

Die Klassifizierung führte zur Ausweisung von vier Klassen. Es konnten

- „vegetationsfreies Sediment“,
- „artenarme Sandtrockenrasen“
- „artenreiche Sandtrockenrasen“
- „gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen“ sowie
- „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“

voneinander abgegrenzt werden (vgl. Beiblatt 17, Abb. 41 und Tab. 18).

Das großflächige Verteilungsmuster der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens wie es sich aus den CASI-Daten abgezeichnet hatte, konnte für diese aggregierten Klassen auch aus den hyperspektralen HYMAP-Daten detektiert werden. Eine über die Klassenunterteilung aus Satellitendaten hinausgehende Unterscheidung war aufgrund des späten Aufnahmezeitpunktes am 02.09.1998 allerdings nicht erreichbar. Das Potenzial dieses Sensors ist wegen seines hohen spektralen Auflösungsvermögens jedoch wesentlich höher einzuschätzen. Um die Möglichkeiten der Differenzierung von Vegetationsstrukturen mit Hilfe der hyperspektralen HYMAP-Daten genauer beurteilen zu können, wurde eine Simulation des Potenzials dieses Sensors anhand von Geländespektren der Vegetationseinheiten des Sandtrockenrasens, die zu einem für eine Differenzierung optimalen Zeitpunkt bestimmt worden waren (22.05.2002), durchgeführt.

Die Simulation erfolgte mit Hilfe der Funktion des „Resampling Spectral Data Files“ im Programm ENVI 3.5. In einem ersten Schritt wurden die Sensoreigenschaften (Lage der Kanäle sowie die Information über das „Full width half maximum [FWHM]“) definiert. Danach erfolgte die Integration der entsprechenden Spektralkurven, die anhand von feldspektrometrischen Messungen zu einem günstigen Entwicklungsstadium der Vegetation gewonnen wurden.

Die in der Abb. 39 dargestellten Spektralkurven zeigen das Ergebnis der Simulation und verdeutlichen die Differenzierungsmöglichkeiten, die beim HYMAP-Sensor für die Trennung der Vegetationsstrukturen bestehen. Durch die Anzahl von 128 Kanälen wird ein nahezu kontinuierlicher Spektralkurvenverlauf erreicht. Bereiche im Kurvenverlauf, in denen sich die Vegetationsstrukturen voneinander unterscheiden, sind deutlich zu erkennen. Dies bestätigt das hohe Potenzial des Sensors zur differenzierten Erfassung der Vegetationsstrukturen.

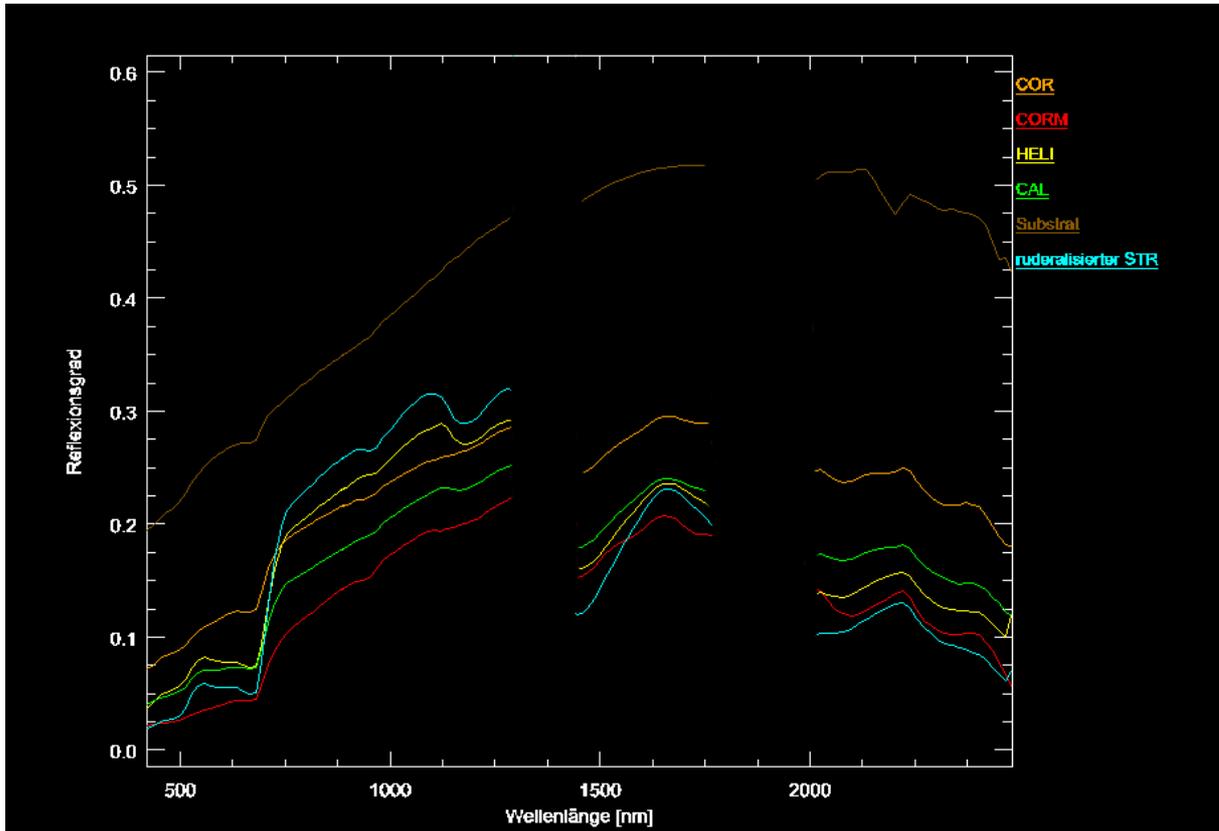


Abb. 39 Simulierter HYMAP-Spektralkurvenverlauf aus den Geländespektren der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasen (22.05.2002)  
 COR – „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft“  
 CORM – „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“  
 HELI – „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“  
 CAL – „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestand“  
 Substrat – „vegetationsfreies Sediment“  
 ruderalisierter STR – „ruderalisierte Sandtrockenrasen“

#### 6.1.3.1.2 Satellitendaten

Für die Analyse der Sandtrockenrasenbestände mittels Satellitendaten wurden die Landsat TM-Datensätze zweier Jahrgänge (07.07.1989 und 08.06.1996) sowie jeweils ein Datensatz der Sensoren Landsat7 ETM (14.08.2000), SPOT4 (21.06.1998) und IRS-1C (13.08.1997) berücksichtigt. Die getesteten Sensoren der Satellitenebene lassen aufgrund ihrer geometrischen Auflösung erwartungsgemäß keine Klassifizierungen auf der Ebene von Vegetationseinheiten zu (vgl. Abb. 40).

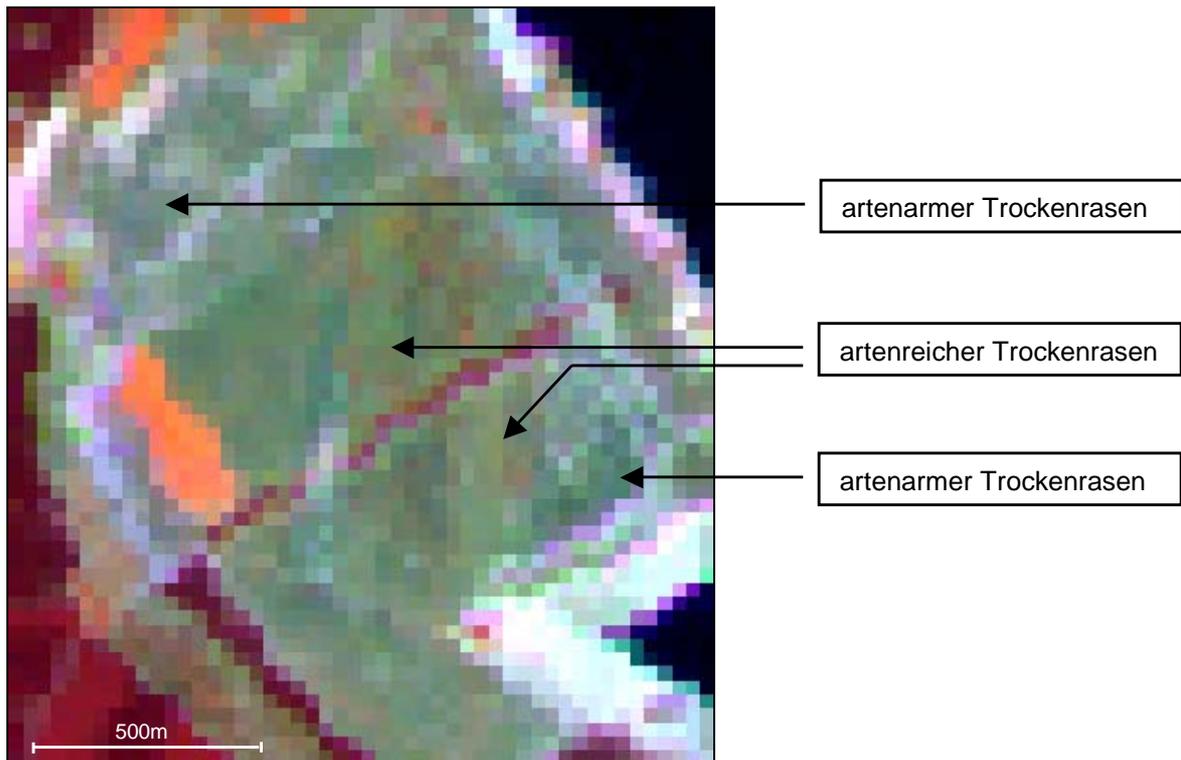


Abb. 40 Darstellung von Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen in Satellitendaten (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000; Kanalkombination 4/5/3 in r/g/b)

Durch Aggregation der Klassen der Vegetationseinheiten konnten die Klassifizierungen vorgenommen werden (vgl. Tab. 18).

Für die entsprechenden Klassen wurden neue Trainingsgebiete vergeben.

Bei den Sandtrockenrasenarealen konnten bei allen vier Sensoren „artenarme“ und „artenreiche Sandtrockenrasen“ ausgewiesen werden (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8, Abb. 42). Wie aus der Tab. 18 ersichtlich wird, beinhaltet die Klasse „artenarmer Sandtrockenrasen“ dabei die zuvor bei der Klassifizierung aus den Flugzeugscannerdaten beschriebenen Vegetationseinheiten „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft“ und „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft“.

Die Klasse „artenreicher Sandtrockenrasen“ umfasst im Wesentlichen die Vegetationseinheiten „artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“, „Gesellschaft des Hasen-Klees“ und „Gesellschaft des Feld-Beifußes“ sowie „Landreitgras-reiche Sandtrockenrasen“ und „Landreitgras-Dominanzbestände“ (vgl. Tab. 18).

Alle Sensoren der Satellitenebene ermöglichten eine Abgrenzung der „artenreichen Sandtrockenrasen“ zu den „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“.

Bei den Klassifizierungen konnten weiterhin die „artenreichen Sandtrockenrasen“ in zwei Unterklassen untergliedert werden (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8, Abb. 42). Dabei wurden die „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ von den „artenreichen Sandtrockenrasen“ (bestehend aus „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergras-

gesellschaften“ und den „Gesellschaften des Hasen-Klees“ und „Gesellschaften des Feld-Beifußes“) unterschieden (vgl. Tab. 18).

Bildet Landreitgras keine ausgedehnten Dominanzbestände (zutreffend für die Klasse der „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“), werden sie in die Klasse „artenreicher Sandtrockenrasen“ integriert.

Auf einigen Böschungen im offenen Tagebaubereich kommen lückige Vegetationsbestände aus Silbergras vor. Bei dieser Klasse der „lückigen Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“ mit einem sehr hohen Anteil offener Substrate kam es zu Überschneidungen mit der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“. Sie wurden daher als „artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“ zusammengefasst.

Auch die mit spektral geringerer Auflösung ausgestatteten IRS-1C-Daten konnten eine Trennung der „artenarmen“ und „artenreichen Sandtrockenrasen“ gewährleisten und eine weitere Untergliederung der artenreichen Bestände ermöglichen (vgl. Beiblatt 8).

Die Klassifizierungen aus den IRS-1C-Daten gestalteten sich jedoch bei der Abgrenzung der Signaturen der Klassen sehr schwierig. Aufgrund der fehlenden Spektralinformation war eine sehr aufwendige manuelle Veränderung der *Parallelepiped limits* notwendig, um die häufig vorkommenden Überlappungsbereiche zu minimieren. Der mit geringerer geometrischer Auflösung (70m) ausgestattete Kanal 4 musste dabei entgegen anfänglicher Planungen zwingend in die Klassifizierungen einbezogen werden. Dieser im SWIR I Spektralbereich angeordnete Kanal ermöglichte so die Trennung der „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ von den „artenreichen Sandtrockenrasen“ sowie die Abgrenzung der „artenarmen Sandtrockenrasen“ von den anstehenden tertiären Sedimenten.

Vergleichend wurden Klassifizierungen mittels SAM-Algorithmus für den Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 durchgeführt (vgl. Beiblatt 6). Um ausreichende Genauigkeiten erzielen zu können, waren umfangreiche Aggregierungen notwendig. Dabei wurden die Klassen der Trockenrasen und die der Grasansaat zu folgenden aggregierten Klassen zusammengefasst:

- „vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat/ artenarmer Sandtrockenrasen“
- „arten-, gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen/ gräserdominierten Ansaaten (dicht)“.

Diese Kategorien beinhalten dabei die im Anhang 12 dargestellten Zusammenfassungen. Notwendig wurde diese, da der SAM-Algorithmus Klassen mit ähnlicher Spektralcharakteristik, die im gleichen Spektralwinkel liegen, nicht trennen kann.

Eine Abgrenzung der Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ war auch bei Anwendung dieser Methode gewährleistet.

In der Abb. 41 und der Abb. 42 werden am Beispiel eines Ausschnittes der Sandtrockenrasenflächen die Resultate der Vegetationsklassifizierung aller Satelliten- und Flugzeugscannerdaten miteinander verglichen. Der betrachtete Ausschnitt umfasst 22% der ca. 170 ha des Trockenrasens von Petersroda. Die Resultate, die in diesen Vergleich eingehen, entstammen den Gesamtklassifizierungen. Charakteristische Teilareale innerhalb des Ausschnittes werden hinsichtlich ihrer Wiedergabe in allen Datensätzen ausgewertet und Ursachen für Unterschiede aufgezeigt.

- Im Teilareal A werden „gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen“ oder „Hochstaudenfluren“ detektiert. Dieser Umstand erklärt sich aus der Tatsache, dass das Areal in älteren Aufnahmen (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996 und CASI-Datensatz vom 17.05.1997) längere Zeit einer ungestörten Entwicklung unterlag. Spätere Aufnahmen zeigen, dass diese Flächen teilweise wieder vom Militär gemäht werden und sich Grasfluren etabliert haben. Diese werden im HYMAP-Datensatz vom 02.09.1998 und im IRS 1C-Datensatz vom 13.08.1997 als „gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen“ klassifiziert. Die abgemähten Flächen sind insbesondere im Übersichtsbild (IKONOS-Datensatz vom 27.06.2001) erkennbar. Das Areal wird folglich entsprechend des Vegetationszustandes exakt detektiert.
- Im Teilareal B sind „artenarme Sandtrockenrasenbestände“ vorhanden, die von allen Sensoren hinreichend genau wiedergegeben wurden. Die Flugzeugscannerdaten erlaubten eine weitere Untergliederung dieses Bereiches und detektieren insbesondere die vegetationsfreien Flächen. Dabei ist die Erfassung der vegetationsfreien Flächen hauptsächlich von der geometrischen Auflösung der Daten abhängig. Die Unterteilung der artenarmen Sandtrockenrasenbestände im Teilareal B in „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaften“ und „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaften“ war nur mittels CASI-Flugzeugscannerdaten möglich.
- Das Teilareal C wird zum Teil von artenarmen Beständen gebildet, die jedoch mit „ruderalisierten Trockenrasenbeständen“ und „Hochstaudenfluren mit Gehölzen“ durchsetzt sind. Mit Hilfe beider Flugzeugscannerdatensätze (CASI und HYMAP) konnte der kleinräumige Wechsel erfasst werden; bei der geringeren räumlichen Auflösung der Satellitendatensätze führte dies jedoch zur Ausprägung von Mischpixeln. In diesem Areal konnten die artenarmen Bestände mittels Satellitendaten nicht klassifiziert werden. Der gesamte Bereich war durch die staudenreicheren Bestände überprägt und wurde dieser Klasse zugewiesen. Der Zusammenhang von geometrischer und spektraler Auflösung sowie die Entstehung von Mischpixeln werden im Anschluss an die Analyse der Ergebnisse des Detailareals noch ausführlich diskutiert. Ebenso wird in diesem Zusammenhang eine Lösung für die korrekte Detektion auch dieser Flächen mittels Satellitendaten aufgezeigt.

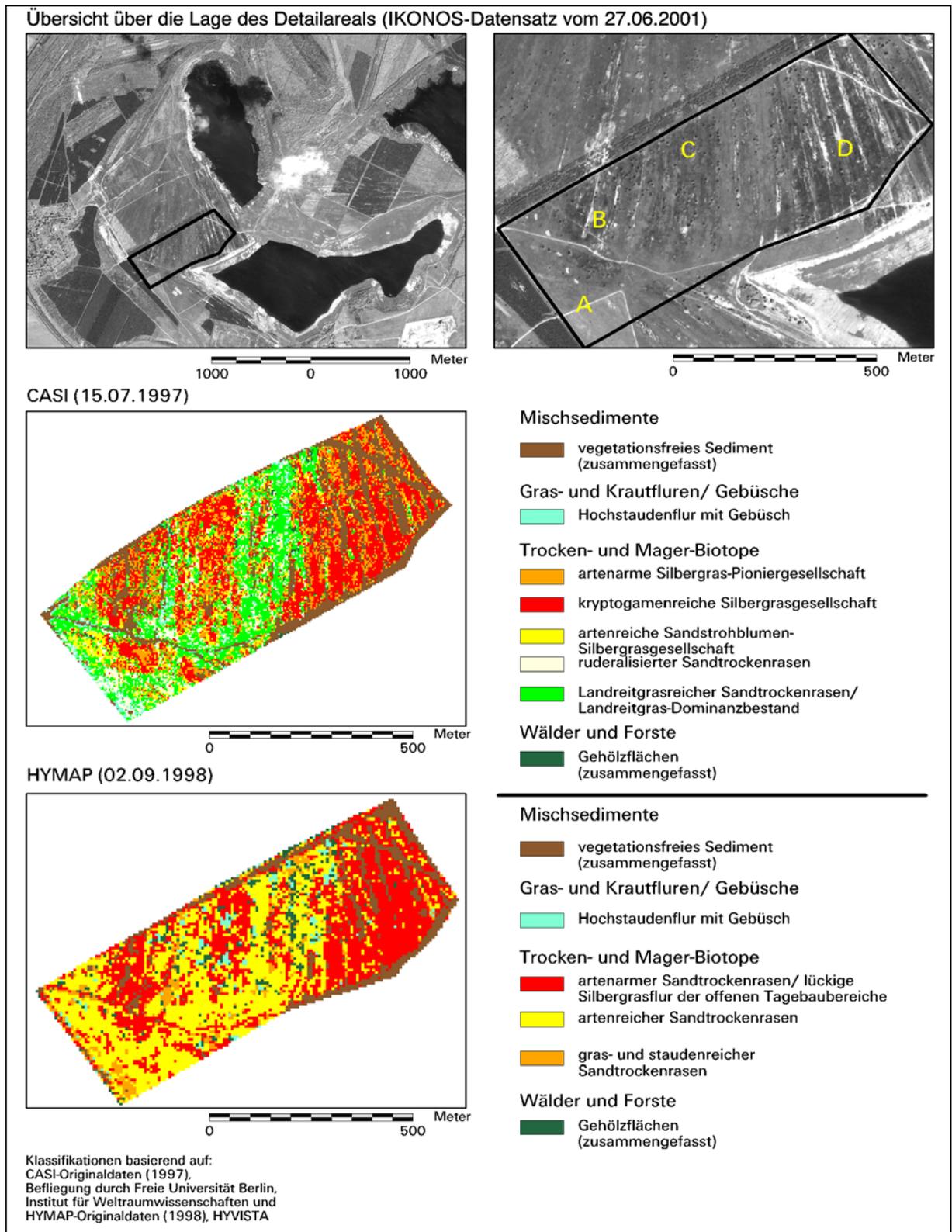


Abb. 41 Vergleich der mittels Flugzeugscannerdatensätzen detektierten Klassen für das Detailareal des Sandtrockenrasens

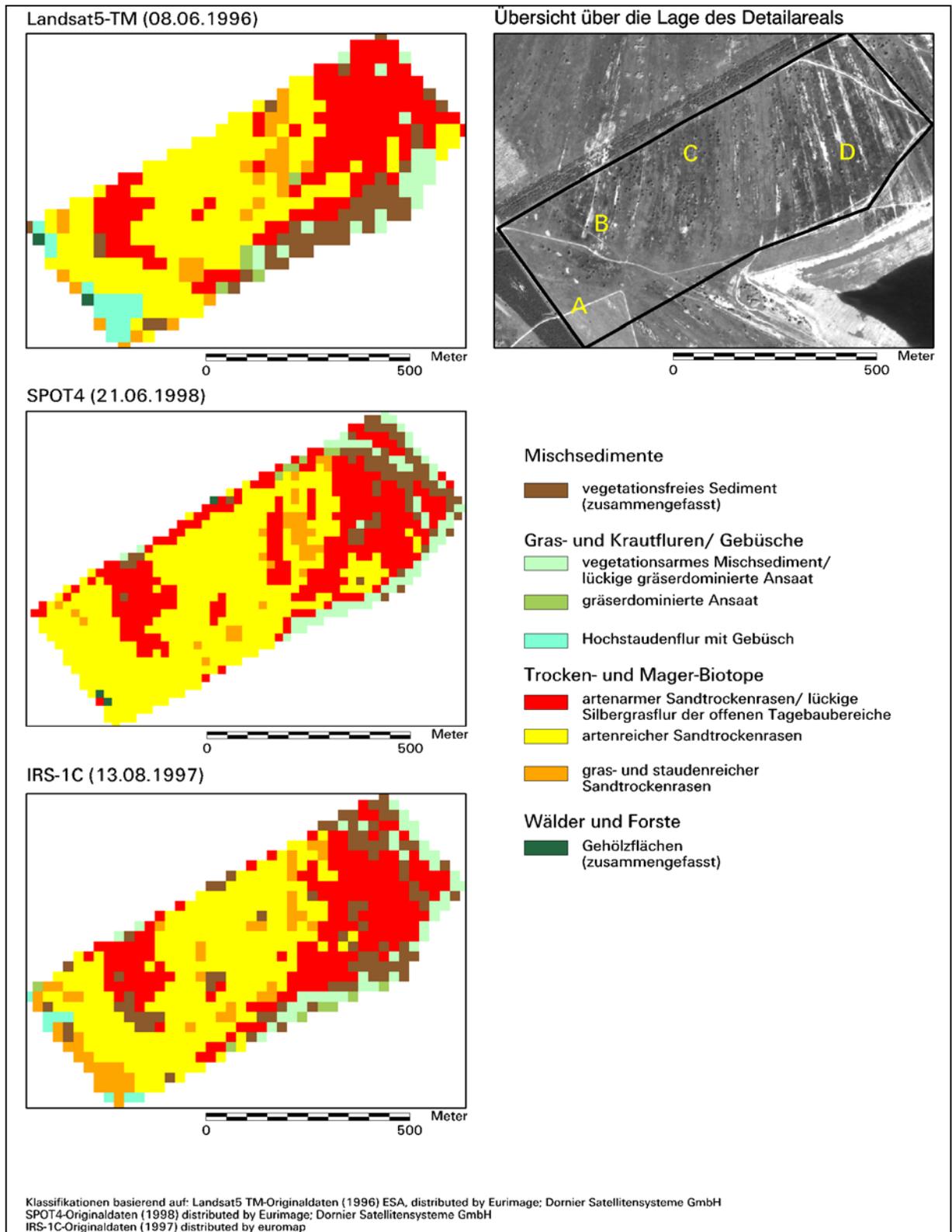


Abb. 42 Vergleich der mittels Satellitendatensätzen detektierten Klassen für das Detailareal des Sandtrockenrasens

- Im Teilareal D sind sehr großflächige „artenarme Sandtrockenrasenbestände“ vorhanden, die insbesondere von „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ geprägt sind. Diese Flächen werden von Streifen vegetationsfreier Sedimente durchzogen. Das Areal wird mit Hilfe aller getesteten Satellitendatensätze der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasenbestände“ zugeordnet. Die Streifen vegetationsfreier Sedimente sind aus Satellitendatensätzen nur teilweise von diesen Beständen zu differenzieren; dabei ermöglicht die höhere räumliche Auflösung der SPOT4- und IRS-1C-Daten eine detailliertere Zuordnung. Der CASI-Datensatz vom 17.05.1997 erlaubt eine weitergehende Unterscheidung in „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaften“ und „kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaften“. Der Anteil vegetationsfreier Flächen wird exakt wiedergegeben.

Bei der vergleichenden Beurteilung der Sensoren hinsichtlich ihrer Eignung und Detaillierung sollte folgendes berücksichtigt werden. Eine Erhöhung der räumlichen Auflösung muss nicht zwangsläufig zur Verbesserung der Klassifizierungsergebnisse führen.

So kommen WILLIAMS et al. (1984), IRONS et al. (1984) sowie IRONS & KENNARD (1986) zu dem Schluss, dass spektrale und geometrische Auflösung der Sensoren sehr große Bedeutung für die Klassifikationsgenauigkeit besitzen. Eine Erhöhung der spektralen Auflösung wirkt sich mehr auf die Klassifikationsgüte aus als eine Erhöhung der räumlichen Auflösung. Zwar bewirkt die Erhöhung der räumlichen Auflösung eine Abnahme der Fläche, die durch Mischpixel charakterisiert wird, die spektrale Variabilität innerhalb einer Klasse wird dadurch aber auch deutlich erhöht, was wiederum zu einer Abnahme der Klassifizierungsgenauigkeit führt. Nur ein erhöhter Bearbeitungsaufwand bei der Erstellung der Signaturen kann diesen Effekt ausgleichen. Dies wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit dadurch realisiert, dass für eine zu detektierende Einheit bei Bedarf Unterklassen mit eigenen Spektralsignaturen definiert wurden. Eine ähnliche Vorgehensweise wurde auch von IRONS et al. (1980) in ihren Arbeiten verfolgt. Auch sie definieren für jede Klasse bei Bedarf unterschiedliche Spektralsignaturen und fassen die daraus resultierenden Unterklassen nach der Klassifizierung wieder zusammen.

Die nachfolgende Abb. 43 verdeutlicht zusammenfassend den Einfluss der räumlichen Auflösung auf die Anzahl der Mischpixel und die spektrale Variation innerhalb von Klassen. Dargestellt sind modellhaft Datensätze mit unterschiedlicher räumlicher und spektraler Auflösung. Der gering auflösende Datensatz (a) erfasst die homogenen Bereiche trotz geringer spektraler Auflösung exakt. Bei Erhöhung der räumlichen Auflösung werden innerhalb der Flächen inhomogene Bereiche sichtbar. Wird neben der räumlichen auch die spektrale Auflösung erhöht und werden zusätzliche Signaturen vergeben, können diese inhomogenen Flächen weiter differenziert werden (b).

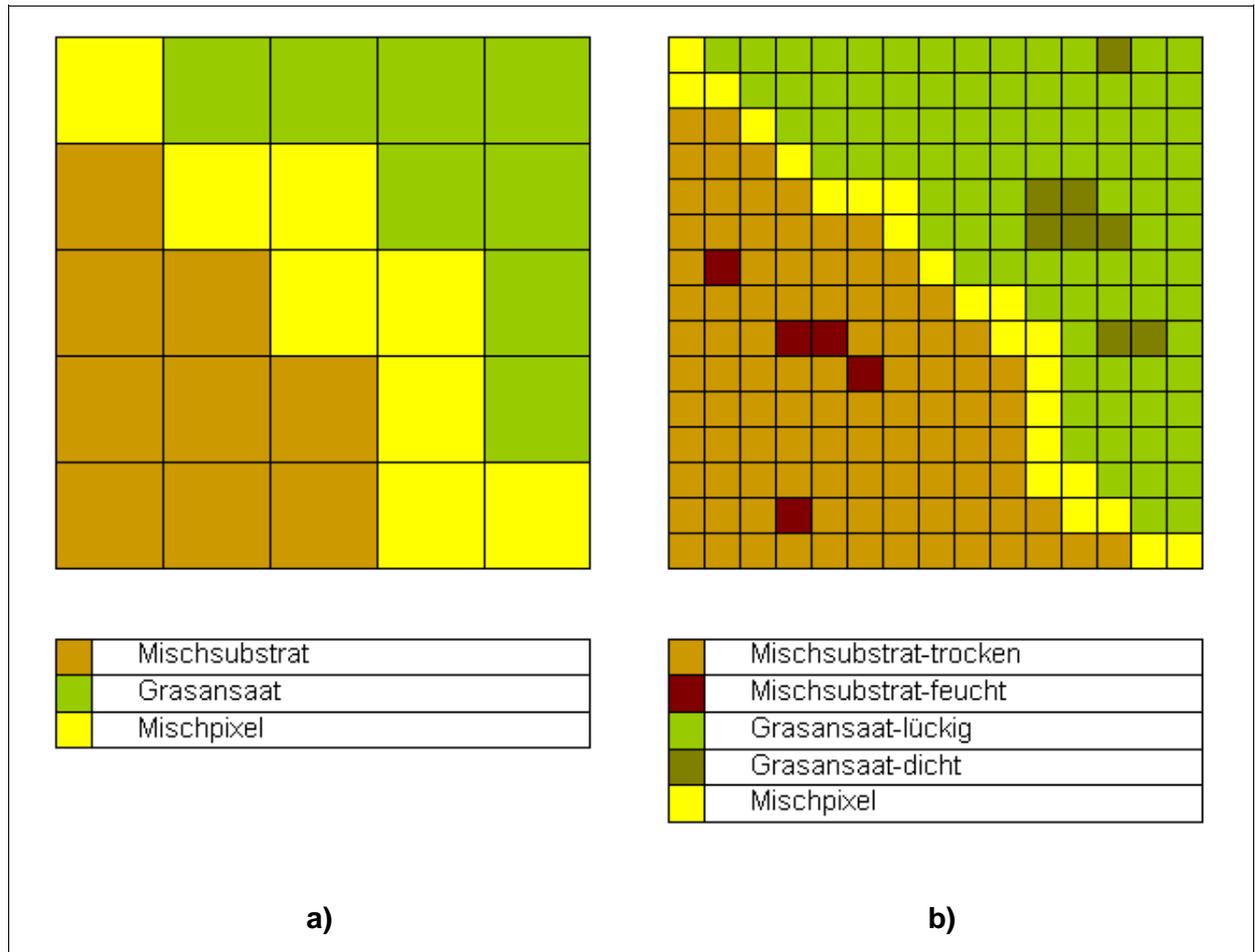


Abb. 43 Darstellung des Einflusses der räumlichen Auflösung auf die Anzahl der Mischpixel und die spektrale Variation innerhalb von Klassen  
 a) Datensatz mit geringer räumlicher Auflösung  
 b) Datensatz mit hoher räumlicher und spektraler Auflösung

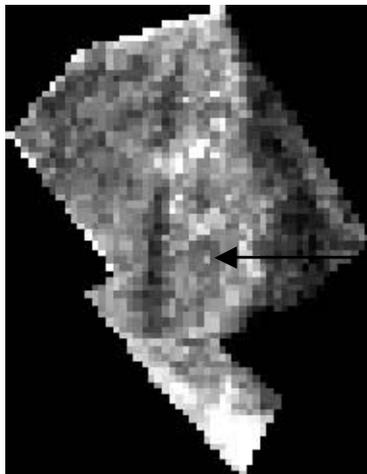
Um eine optimale pixelbasierte automatische Klassifizierung zu gewährleisten, muss eine erhöhte räumliche Auflösung mit einer Erhöhung der spektralen Auflösung einhergehen.

Die im Rahmen der Arbeit ausgeführten Klassifizierungen, die eine sehr detaillierte Differenzierung der Vegetationsstrukturen gestatteten, basieren auf der Verwendung hyperspektraler Flugzeugscannerdatensätze, die einen optimalen Kompromiss zwischen räumlicher und spektraler Auflösung darstellen.

Da die im Vergleich berücksichtigten Ergebnisse aus der Gesamtklassifizierung des Tagebaukomplexes stammen, traten innerhalb des Teilausschnittes des Sandtrockenrasens erwartungsgemäß Ungenauigkeiten bei der Zuordnung auf. Im Folgenden wird versucht, für diese Problematik, die insbesondere im Teilareal C (vgl. Abb. 41, Abb. 42) bei der Detektion mittels Satellitendaten deutlich wurde, einen Lösungsvorschlag zu entwickeln.

Soll eine exaktere Differenzierung des Sandtrockenrasens mittels Satellitendaten erfolgen, so sind diese Flächen getrennt vom Gesamttagbau zu betrachten. Die Klassifizierung der ausmaskierten Bereiche anhand von ausschließlich für den Sandtrockenrasen optimierten Signaturen stellt eine mögliche Variante dar. Diese konnte durch Einbeziehung des NDVI (vgl. Kap. 6.1.1.1) in die Klassifizierung zusätzlich verbessert werden. Die Analyse der NDVI-

Werte für den Sandtrockenrasen zeigte nämlich Unterschiede zwischen den im Teilareal C nicht erfassbaren artenarmen Sandtrockenrasen und den artenreichen (vgl. Abb. 44). Wurde die Klassifizierung unter Einbeziehung eines zusätzlichen Layers bestehend aus dem NDVI durchgeführt, so konnten die artenarmen Sandtrockenareale wesentlich exakter erfasst werden (vgl. Abb. 45).



Die artenarmen Bestände im Teilareal C, die in den Klassifizierungen der Satellitendaten und im klassifizierten NDVI-Bild nicht detektierbar waren, können im Graustufenbild des NDVI erkannt werden.

Abb. 44 Graustufenbild des NDVI für den Sandtrockenrasen (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996)  
(weiß- hoher NDVI; schwarz- geringer NDVI)

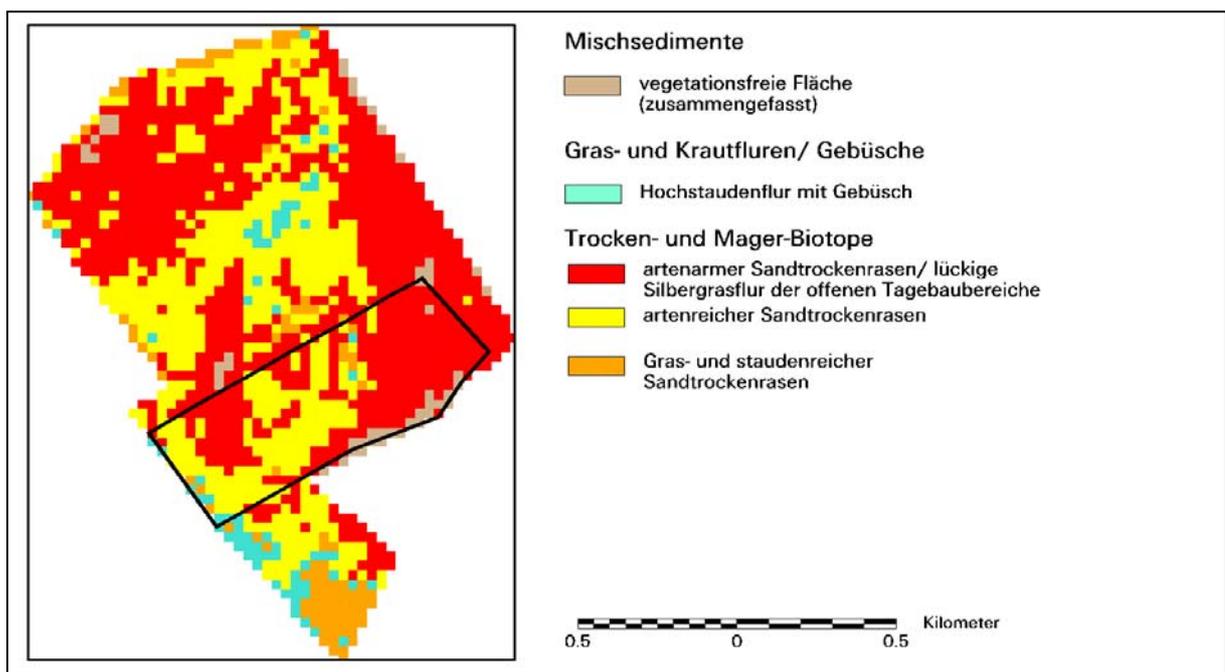


Abb. 45 Darstellung der Klassifizierungsergebnisse aus kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus unter Einbeziehung des NDVI für den ausmaskierten Sandtrockenrasen (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996)

Es zeigte sich, dass Teibereiche des Tagebaues dann deutlich besser erfasst werden können, wenn eine getrennte Klassifizierung nach Ausmaskierung der entsprechenden Flächen durchgeführt wird. Andererseits können die aus einer solchen Klassifizierung stammenden detaillierten Klassen nicht auf den Gesamttagbau bezogen werden. Betrachtungen eines

Gesamttagbaues stellen somit immer einen Kompromiss zwischen möglichst detaillierten Klassen und einer akzeptablen Klassifizierungsgenauigkeit dar. Klassenzahl und Genauigkeit lassen sich durch großmaßstäbigere Analysen eines Teilbereiches erhöhen.

#### 6.1.3.2 Hochstaudenfluren mit Gebüsch

Bei den als „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ bezeichneten Vegetationsstrukturen handelt es sich um Ruderalfluren mit einem hohen Anteil an mehrjährigen hochwüchsigen Staudenarten, die bereits mit Gebüsch durchsetzt sein können (vgl. Abb. 46).



a)



b)

Abb. 46 Hochstaudenfluren mit Gebüsch im Tagebau Goitsche  
a) Hochstaudenflur mit Ginster im Bereich der Hochhalde nördlich des Restloches Innenkippe (14.08.2000)  
b) Hochstaudenflur im Bereich Restloch Holzweißig-West (14.08.2000)

Die „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ weisen demnach im Vergleich zu den „ruderalisierten Sandtrockenrasen“ oder den „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ einen deutlich höheren Anteil mehrjähriger Hochstaudenarten und Gebüsch auf.

Ausgehend von den durch Eigenkartierungen erfassten Trainingsgebieten wurden sowohl der kombinierte *Parallelepiped-limit –Maximum-Likelihood* –Algorithmus als auch die *SAM*-Klassifizierungsmethode angewendet.

#### 6.1.3.2.1 Flugzeugscannerdaten

Für die Untersuchung der Bestände wurden ebenfalls die CASI-Flugzeugscannerdatensätze vom 17.05.1997 und 14.08.2000 sowie der HYMAP-Datensatz vom 02.09.98 verwendet.

Die „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ konnte in beiden **CASI-Flugzeugscannerdatensätzen** mit Hilfe des kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Klassifizierungsalgorithmus erkannt werden (vgl. Beiblatt 14, Beiblatt 15).

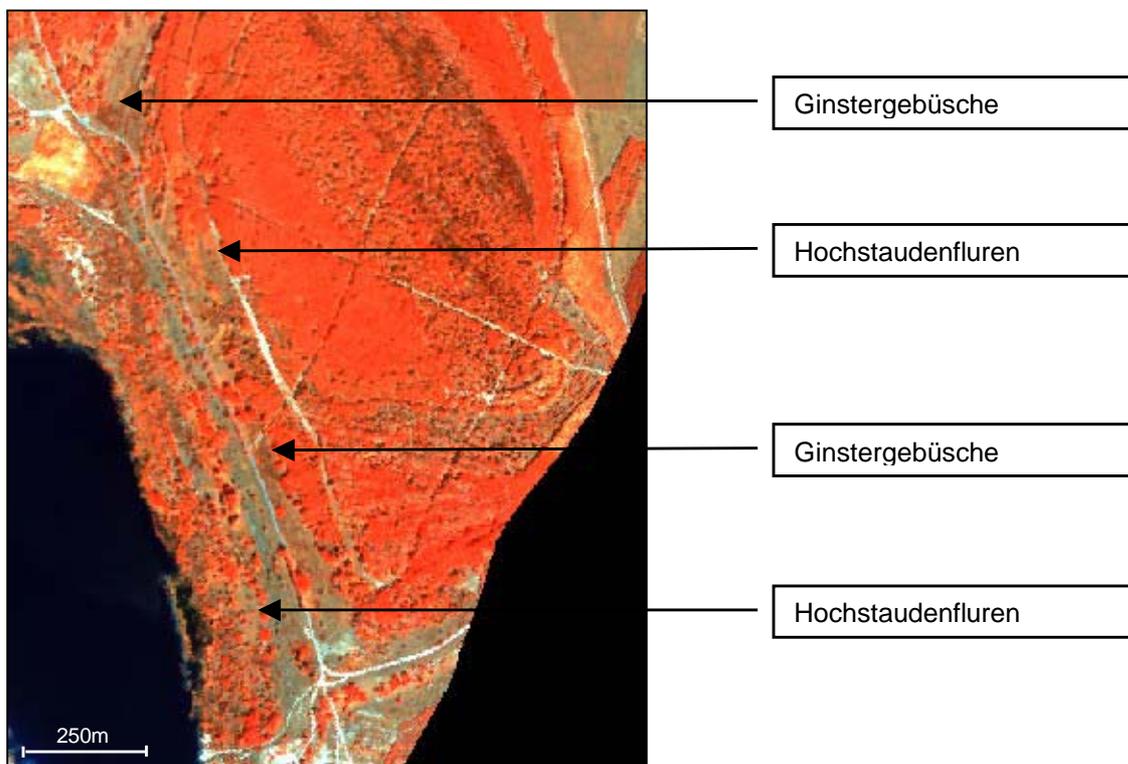


Abb. 47 Erkennbarkeit von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ im CASI-Flugzeugscannerdatensatz vom 14.08.2000 (Hochhalde nordöstlich des Restloches Innenkippe im Tagebaukomplex Goitsche; Kanalkombination 35/25/15 in r/g/b)

Ihre Verbreitung konnte insbesondere an den Böschungen der Hochhalde nördlich des Restloches Innenkippe (Ludwigsee) detektiert werden. Weiterhin finden sich in den Sukzessionsflächen, die nordwestlich und südwestlich an den Sandtrockenrasen von Petersroda angrenzen, derartige Bestände. Auf dem Areal des Sandtrockenrasens wird die Klasse korrekterweise nur kleinflächig ausgewiesen (vgl. Beiblatt 14, Beiblatt 15). Dabei handelt es sich

um Bereiche mit dichten Ruderalfluren, die mit vereinzelt Robinien-, Ginster- und Hundrosengebüschen durchsetzt sind.

Überschneidungen mit der Klasse der ruderalisierten Trockenrasen, die z. T. eine deutliche Verstauchung aufweisen, sind vorhanden. Beide Klassen ähneln sich von der Zusammensetzung der Arten. Ein Abgrenzungskriterium stellt die deutlich gestufte Vitalität dar. „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ weisen demnach gegenüber den „ruderalisierten Trockenrasen“ erhöhte Vitalitätsmerkmale auf. Ähnliche Überschneidungen existieren mit der Klasse der „Landreitgras-Dominanzbestände“. Landreitgras kommt in einem hohen Anteil auch in den „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ vor.

Die spektrale Charakteristik der Trainingsgebiete der drei genannten Klassen lässt sich aus einem Vergleich der Grauwerthistogramme ableiten und zeigt, dass ein Potenzial für die Differenzierung besteht. In der Abb. 48 wird die mögliche Trennbarkeit verdeutlicht. Im Kanal 23 unterscheiden sich die „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ von den beiden anderen Klassen. Deren Differenzierung ist im Kanal 33 gegeben.

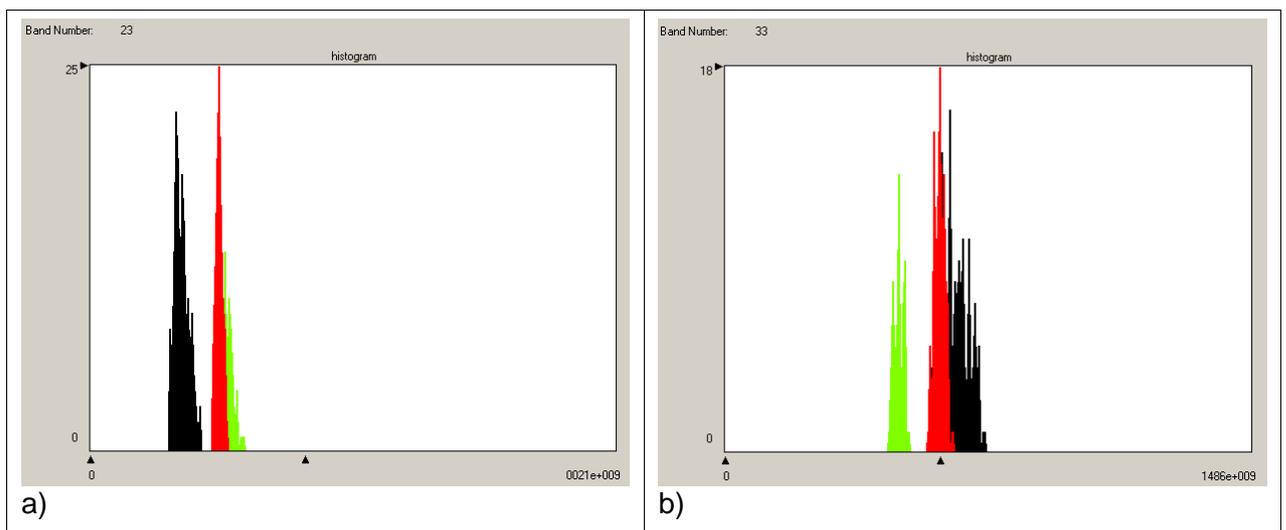


Abb. 48 Grauwerthistogramme der Klassen „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“, „Ruderalisierte Sandtrockenrasen“ und „Landreitgras-Dominanzbestände“ in den Kanälen (a) 23 und (b) 33  
 schwarz - „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“  
 rot - „Ruderalisierte Sandtrockenrasen“  
 grün - „Landreitgras-Dominanzbestände“

Die Ginstergebüsch, die zu dieser Klasse hinzuzurechnen sind und im Tagebaukomplex Goitsche relativ weit verbreitet sind, besitzen eine von den krautreichen Beständen der Klasse „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ unterschiedliche Spektralcharakteristik. Eine weitestgehende Übereinstimmung der Spektralcharakteristika zeigt sich jedoch mit den jungen Schwarzkiefernbeständen, zu denen erwartungsgemäß Abgrenzungsprobleme auftraten. Diese wurden insbesondere bei der Klassifizierung mittels SAM-Algorithmus, der vergleichend ebenfalls für den CASI-Bilddatensatz vom 14.08.2000 angewendet wurde, besonders deutlich (vgl. Beiblatt 16). Die Abb. 49 vergleicht die aus dem Datensatz gewonnenen *End-*

*member*-Spektren für Ginstergebüsche mit denen junger Schwarzkiefernbestände und zeigt deren spektrale Ähnlichkeit.

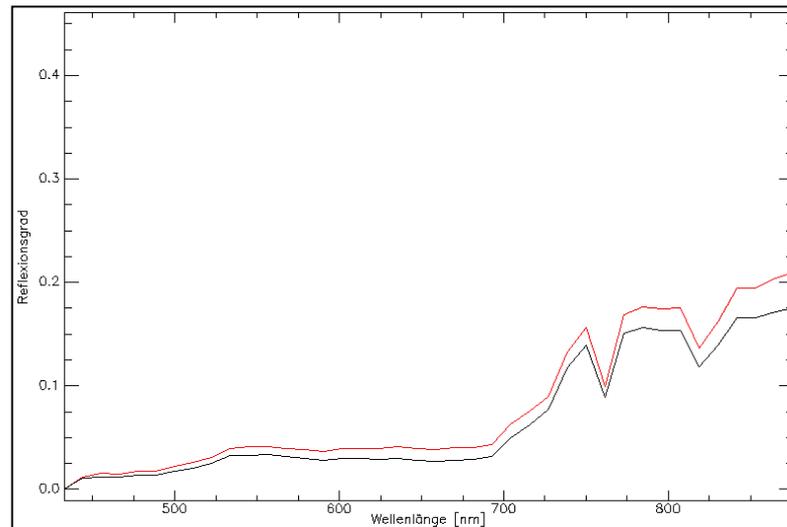


Abb. 49 *Endmember*-Spektren der Klassen „Ginster“ und „Schwarzkiefern (Jungwuchs)“  
Ginster (rot), Schwarzkiefer (schwarz)

Nähere Ausführungen zu den Fehlzuordnungsraten beider genannten Klassen werden im Kap. 6.1.3.4 gemacht. In den CASI-Flugzeugscannerdatensätzen wurden die Klassen „Nadelgehölz“ und „Ginstergebüsch“ daher nicht getrennt ausgewiesen.

Die Abgrenzung von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ zu den „ruderalisierten Trockenrasen“ konnte mittels *SAM*-Algorithmus nicht sicher erfolgen (vgl. Beiblatt 16). Bereiche mit Hochstaudenfluren und hohem Gebüschanteil nordöstlich des Restloches Innenkippe und am Fuß der Böschungen der Hochhalde wurden vorwiegend der Klasse der „ruderalisierten Trockenrasen“ zugeordnet.

Grundsätzlich treten beim *SAM*-Algorithmus methodisch bedingt Zuweisungsprobleme bei den Klassen auf, die im ähnlichen Winkel vom Koordinatenursprung angeordnet sind.

Das Potenzial der **HYMAP-Daten** zur Detektion von Ruderalfluren wurde an Flächen, die sich im Bereich des Sandtrockenrasens von Petersroda befinden und an einem weiteren Untersuchungsgebiet des Tagebaues Goitsche, im bereits rekultivierten Bereich der Restlöcher Mühlbeck und Niemeck, mittels kombiniertem *Parallelepiped–Maximum-Likelihood*-Algorithmus getestet (vgl. Beiblatt 11). Auf der Innenkippe zwischen den Ortschaften Mühlbeck und Pouch traten 1998 (später umgestaltet) neben Grasansaatflächen auch ausgedehnte „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ auf. Beide konnten deutlich voneinander getrennt werden. Die Ruderalvegetation konnte zudem in zwei Klassen untergliedert werden, so dass von Ruderalflächen mit geringem Deckungsgrad eindeutig Flächen mit erhöhtem Anteil an Staudenfluren zu unterscheiden waren, die eine wesentlich höhere Vegetationsdichte aufweisen (vgl. Beiblatt 11). Hierin zeigt sich u. a. das hohe Potenzial der HYMAP-

Daten zur Differenzierung spektral ähnlicher Vegetationsklassen. Selbst zu diesem ungünstigen Aufnahmezeitpunkt war eine sichere Abgrenzung möglich.

Im Untersuchungsgebiet des Trockenrasens, welches getrennt bearbeitet wurde, konnten durch die Klassifizierungen die „artenreichen Trockenrasen“ und „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ von den „Hochstaudenfluren mit Gebüschern“ abgegrenzt werden (vgl. Beiblatt 17).

Das Potenzial der hyperspektralen HYMAP-Flugzeugscannerdaten, welches durch den späten Aufnahmezeitpunkt im September 1998 jedoch eingeschränkt war (vgl. Kap. 6.1.3.1.1), wirkte sich bei der Abgrenzung der Hochstaudenfluren allerdings nicht so deutlich aus, da diese noch vitaler waren als die Vegetation der Sandtrockenrasenflächen. Die Simulation des Potenzials des HYMAP-Sensors, die für die Differenzierung der Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen sehr gute Resultate ergeben hatte (vgl. Kap. 6.1.3.1.1), ließe auch eine detailliertere Unterscheidung der Ruderafluren erwarten.

#### 6.1.3.2.2 Satellitendaten

Die „Hochstaudenfluren mit Gebüschern“ (vgl. Abb. 50) wurden aus Landsat TM-Datensätzen zweier Jahrgänge (07.07.1989 und 08.06.1996) sowie aus jeweils einem Datensatz der Sensoren Landsat ETM+ (14.08.2000), SPOT4 (21.06.1998) und IRS-1C (13.08.1997) mittels kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Algorithmus* klassifiziert.

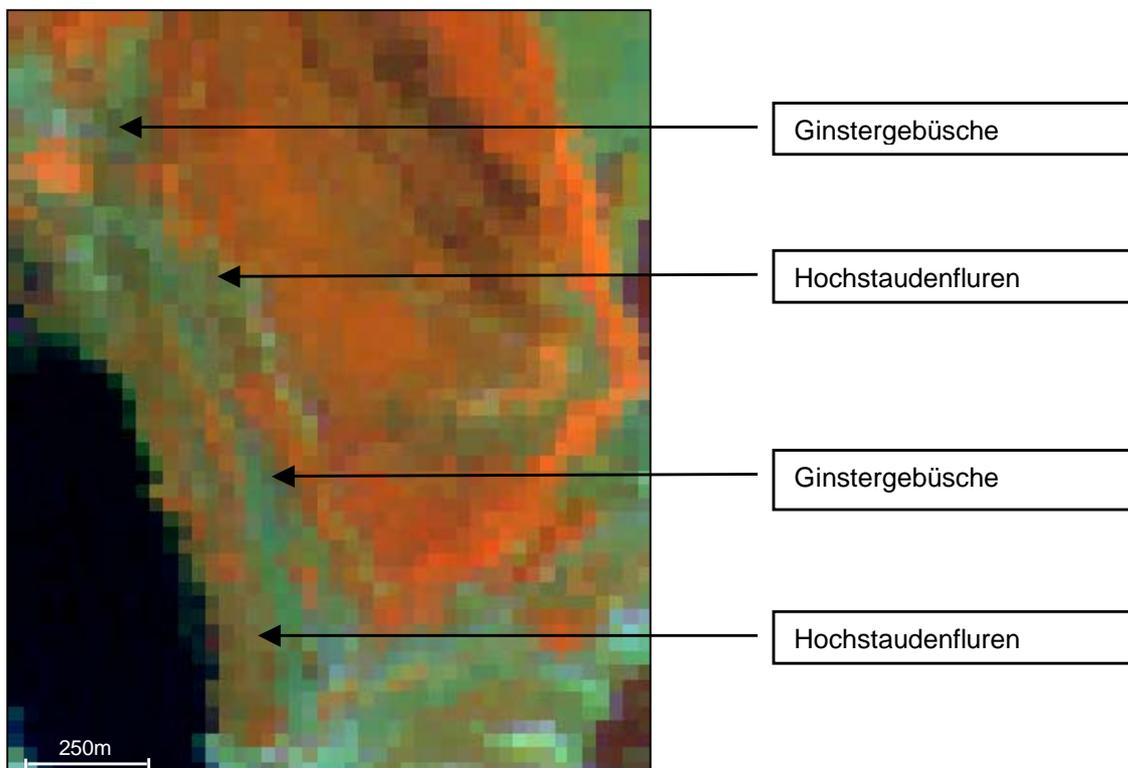


Abb. 50 Darstellung der „Hochstauden mit Gebüschern“ im Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 (Hochhalde nordöstlich des Restlochs Innenkippe im Tagebaukomplex Goitsche; Kanalkombination 4/5/3 in r/g/b)

Areale dieser Klasse konnten mittels aller Sensoren flächendeckend im Gesamtgebäudekomplex detektiert werden (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8). Aufgrund der geringeren geometrischen Auflösung der Satellitendaten treten Flächen von Hochstauden mit denen von Sträuchern und Gebüsch in einem Pixel auf. Daraus ergibt sich ein anderes Reflexionssignal als das der gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen. Deutlich wird dies beim Vergleich der Spektralkurven beider Klassen, die aus dem Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996 gewonnen wurden (vgl. Abb. 51). Durch diesen Umstand lassen sich diese Klassen gut differenzieren.

Die besten Resultate konnten aus den SPOT4-Datensätzen abgeleitet werden (vgl. Beiblatt 7). Hier ließen sich die zuverlässigsten Abgrenzungen zu den artenreichen Sandtrockenrasenbeständen finden.

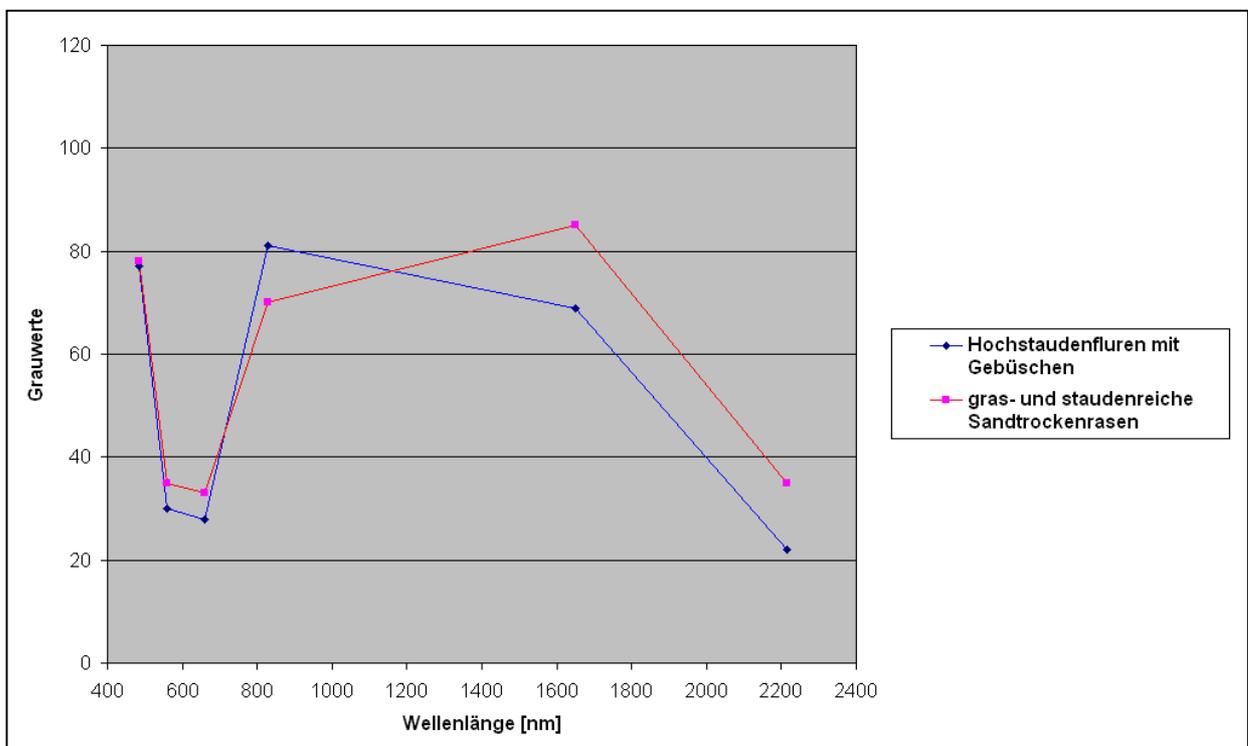


Abb. 51 Spektralprofile von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ und „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ aus Landsat5 TM Daten (Kanal 1-5, 7) vom 08.06.1996

Eine Trennung von der Klasse „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst-lichtes Kronendach“ gestaltete sich dann als schwierig, wenn großflächig Gebüschstrukturen innerhalb der Hochstaudenfluren auftraten. Durch einen ähnlichen Habitus dieser Vegetationsstrukturen, der eine Kombination aus Laubbaumkronen bzw. Gebüschkronen sowie Hochstauden und Gräser im Unterwuchs darstellt, ergeben sich auch ähnliche spektrale Informationen für den entsprechenden Pixel. Insbesondere lichte Birkenvorwälder mit Landreitgras als Unterwuchs werden im geringen Umfang der Klasse der „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ zugeordnet. Straßen und Wege, die insbesondere im bereits rekultivierten „Altbereich“ des Tagebaukomplexes Goitsche nur mit geringer Fahrbahnbreite vorhanden sind, werden beiderseits durch

breite Säume von Staudenfluren mit Gebüsch geprägt. Diese Wegstrukturen werden korrekterweise im überwiegenden Maße der Klasse der „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ zugeordnet. Gleichmaßen verhält es sich mit der Eisenbahnstrecke, die den Bereich im Westen durchquert, sowie von Teilen des Ufersaumes des Lober-Leine-Kanals (vgl. Beiblatt 3, Beiblatt 4, Beiblatt 5, Beiblatt 7, Beiblatt 8).

Der Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 wurde vergleichend auch mittels SAM-Algorithmus klassifiziert (vgl. Beiblatt 6). Die Klasse „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ konnte auch mit Hilfe dieses Verfahrens detektiert werden.

Die Überschneidung der „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ mit den Klassen „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst-lichtes Kronendach“ sowie „gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen“ führte zu höheren Fehlzuzuweisungsraten als dies bei der *kombinierten Parallelepipet-Maximum-Likelihood*-Klassifizierung der Fall war (vgl. Kap. 6.1.3.4). Der Flächenanteil der Klasse „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ vergrößerte sich dabei insbesondere auf Kosten der Klasse „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst-lichtes Kronendach“.

#### 6.1.3.3 Röhrichte und Seggenriede

Die Röhricht- und Seggenriedbestände sind großflächig im ehemaligen Tagebau Muldenstein vorhanden (vgl. Abb. 52). Die im Restschlauch Burgkernitz ausgeprägten Vorkommen wurden sowohl auf der Grundlage der hyperspektralen CASI-Flugzeugscannerdaten vom 14.08.2000 als auch Landsat7 ETM-Daten desselben Aufnahmezeitpunktes vergleichend klassifiziert.



a)



b)

Abb. 52 Röhrichte und Seggenriede im ehemaligen Tagebau Muldenstein  
 a) Restschlauch Burgkernitz (Schilf- und Rohrkolbenbestände) 03.08.00  
 b) Restschlauch Burgkernitz (Binsen- und Schilfbestände) 26.06.01

#### 6.1.3.3.1 Flugzeugscannerdaten

Die gute Differenzierbarkeit der Röhricht- und Seggenriedbestände wurde bereits bei der visuellen Voranalyse des Bilddatensatzes in einer CIR-Darstellungsvariante deutlich sichtbar (vgl. Abb. 53).

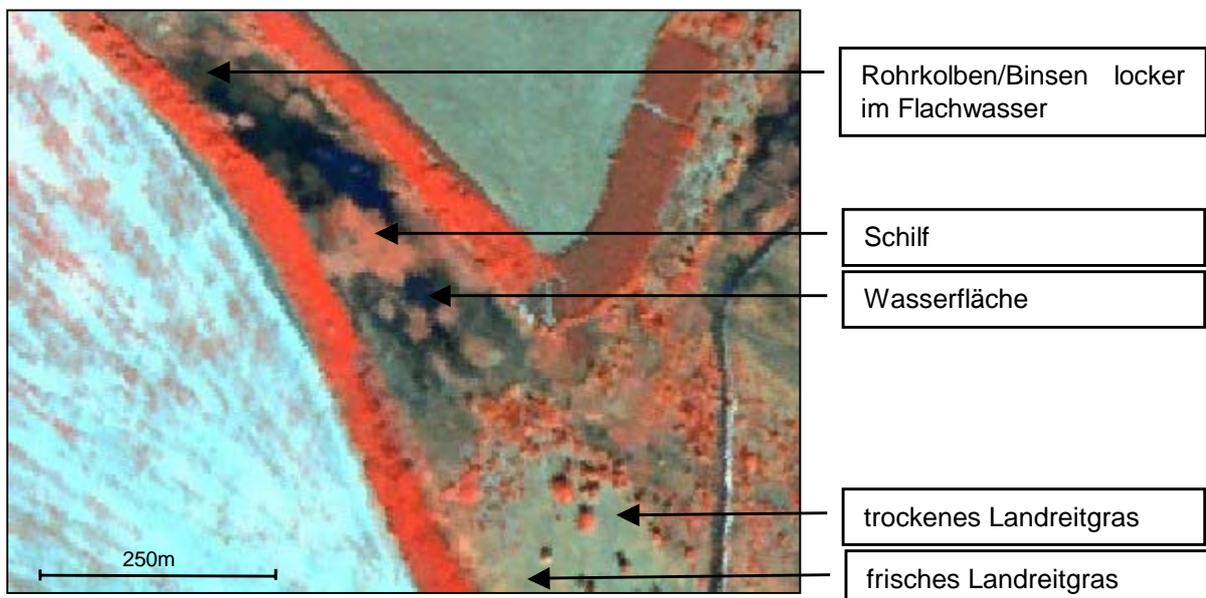


Abb. 53 Differenzierung der Röhricht- und Seggenriedbestände im CASI-Flugzeugscannerdatensatz von 14.08.2000 (Restschlauch Burgkernitz des ehemaligen Tagebaues Muldenstein)

Zum Aufnahmezeitpunkt (14.08.2000) stellen sich die Röhricht- und Seggenriedbestände in einem für eine Unterscheidung optimalen phänologischen Entwicklungsstand dar. Die eben-

falls im Restschlauch vorhandenen ausgedehnten Landreitgrasbestände auf trockenen Standorten befinden sich bereits in einem Stadium verminderter Vitalität, während die Röhricht- und Seggenriedbestände sehr vital sind. Auch die Auswertung der Signaturen der Trainingsflächen zeigte, dass sich zum Überflugzeitpunkt die Vegetationsstrukturen sehr gut spektral differenzieren ließen. Die daraus resultierenden detaillierten Klassen berücksichtigen u. a. verschiedene Vitalitäts- und Bestandsdichtestufen.

Die Vegetationsstrukturen konnten in folgende Klassen differenziert werden:

- Schilf-Dominanzbestände
- Seggen-Dominanzbestände
- Binsen-Dominanzbestände (dicht)
- Binsen (lichte Bestände im Flachwasser) / Rohrkolben-Dominanzbestände
- Landreitgras-Dominanzbestände (trocken)
- Landreitgras-Dominanzbestände (frisch)
- Landreitgras-Dominanzbestände (feucht).

Zusätzlich wurden die Klassen „Wasserfläche“ sowie „Flachwasserbereich/wechselfeuchte Zone“ ausgewiesen (vgl. Beiblatt 19).

Diese Klassen gliedern den Restschlauch Burgkernitz des ehemaligen Tagebaus Muldenstein in unterschiedliche Feuchtestufen. Neben den Klassen, die dominiert werden von Arten der Sumpf- und Feuchtgebiete (Schilf, Seggen, Binsen, Rohrkolben) und im Bereich der Flachwasserzone anzutreffen sind, konnten 3 unterschiedliche Vitalitätsstufen der Landreitgras-Bestände klassifiziert werden (vgl. Beiblatt 19).

Der zunehmende Wasseranstieg in den letzten Jahren lässt sich dabei an der Differenzierung der Landreitgrasbestände erkennen. Die trockenen Landreitgras-Dominanzbestände weisen zum Aufnahmezeitpunkt einen deutlich geringeren Vitalitätsgrad auf und sind auf Bereiche des Restschlauchs beschränkt, die weit entfernt von der Feuchtezone vorkommen (vgl. Beiblatt 19). Die Landreitgrasbestände im Bereich des zunehmenden Wassereinflusses weisen auch zu dem relativ späten Aufnahmezeitpunkt am 14.08.2000 eine erhöhte Vitalität auf und schließen sich als Gürtel an die Röhrichtzone an.

Die spektrale Ähnlichkeit der lichten Binsen-Bestände, welche in der Flachwasserzone auftreten, und der Rohrkolben-Dominanzbestände führten zu einer Zusammenfassung dieser Vegetationsstrukturen. Beide Bestände sind neben dem Vegetationsanteil durch einen relativ hohen Anteil an Wasserfläche innerhalb der Pixel gekennzeichnet. Dabei wirkt der Wasseranteil als dominantes Signal und verhindert eine Differenzierung. Beide Bestände stellen jedoch aufgrund ihrer strukturellen Besonderheit ein ähnliches Habitat dar (HUTH- persönliche Mitteilung). Die Zusammenfassung der Bestände zu einer Klasse ist daher aus naturwissenschaftlicher Sicht unproblematisch.

### 6.1.3.3.2 Satellitendaten

Auf die eingeschränkten Möglichkeiten der Detektierbarkeit von kleinflächigen Röhrichtbeständen innerhalb der offenen Tagebaubereiche mittels Satellitendatensätzen wurde bereits im Kap. 6.1.1.1 hingewiesen. Die im ehemaligen Tagebau Muldenstein vorhandenen Röhricht- und Seggenriedbestände konnten aufgrund ihrer großflächigen Ausprägung mittels Satellitendaten erfasst und differenziert werden (vgl. Beiblatt 18). Die Abb. 54 zeigt die Bestände im Landsat7 ETM-Bilddatensatz vom 14.08.2000. Die im CASI-Bilddatensatz deutlich erkennbaren Feuchtezonen (vgl. Beiblatt 19) und deren direkte Beeinflussung der Vegetationsstrukturen sind auch dem Satellitenbild zu entnehmen (vgl. Beiblatt 18).

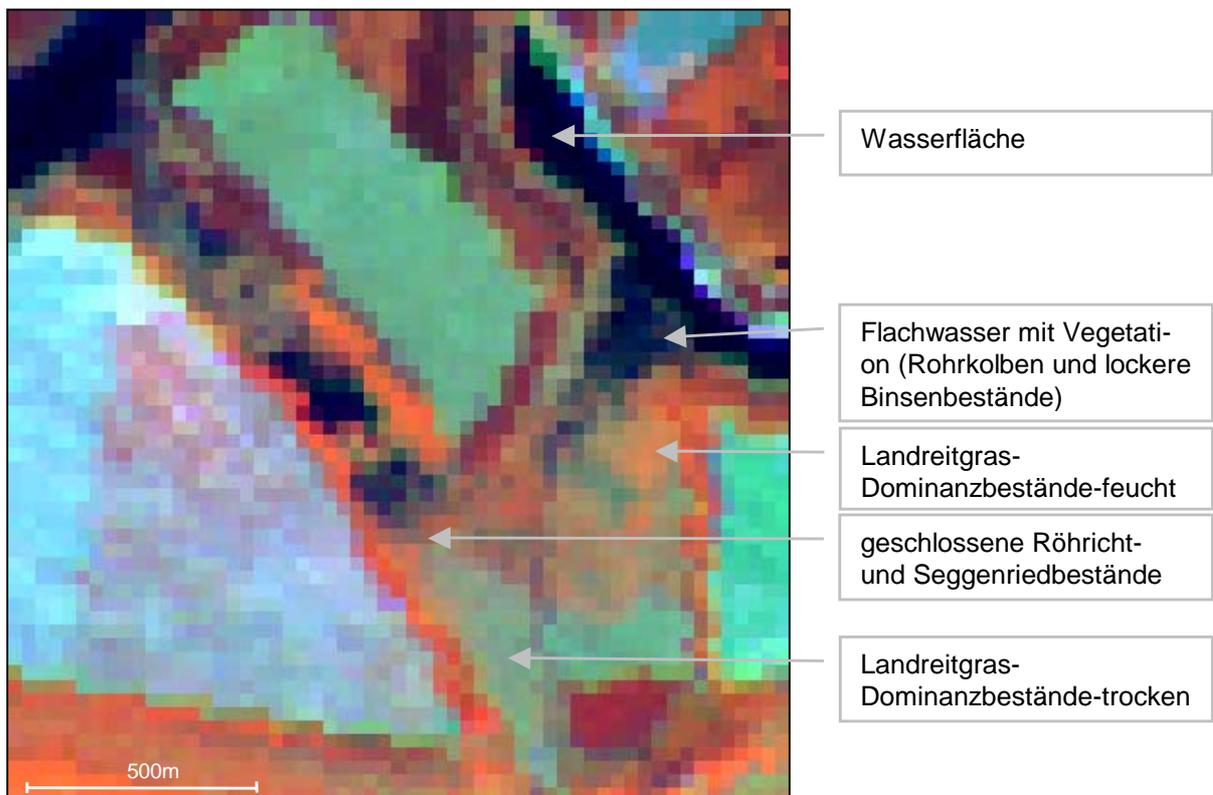


Abb. 54 Erkennbarkeit der Röhricht- und Seggenriedbestände im Landsat7 ETM-Bilddatensatz von 14.08.2000 (Restschlauch Burgkernitz des ehemaligen Tagebaues Muldenstein)

Folgende Klassen konnten mittels kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus im Restschlauch Burgkernitz unterschieden werden (vgl. Beiblatt 18):

- Wasserfläche
- Flachwasser
- Flachwasser mit Vegetation (Rohrkolben- und lockere Binsenbestände)
- geschlossene Röhricht- und Seggenriedbestände
- Binsen-Dominanzbestände (dicht)
- Landreitgras-Dominanzbestände (trocken)
- Landreitgras-Dominanzbestände (feucht)

- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach >70%)
- Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach <70%)
- Nadelholzforst
- Nadelholzforst (Jungwuchs)
- offenes Substrat.

Die Unterscheidung der offenen Wasserflächen von der Flachwasserzone konnte aufgrund des unterschiedlichen Absorptionsverhaltens in den Kanälen des nahen und mittleren Infrarotbereiches erfolgen. Eine Klasse von Flachwasser mit Vegetationsstrukturen, die sich vorwiegend aus Rohrkolben- und lockeren Binsenbeständen zusammensetzen, differenziert sich aufgrund der gesteigerten Reflexion in den Kanälen 4 und 5 des Landsat7 ETM-Datensatzes (vgl. Abb. 55).

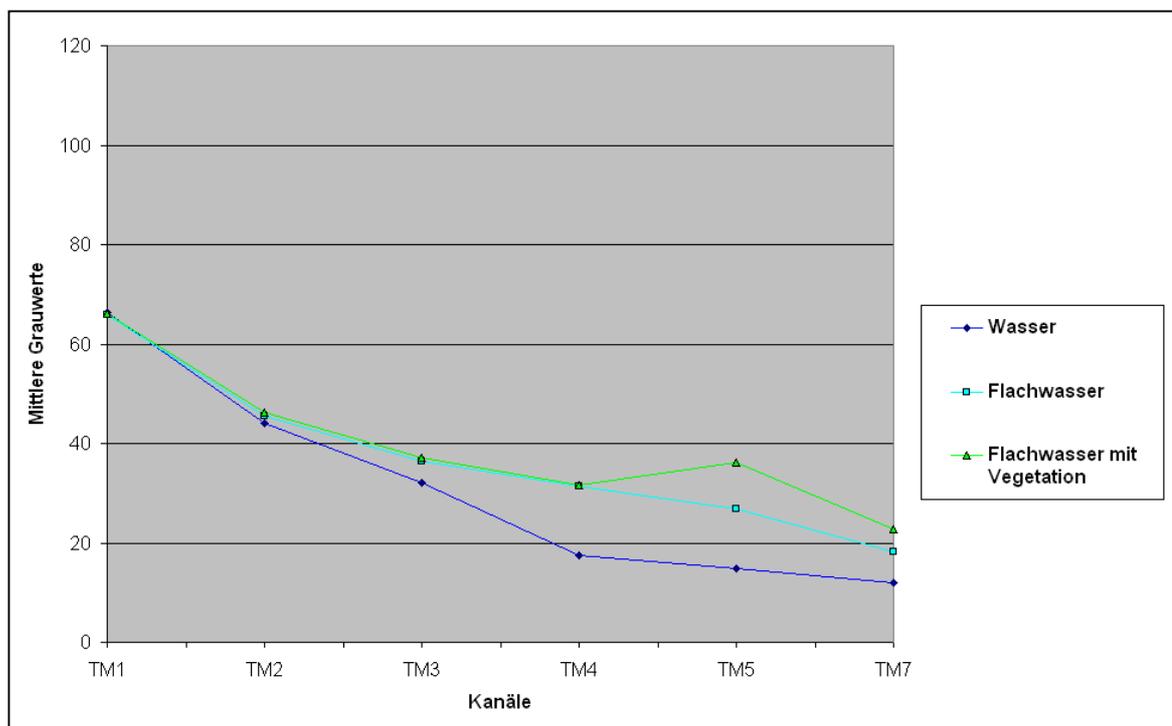


Abb. 55 Signaturdiagramme der Klassen „Wasser“, „Flachwasser“ und „Flachwasser mit Vegetation“ (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)

Die Klasse der „geschlossenen Röhricht- und Seggenriedbestände“ repräsentieren die ausgedehnten Schilf- und Rohrkolbenvorkommen. Dichte Binsendominanzbestände weisen eine eigene Spektralcharakteristik auf und wurden daher als eigenständige Klasse aufgeführt. Die bereits in den Flugzeugscannerdaten klassifizierten Landreitgrasbestände innerhalb des Restschlauches Burgkernitz konnten auch mittels Satellitendaten detektiert werden und in zwei Klassen unterschiedlicher Vitalität gegliedert werden (vgl. Beiblatt 18). Trockene Landreitgrasfluren mit geringer Vitalität ließen sich von frischen Landreitgrasbeständen trennen. Das Klassifizierungsergebnis ließ mehr Differenzierungsmöglichkeiten dieses Tagebaubereiches zu als dies aufgrund der relativen Kleinflächigkeit zu erwarten gewesen wäre. Der Auf-

nahmezeitpunkt im August bietet für die Klassifizierung der Feuchtstandorte die optimalen Voraussetzungen. Der phänologische Entwicklungsstand der Vegetation der Röhricht- und Seggenriedbestände ist durch eine hohe Vitalität gekennzeichnet, während die Landreitgrasbestände und trockenen Krautfluren bereits eine geringere Vitalität aufweisen. Damit ist ein Maximum an Unterschieden gegeben.

#### 6.1.3.4 Fehleranalyse

Für eine Überprüfung der Klassifizierungsergebnisse der Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich existierten aufgrund einer Vielzahl unabhängiger Kontrollflächen, die aus den detaillierten Geländeaufnahmen der Vegetationskundler stammen, ideale Voraussetzungen. Eine derartige Überprüfung anhand der von den eigentlichen Trainingsgebieten unabhängigen Kontrollflächen gewährleistet eine objektive Bewertung (WILL, 1996). Ein Problem wurde allerdings bei der Fehleranalyse deutlich. Die unter vegetationskundlicher Sichtweise automatisch geclusterten Geländeaufnahmen spiegeln nicht in allen Fällen Vegetationsstrukturen wider, die unter spektralen Gesichtspunkten „reine“ Klassen darstellen. Im weiteren Verlauf dieses Kapitels wird am Beispiel der „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ dieser Zusammenhang näher erläutert.

Die Fehleranalyse wird im Folgenden getrennt für die drei untersuchten Hauptkategorien der Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich vorgenommen.

#### **Sandtrockenrasen**

Die wichtigsten Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen konnten mit Hilfe aller getesteten Sensoren erfasst werden.

Die Differenzierung mittels CASI-Flugzeugscannerdatensätzen konnte teilweise bis auf die Ebene von Vegetationseinheiten bzw. aggregierten Vegetationseinheiten erfolgen.

Die Klasse der „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ ließ sich bei Ausbildung geschlossener Teppiche aufgrund ihrer eigenen Spektralcharakteristik aus den Flugzeugscannerdatensätzen mit einer Genauigkeit von 90% zuverlässig erfassen. Traten Übergangsformen dieser Klasse zu den „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ oder den „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ auf, so wurden 75% der aus vegetationskundlicher Sicht noch zu den „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ gehörenden Kontrollflächen richtig zugeordnet. Diese Ergebnisse legen nahe, künftig die Klasse der „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ aus vegetationskundlicher Sicht enger zu fassen oder Übergangsklassen zu definieren.

Die „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ wurden bei sehr geringen Bestandsdichten als „vegetationsfreie Mischsedimente“ erfasst. Durchschnittlich 80% der Kontrollflächen wurden mittels CASI-Daten korrekt als „artenarme Silbergras-Pioniergesellschaften“ klassifiziert.

Es existieren Abgrenzungsprobleme zwischen 20 und 25%

- von der Klasse der „ruderalisierten Sandtrockenrasen“ zur Klasse der „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“ sowie
- von der Klasse der „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“ zur Klasse der „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ außerhalb der Trockenrasenbereiche.

Desweiteren ergaben sich Trennungsprobleme zwischen der Klasse der „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ und der Klasse der „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“. Insbesondere beim CASI-Datensatz von 1997 führte die spektrale Dominanz der Landreitgrasbestände aufgrund der hohen Vitalität zum Überflugzeitpunkt zu einer deutlichen Überrepräsentanz dieser Klasse (vgl. Beiblatt 14). Dies wirkt sich bei der Klassifizierungsgenauigkeit der Klasse der „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ aus, die bei diesem Datensatz nur 69% beträgt.

Die SAM-Klassifizierung des CASI-Flugzeugscannerdatensatzes vom 14.08.2000 erforderte eine Aggregation spektral ähnlicher Klassen. So mussten die „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ und die „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ zur Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“ zusammengefasst werden, die mit einer Genauigkeit von 85% detektiert wurde. Die Testflächen für vegetationsfreie Sedimente wurden zu 15% fehlerhaft der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“ zugeordnet. Bedingt durch den Algorithmus ist die Abgrenzung der „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft“ zu den „artenarmen Sandtrockenrasen“ aufgrund spektraler Ähnlichkeiten der *Endmember* fehlerbehaftet. Von der Kontrollflächen der erstgenannten Klasse werden 35% durch die SAM-Klassifizierung der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“ zugeordnet. Diese einseitige Abwanderung konnte auch bei Veränderung des in die SAM-Klassifizierung eingehenden Spektralwinkels nicht verbessert werden. Die Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“ ist demnach bei Anwendung des SAM-Algorithmus deutlich überrepräsentiert.

Eine Trennung von „Ginstergebüsch“ und „Schwarzkiefer –Aufforstungen“ konnte nicht erreicht werden.

Die Klassifizierung der HYMAP-Flugzeugscannerdatensätze musste aufgrund des späten Aufnahmezeitpunktes (02.09.1998) mit entsprechend zusammengefassten Klassen erfolgen. Die Fehleranalyse ergab mit durchschnittlich 82% für die Klassifizierung zu einem ungünstigen phänologischen Entwicklungsstadium eine hohe Genauigkeit der Detektion. Das Potenzial der HYMAP-Flugzeugscannerdaten, die Vegetationseinheiten des Sandtrockenrasens auch in detaillierter Form zu erfassen, wurde im Kap. 6.1.3.1.1 durch Simulation der Spektalkurven zum optimalen Überflugzeitpunkt nachgewiesen. Ähnlich hohe Genauigkeiten sind zu erwarten, da durch die sehr hohe spektrale Auflösung sich alle Vegetationseinheiten differenzieren lassen.

Die Klassifizierungen mittels Satellitendaten konnten die Sandtrockenrasenflächen in drei Klassen unterscheiden, die mit einer durchschnittlichen Genauigkeit von 79% (vgl. Anhang 9, Anhang 10, Anhang 11) erfasst werden konnten.

Für die Genauigkeit der Erfassung artenarmer Sandtrockenrasenbestände, die aus „artenarmen Silbergras-Pioniergesellschaften“ und „kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften“ bestehen, sowie deren Abgrenzung von den vegetationsfreien Flächen ist in entscheidendem Maße die räumliche Auflösung des Sensors verantwortlich. Je höher der Sensor räumlich auflöst, umso genauer konnten die Flächen mit vegetationsfreien Sedimente identifiziert werden. Mittels Landsat-Daten, die die geringste räumliche Auflösung aufweisen, wurden vielfach vegetationsfreie Sedimente der Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“ zugeordnet.

Die Klasse der „artenreiche Sandtrockenrasen“ wies bei der auf dem Landsat 7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 basierenden Klassifizierung in 8,9% Überschneidungen zur Klasse der „artenarmen Sandtrockenrasen“ auf (vgl. Anhang 9). Diese Fehlzugeweisungen fanden ausschließlich innerhalb von Beständen statt, die durch artenarme Silbergras-Pioniergesellschaften dominiert wurden. Für Bereiche, die durch Kryptogamen geprägt waren, traten derartige Fehlzugeweisungen aus der Klasse der „artenreichen Sandtrockenrasen“ nicht auf. Die spezifische Spektralcharakteristik der kryptogamenreichen Silbergrasgesellschaften gewährleistete stets deren korrekte Detektion mit Hilfe aller Sensoren – auch jener mit geringer spektraler Auflösung (SPOT4 und IRS-1C).

„Gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen“ ließ sich sicher von den „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ abgrenzen (Fehlzugeweisungen durchschnittlich 5%).

Der SAM-Algorithmus konnte die Sandtrockenrasenbestände nur mittels aggregierter Klassen detektieren (vgl. Anhang 12). Diese Klassen wurden mit einer Genauigkeit von 78,9% für die Klasse „vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat/ artenarmer Sandtrockenrasen“ bzw. 91,1% für die Klasse „arten-, gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen/ gräserdominierten Ansaaten (dicht)“ erfasst (vgl. Anhang 13).

### **Hochstaudenfluren mit Gebüsch**

Flächen mit „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ wurden mittels aller Flugzeugscannerdatensätze von den Sandtrockenrasengesellschaften und den Forstflächen abgegrenzt. Fehlzugeweisungen treten zu den Klassen „ruderalisierter Sandtrockenrasen“, „Landreitgras-reicher Sandtrockenrasen/ Landreitgras-Dominanzbestand“ und „Nadelholzforst“ auf.

Insbesondere die erstgenannten Abwanderungen sind auf ein ähnliches Artenspektrum zurückzuführen. Die letztgenannten kommen durch die ähnliche Spektralcharakteristik von Ginstergebüsch, die im Tagebaukomplex Goitsche ein wesentlicher Bestandteil der „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ sind, zustande. Die Klassifizierungsgenauigkeit für die Klasse der „Hochstaudenfluren“ beträgt bei den CASI-Flugzeugscannerdatensätzen vom

17.05.1997 und 14.08.2000, die mittels kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus analysiert wurden, 70% (Datensatz 1997) und 80% (Datensatz 2000).

Unter Verwendung aller Satellitendatensätze konnten Hochstaudenfluren aufgrund der erhöhten Vitalität gegenüber Sandtrockenrasenflächen detektiert werden. Fehlzusweisungen zwischen den Klassen des Sandtrockenrasens und den Hochstaudenfluren betragen bei Anwendung des kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus weniger als 4%. Eine erhöhte Fehlerquote von durchschnittlich 15% ergab sich bei der Abgrenzung zur Klasse „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst-lichtes Kronendach“ (vgl. Anhang 9). Insbesondere mittels *SAM*-Klassifizierungsalgorithmus (Landsat7 ETM-Datensatzes vom 14.08.2000) konnte die Trennung dieser Klassen nur unter Tolerierung einer Fehlzusweisungsrate von durchschnittlich 18% erfolgen.

### **Röhrichte und Seggenriede**

Die anhand zweier Datensätzen getesteten Detektionsmöglichkeiten von Röhrichten und Seggenrieden konnten im Tagebau Muldenstein aufgrund der Großflächigkeit derartiger Bestände gut analysiert werden. Sowohl der Flugzeugscannerdatensatz als auch der verwendete Landsat7 ETM-Datensatz haben die Bestände zu einem phänologisch günstigen Zeitpunkt (Mitte August) aufgenommen. Der Vergleich beider Sensoren konnte unter optimalen Voraussetzungen erfolgen (gleicher Überflugzeitpunkt am 14.08.2000).

Die Klassifizierung der hyperspektralen CASI-Daten zeigte für die Klassen „Rohrkolben“ und „Binsen“ sowie „Seggen“ und „Schilf“ spektrale Ähnlichkeiten, die mit teilweisen Fehlzusweisungen einhergingen. Dichte Binsenbestände konnten identifiziert werden, jedoch waren deren lockerere Ausprägung im Flachwasserbereich nicht von Rohrkolbenbeständen trennen. Aus diesem Grund wurde die Klassenaggregation „Rohrkolben/ Binsen locker im Flachwasser“ gebildet.

Die Klasse „Schilf“ wird im Vergleich zu den Seggenbeständen deutlich sicherer erfasst (87%). Die letztgenannten Bestände sind unterrepräsentiert erfasst worden und weisen eine Fehlerquote von 25% auf.

Die Differenzierung der Landreitgrasbestände in Vitalitätsstufen (verursacht durch unterschiedliches Wasserdargebot) konnte mit einer Genauigkeit von 85% erfolgen. Die Zuverlässigkeit der Abgrenzung von Landreitgrasbeständen zu den anderen im Untersuchungsgebiet vorkommenden Vegetationsstrukturen kann nach Auswertung der Beurteilungsstichproben mit 90% angegeben werden.

Die durchschnittliche Klassifizierungsgenauigkeit aller Klassen kann mit 85% angegeben werden.

Mittels Satellitendaten wurden die Detektionsmöglichkeiten anhand des Landsat7 ETM-Datensatzes vom 14.08.2000 untersucht. Aufgrund der geringen geometrischen Auflösung mussten Klassen gegenüber den Flugzeugscannerdaten aggregiert werden. Dabei wurden Abgrenzungen der geschlossenen Röhricht- und Seggenriedbestände von den Vegetations-

formen im Flachwasser (Rohrkolben, lockere Binsenbesände) vorgenommen. Die Klassifizierungsgenauigkeit beider Klassen beträgt 80%. Aufgrund ihrer spektralen Eigenständigkeit konnten großflächige „Binsen-Dominanzbestände“ detektiert werden, die jedoch im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes überproportional erfasst wurden. Landreitgrasbestände waren zumeist korrekt zu klassifizieren (Genauigkeit 88%).

Die durchschnittliche Genauigkeit aller Klassen ist mit 83% anzugeben.

#### 6.1.3.5 Teilzusammenfassung

- ⇒ Bei den Sukzessionsflächen im rekultivierten und langfristig stillgelegten Tagebaubereich handelt es sich vorwiegend um Flächen, die im Rahmen der Renaturierung einer weitestgehend ungestörten Entwicklung unterliegen. Analysiert wurden großflächige Sandtrockenareale, Ruderalfluren aus Hochstauden mit Gebüschern sowie Röhrichte und Seggenriede.
- ⇒ Sowohl hyperspektrale Flugzeugscannerdaten als auch operationell zur Verfügung stehende Satellitendaten sollten hinsichtlich ihres Potenzials, diese inhomogenen Vegetationsstrukturen detektieren zu können, untersucht werden.

#### **Sandtrockenrasen**

- ⇒ Die im Tagebau Goitsche vorhandenen ausgedehnten Sandtrockenrasenflächen, die eine hohe naturschutzfachliche Relevanz besitzen, können sowohl mit gering auflösenden Satellitendaten als auch mittels geometrisch und spektral hochauflösender Flugzeugscannerdaten erfasst werden.
- ⇒ Alle Sensoren erlaubten es, eine innere Differenzierung der Vegetationsstrukturen vorzunehmen und sie von anderen abzugrenzen.
- ⇒ Mittels hyperspektraler Flugzeugscannerdaten konnte eine großflächige Erfassung bis auf die Ebene von Vegetationseinheiten bzw. aggregierten Klassen erfolgen. Damit liegen erstmals flächendeckende Aussagen für das Gesamtareal des Sandtrockenrasens vor. Es zeigte sich ein signifikantes Verteilungsmuster der Vegetationsstrukturen auf den Flächen des Sandtrockenrasens, welches die bei den vegetationskundlichen Analysen ermittelten Korrelationen der Vegetationsstrukturen mit den Substrateigenschaften der Standorte widerspiegelt.
- ⇒ Der CASI-Datensatz vom 17.05.1997 gestattete aufgrund des Aufnahmezeitpunktes eine detailliertere Differenzierung als der CASI-Datensatz vom 14.08.2000. Beide Klassifizierungen bestätigen aufgrund ihrer weitestgehenden Übereinstimmung, dass mittels Flugzeugscannerdaten ausgehend von kleinflächigen Trainingsgebieten eine Extrapolation der Vegetationseinheiten auf das Gesamtareal möglich ist.
- ⇒ Klassifizierungen der Flugzeugscannerdaten mittels *SAM*-Algorithmus können methodenbedingt weniger Klassen differenzieren als jene mit Hilfe des kombinierten *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus erstellten. Klassen mit ähnlichem Spektral-

verhalten wie die Vegetationsstrukturen der Sandtrockenrasen sind mit Hilfe dieser Methode nicht korrekt zu trennen, da sie vorwiegend im gleichen Spektralwinkel vom Koordinatenursprung liegen. Mittels SAM-Klassifizierung können Grobklassen mit wenigen Trainingsgebieten effektiv detektiert werden.

- ⇒ Fehlzusweisungen traten vorwiegend zwischen den „ruderalisierten Sandtrockenrasen“ und den „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“, den „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“ und den „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ sowie den „artenreichen Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaften“ und „Landreitgras-reichen Sandtrockenrasen“ auf.
- ⇒ Mittels aller Satellitendatensätze konnten die Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens in drei Klassen differenziert werden. Diese lassen sich von den Ruderalfluren und vegetationsfreien Flächen unterscheiden (vgl. Tab. 18). Dabei wurde eine durchschnittliche Genauigkeit von 79% für diese Klassen in allen Klassifizierungen erreicht.
- ⇒ Die Ergebnisse konnten optimiert werden, indem die Trockenrasenflächen ausmaskiert und anschließend getrennt von den anderen klassifiziert wurden. Klassenzahl und Genauigkeit lassen sich durch großmaßstäbige Analysen eines Teilbereiches erhöhen. Betrachtungen eines Gesamtgebäues stellen somit immer einen Kompromiss zwischen möglichst detaillierten Klassen und einer akzeptablen Klassifizierungsgenauigkeit dar.
- ⇒ Der SAM-Algorithmus erbrachte für die Analyse des Gesamtgebäudekomplexes erst nach weitreichender Aggregation spektral ähnlicher Klassen ausreichend genaue Ergebnisse.

### **Hochstaudenfluren mit Gebüsch**

- ⇒ Alle Flugzeugscannerdaten erlaubten, die Ruderalflächen in Form von „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ von den Sandtrockenrasengesellschaften und den Forstflächen sicher abzugrenzen.
- ⇒ Fehlzusweisungen existieren aus der Klasse der „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ zu den Klassen „ruderalisierter Sandtrockenrasen“ und „Landreitgras-reicher Sandtrockenrasen/ Landreitgras-Dominanzbestand“.
- ⇒ Der HYMAP-Datensatz konnte trotz eines ungünstigen Überflugzeitpunktes (02.09.1998) die entsprechenden Vegetationsstrukturen gut differenzieren.
- ⇒ Mittels SAM-Algorithmus konnten beim CASI-Datensatz (14.08.2000) „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ nicht sicher von „ruderalisierten Trockenrasen“ abgegrenzt werden. Der kombinierte *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus ermöglichte wesentlich detaillierte Klassifizierungen mit höheren Genauigkeiten.
- ⇒ Die Satellitensensoren konnten flächendeckend die Hochstaudenfluren korrekt erfassen.

- ⇒ Die Abgrenzung zu „gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen“ ist aufgrund der Vegetationsgesellschaftung der Hochstaudenfluren mit Gebüschern und daraus resultierender Vitalität sicher möglich (ca. 4% Fehlzuweisungsrate).
- ⇒ Eine wesentlich höhere Fehlerquote (durchschnittlich 15%) ergab sich bei der Abgrenzung zur Klasse „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst-lichtes Kronendach.“
- ⇒ Der SAM-Klassifizierungsalgorithmus gestattete aufgrund spektraler Ähnlichkeiten der Vegetationsstrukturen nur bei Anwendung aggregierter Klassen akzeptable Genauigkeiten.

### **Röhrichte und Seggenriede**

- ⇒ Die Untersuchungen der Bestände wurden anhand der Areale im ehemaligen Tagebau Muldenstein vorgenommen.
- ⇒ CASI-Flugzeugscannerdaten vom 14.08.2000 erlaubten eine weitreichende Differenzierung der Feuchtflecken.
- ⇒ Landreitgrasbestände unterschiedlicher Vitalität konnten von den Vegetationsstrukturen der Röhricht- und Seggenriedflächen sicher abgegrenzt werden.
- ⇒ Der Aufnahmezeitpunkt (Mitte August) erwies sich für die innere Differenzierung der Röhrichte und Seggenriede sowie deren Abgrenzung von trockeneren Ruderalfluren als optimal geeignet.
- ⇒ Die durchschnittliche Genauigkeit der Gesamtklassifizierung betrug 85%.
- ⇒ Anhand des analysierten Landsat7 ETM-Satellitendatensatzes vom gleichen Aufnahmezeitpunkt konnten aufgrund der Großflächigkeit der Bestände im Untersuchungsgebiet die Vegetationsstrukturen sicher erfasst und differenziert werden.
- ⇒ „Flachwasser mit Vegetation“ ließ sich dabei von „geschlossenen Röhricht- und Seggenriedbeständen“ und „Landreitgrasbeständen“ unterscheiden.
- ⇒ Die durchschnittliche Genauigkeit aller Klassen kann bei Erfassung mittels Satellitendaten mit 83% angegeben werden.
- ⇒ Treten kleingliedrige Röhricht- und Seggenriedbestände innerhalb offener Tagebaubereiche auf, so sind sie bei Klassifizierungen eines Gesamttagebaukomplexes zumeist nicht zu erfassen und derartige Genauigkeiten nicht zu erreichen.

Für die Vegetationsstrukturen des Tagebaukomplexes Goitsche wird in der Tab. 18 ein zusammenfassender Überblick über die Möglichkeiten ihrer Detektion in den unterschiedlichen Maßstabebenen der im Rahmen dieser Arbeit analysierten Fernerkundungsdaten gegeben. Dabei werden entsprechende Aggregationen von Klassen verdeutlicht und deren Zuordnung zu den bei Geländeerhebungen erfassten Vegetationsstrukturen (z. T. bis auf die Ebene von Vegetationseinheiten) dargestellt.

Tab. 18 Zusammenfassender Überblick über die Möglichkeiten der Detektion von Vegetationsstrukturen in unterschiedlichen Maßstabsebenen

Fernerkundungsdaten-sätze	Geländeerhebungen	Flugzeugscannerdaten		Satellitendaten		
		CASI	HYMAP			
Vegetationsstrukturen des Tagebaukomplexes Götsche	Trocken- und Magerbiotope	Maßstabsebenen	1:2.500	CASI 1997 Detailareale 1:5.000	1:10.000	Landsat-TM, -ETM, SPOT4 IRS1C/D-LISS Detailareale (1:25.000) 1:50.000
			vegetationsfreies Sediment	vegetationsfreies Sediment	vegetationsfreies Sediment	vegetationsfreies Sediment
		Sandtrockenrasens bel Petrosida	artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft (COR)	artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft	artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft	artenarmer Sandtrockenrasen
			kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft (CORM)	kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft	kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft	
			artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft (COR-HELL)	artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft	artenreiche Sandstrohblumen-Silbergrasgesellschaft	artenreicher Sandtrockenrasen
			Gesellschaft des Hasenklee (TRIF)	Gesellschaft des Feld-Beifußes (ART)	ruderalisierter Sandtrockenrasen (z.T. mit POA und AGR)	
	Gras- und Krautfluren	Ruderalfluren	Landreitgrasreiche Sandtrockenrasen (CAL)	Landreitgrasreicher Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestand	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen (z.T. mit POA, AGR)	Hochstaudenflur mit Gebüsch
			Landreitgras-Dominanzbestände	Landreitgrasreicher Sandtrockenrasen / Landreitgras-Dominanzbestand	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen (z.T. mit POA, AGR)	
		Ansaaten	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Hochstaudenflur mit Gebüsch
			vegetationsarmes Mischsediment	vegetationsarmes Mischsediment	vegetationsarmes Mischsediment	vegetationsarmes Mischsediment/ Ansaatflächen - lückig
			Ansaatflächen - lückig	Ansaatflächen - lückig	Ansaatflächen - lückig	Ansaatflächen - lückig
			Ansaatflächen-dicht	Ansaatflächen-dicht	Ansaatflächen-dicht	Ansaatflächen-dicht

## 6.2 Veränderungsanalyse

### 6.2.1 *Change detection* mittels *Feature space analysis* (FESPA)

Wichtiger Bestandteil eines langfristigen Monitorings der Bergbaufolgelandschaften ist die Analyse der Veränderungen aus Fernerkundungsdatensätzen unterschiedlicher Zeitpunkte („*Change detection*“). Im Rahmen der Arbeit wurden die Veränderungen durch die Verschneidung von getrennten überwachten Klassifizierungen analysiert (vgl. Kap. 5.3). Dazu wurde eine neue Methode basierend auf der Analyse bereits vorhandener Klassifizierungsergebnisse unterschiedlicher Zeitpunkte entwickelt, die im Folgenden als Fließschema dargestellt ist (vgl. Abb. 56).

Die Klassifizierungen werden in einem ersten Schritt auf die Veränderungsanalyse vorbereitet, indem eine Zusammenfassung der detaillierten Klassen erfolgt, um unterschiedliche Klassenuntersetzungen auszugleichen, die zum Teil durch verschiedene Sensoren oder Aufnahmezeitpunkte bedingt sein können. Dieser Schritt wird durch eine Recodierung der Einzelklassifizierungen auf gleiche Klassenbezeichnungen und Hierarchieebenen gewährleistet.

Danach werden die Einzelklassifizierungen zu einem neuen Datensatz zusammengefügt (*Layer stack*), so dass jede Klassifizierung durch einen eigenen *Layer* repräsentiert wird (vgl. Abb. 56). Dieser Vorgang, *Layer* einzelner Zeitschnitte in einem Datensatz zu kombinieren, ist eine auch von anderen Autoren genutzte Möglichkeit, Veränderungen abzuleiten (KALKE et al. 2002). Die *Layer* werden nach dem Aufnahmezeitpunkt aufsteigend angeordnet. Im ersten *Layer* wird demnach der früheste ( $t_1$ ) und im letzten *Layer* der späteste Aufnahmezeitpunkt ( $t_{1+x}$ ) verschlüsselt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde eine Methode entwickelt, die den nachfolgenden Analysevorgang einfach und effizient gestaltet. Dazu wird zunächst ein Bild des Merkmalsraumes (*Feature space image*) der jeweils zu vergleichenden *Layer* erzeugt (vgl. Abb. 56 und Abb. 57). In diesem Bild sind auf der Abzisse die Klassen des älteren und auf der Ordinate die Klassen des jüngeren *Layer* in gleichbleibender Reihenfolge angeordnet (vgl. Abb. 57). Dadurch werden alle möglichen Kombinationen von Veränderungen zwischen den verglichenen Zeitpunkten verdeutlicht. Jede Umwidmungsart wird durch einen Pixel des Merkmalsraumes repräsentiert. Zudem wird durch die Intensität der Farben die Häufigkeit der entsprechenden Umwidmung verschlüsselt.



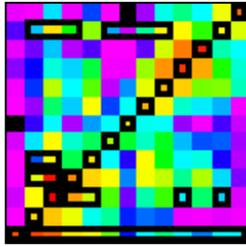
**Bildung von Signaturen aus den *Feature space images* anhand der Interpretationstabelle:**

Zuordnungstabelle		Zuordnungstabelle											
11	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
10	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
9	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
8	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
7	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
6	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
5	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
4	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
3	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
2	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12
1	Wald -> Wald	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10	W11	W12

(vgl. Tab. 19)



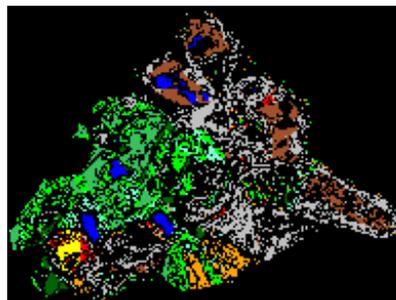
**Zuordnung der Pixel des *Layer stack images* nach nicht parametrischer Regel:**



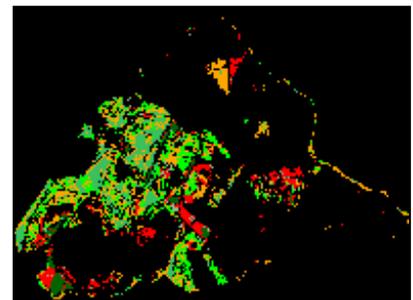
Zuordnung der Pixel des *Layer stack images* nach nicht parametrischer Regel, basierend auf Signaturen, die mittels *Feature space images* festgelegt wurden



**Ergebnis der Veränderungsanalyse**



z.B. Erfassung von unveränderten Flächen (in Teilzeiträumen oder dem Gesamtzeitraum) (z.B. vgl. Beiblatt 20)



z.B. Erfassung von Klassen in ihrer Veränderung (in Teilzeiträumen oder dem Gesamtzeitraum) (z.B. vgl. Beiblatt 23)

Abb. 56 Fließschema der Veränderungsanalyse mittels FESPA

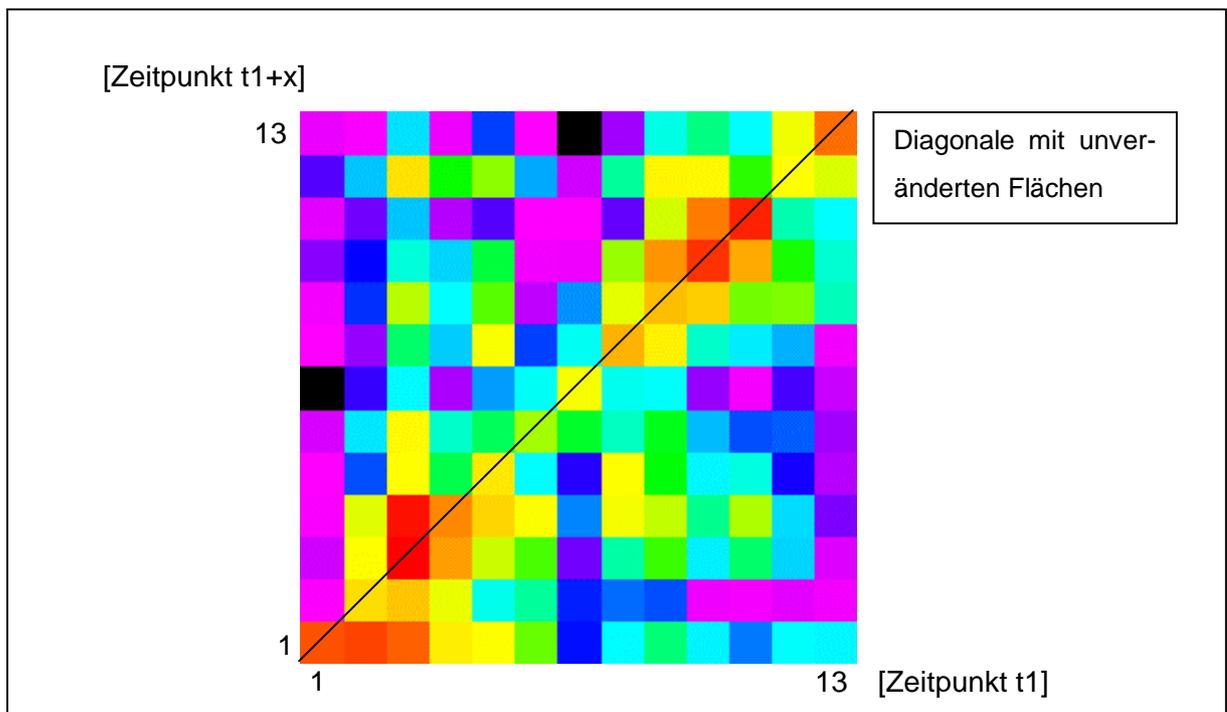


Abb. 57 Beispielhafte Darstellung eines Feature space image basierend auf *Layern* des *Layer stack*-Datensatzes

Somit kann aus dem jeweiligen Bild des Merkmalraumes bereits die Art der Umwidmung abgelesen werden, da die Einzelklassifizierungen auf die gleichen Klassen recodiert worden sind und diese jeweils nach der Sukzessionsreihenfolge geordnet wurden. Dies geschieht mit Hilfe der Interpretationstabelle (vgl. Tab. 19), in der die Lage der häufigsten Umwidmungsarten im Merkmalsraum gekennzeichnet ist. Der Tabelle kann bereits die Charakterisierung dieser Umwidmungsarten entnommen werden. Der Analysezeitraum ist variabel und hängt von den zur Verfügung stehenden Daten ab.

Die Zuordnung der Pixel des *Layer stack*-Datensatzes zu einzelnen Veränderungsklassen erfolgt auf der Grundlage des *Feature space image*. Dabei werden zunächst die Umwidmungsarten im Merkmalsraum als *Feature space* Signaturen gekennzeichnet und anschließend einer Zuordnung nach nichtparametrischer Regel unterzogen. Diese eindeutige Zuordnung der Bildpixel verwendet keinerlei Statistik, wodurch die Entstehung zusätzlicher Fehlzuweisungen vermieden werden kann.

Tab. 19 Interpretationstabelle für die Veränderungsanalyse der häufigsten Umwidmungsarten für variable Zeiträume

Zeitpunkt t1+x																
13	Nadelholzforst – dicht		N 2				N 2						O	A		
12	Nadelholzforst – Aufforstungen		N 1				N 1						A			
11	Laubforst – dicht		L 2				L 2				M	A				
10	Laubforst – licht/ Aufforstungen		L 1				L 1			L 3	A					
9	Hochstaudenflur mit Gebüsch		J				K			A						
8	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen		H				I	A								
7	artenreicher Sandtrockenrasen						A									
6	artenarmer Sandtrockenrasen						A									
5	gräserdominierte Ansaat- dicht		G 3	G 4	A											
4	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat		G 1	A	G 2											
3	vegetationsfreies Mischsediment	C		A	E					F						
2	tertiäres Sediment		A							D						
1	Wasserfläche	A	B													
			Wasserfläche	tertiäres Sediment-feucht	vegetationsfreies Mischsediment	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdominierte Ansaat- dicht	artenarmer Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Laubforst – licht/ Aufforstungen	Laubforst – dicht	Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst – dicht	
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
			Zeitpunkt t1													
<p><b>A</b> – unverändert; <b>B</b> – Flutung; <b>C</b> – Abpumpen (im Tagebau Goitsche zwischenzeitlich im Restloch Mühlbeck); <b>D</b> - Tagebaufortschritt (Inanspruchnahme gewachsener Landschaft); <b>E</b> – Nichtanwachsen von Ansaaten oder Beseitigung von Flächen mit spärlicher Vegetation im Rahmen der Endgestaltung; <b>F</b> - Beseitigung der Vegetation im Rahmen der Endgestaltung; <b>G 1</b>- Ansaatflächen (oder vegetationsarme Flächen); <b>G 2</b> – Abnahme der Dichte von Ansaaten; <b>G 3</b> – Ansaatflächen; <b>G 4</b> – Zunahme der Dichte von Ansaaten; <b>H</b> – natürliche Sukzession auf Magerstandorten; <b>I</b> – Verkräutern von Sandtrockenrasenbeständen; <b>J</b> – natürliche Sukzession und Verbuschen von Ansaaten; <b>K</b> - Verbuschen von Sandtrockenrasenbeständen; <b>L 1</b> – natürliche Sukzession (Entstehung von Birkenvorwäldern) oder Aufforstungen; <b>L 2</b> – wie L 1 über längeren Analysezeitraum; <b>L 3</b> – natürliche Sukzession; <b>M</b> – natürliche Sukzession (Entwicklung von Altwäldern); <b>N 1</b> – Aufforstungen; <b>N 2</b> – wie N 1 über längeren Analysezeitraum; <b>O</b> - Entwicklung von Altwäldern</p>																

An einem Beispiel sollen im Folgenden der Ablauf und die Interpretationsmöglichkeiten der Veränderungsanalyse mittels FESPA erläutert werden. Zur Erläuterung wurden reelle Daten zugrunde gelegt. Dabei standen folgende Fragestellungen im Mittelpunkt der Betrachtung:

1. Wie haben sich die im Jahr 1989 noch vegetationsfreien tertiären und quartären Sedimentflächen verändert bzw. welche Vegetationsstrukturen haben sich darauf angesiedelt?
2. Gibt es Flächen, auf denen neue vegetationsfreie Sedimente detektiert werden, und aus welchen Vegetationsstrukturen sind diese entstanden?

Anhand der Interpretationstabelle (vgl. Tab. 20) wurden die entsprechenden Umwidmungsarten im *Feature space image* des zu betrachtenden Veränderungszeitraumes (1989-2000) gekennzeichnet. Die aufgeworfenen Fragestellungen lassen sich dabei durch die beiden unterschiedlichen Leserichtungen (A- berücksichtigt Fragestellung 1; B- gibt Erläuterungen zur Fragestellung 2) in der Interpretationstabelle beantworten. Das Ergebnis dieser Interpretation wird in der Abb. 58 verdeutlicht. Die aus der Leserichtung B abgeleiteten Umwandlungen sind hinsichtlich ihrer Ursachen zu hinterfragen und in wirkliche und fehlerhaft angezeigte Veränderungen zu differenzieren (vgl. Tab. 21).



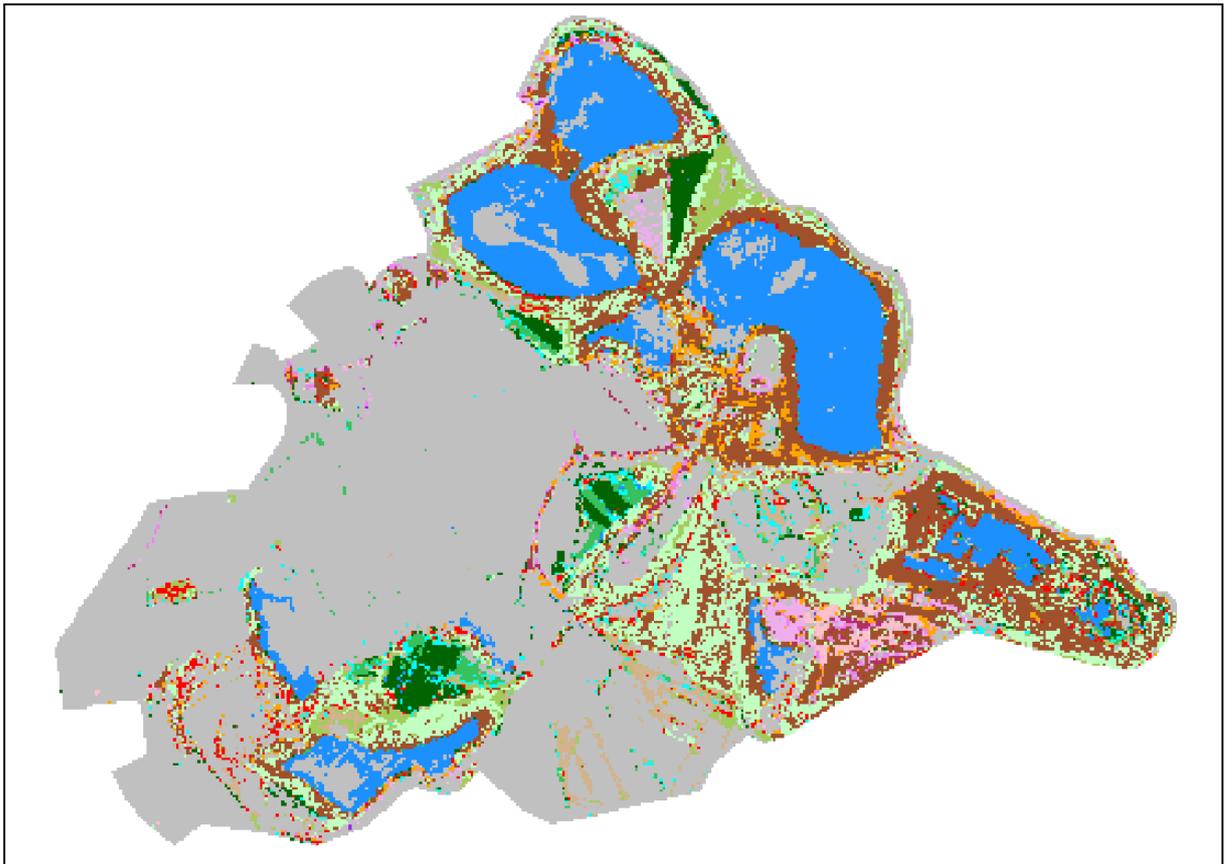


Abb. 58 Veränderungen basierend auf den klassifizierten Landsat TM-Daten von 1989 und 2000 für die Analyse der vegetationsfreien Sedimente und deren Besiedlung bzw. die Entstehung neuer vegetationsfreier Sedimentflächen (Legende vgl. Tab. 21)

Tab. 21 Interpretationstabelle zur Veränderungsanalyse der vegetationsfreien Sedimente

Interpretation Leserichtung A („vegetationsfreies Sediment“ wird andere Klasse oder bleibt „vegetationsfreies Sediment“)		
	vegetationsfreie Sedimente zu Wasser	<u>Flutung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• große Flächen in allen Tagebaubereichen betroffen</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente (unverändert)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bereiche mit tertiären Sedimenten und Mischsedimenten, die nicht verändert wurden</li> <li>• tertiäre Sedimente, die im Rahmen der Gestaltung zu Mischsedimenten wurden</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente zu vegetationsarmen Mischsedimenten/ lückige gräserdominierte Ansaat	<u>Grasansaat</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• im Rahmen der Rekultivierung, lückiger Bewuchs auf Böschungen</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente zu Grasansaat (dicht)	<u>Grasansaat</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Grasansaat im Rahmen der Rekultivierung</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente zu artenarmem Sandtrockenrasen	<u>Besiedlung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• ehemalige Fahrspuren im Bereich der Truppenübungsplätze werden durch Silbergrasbestände besiedelt</li> <li>• Besiedlung offener Tagebaubereiche durch Silbergrasfluren</li> </ul>

	vegetationsfreie Sedimente zu Sandtrockenrasen (artenreich und verkrautet)	<u>Besiedlung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>ehemalige Fahrspuren im Bereich der Truppenübungsplätze werden durch Bestände des artenreichen bzw. verkrauteten Sandtrockenrasens besiedelt</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente zu Hochstauden	<u>Besiedlung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>natürliche Spontansukzession nährstoffreicher Substrate</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente zu Laubforst	<u>Besiedlung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>natürliche Spontansukzession (Entstehung von Birkenvorwäldern)</li> </ul> <u>Anpflanzungen</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Laubgehölze werden im Rahmen der Rekultivierung gepflanzt</li> </ul>
	vegetationsfreie Sedimente zu Nadelholzforst	<u>Anpflanzungen</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Nadelgehölze werden im Rahmen der Rekultivierung gepflanzt</li> </ul>
<b>Interpretation Leserichtung B („andere Klassen“ werden „vegetationsfreies Sediment“)</b>		
	Sandtrockenrasen zu vegetationsfreien Sedimenten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sandtrockenrasen wird lückiger (nur durch Gestaltungsmaßnahmen zu erklären)</li> <li>Böschungen werden im Rahmen der Rekultivierung geplant</li> <li>Klasse „artenarme Sandtrockenrasen“ beinhaltet auch Bestände lückiger Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche, die im Verlaufe der Endgestaltung geplant werden können</li> </ul>
	Hochstaudenfluren mit Gebüsch zu vegetationsfreien Sedimenten	<u>Rekultivierung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>durch Endgestaltung können Sukzessionsflächen der offenen Tagebaubereiche entstehen</li> </ul>
	Vegetationsklassen (Hochstauden, Laubforste und Nadelforste) zu tertiärem vegetationsfreiem Sediment	<u>Tagebaufortschritt</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>erklärbar durch Abbau und Inanspruchnahme der gewachsenen Landschaft (z. B. Nähe der Ortschaft Laue)</li> </ul>
	Laubforst (licht) zu vegetationsfreiem Mischsediment	<u>Tagebaufortschritt</u> <u>Anwuchsprobleme</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Anpflanzungen von Laubgehölzen sterben ab</li> </ul> <u>Endgestaltung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Birkenvorwälder werden im Rahmen der Endgestaltung entfernt (z. B. Restloch Bärenhof)</li> </ul>
	Laubforst (dicht) zu vegetationsfreiem Mischsediment	<u>Tagebaufortschritt</u> <u>Endgestaltung</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Laubforstbestände werden im Rahmen der Endgestaltung entfernt (z. B. Tonhalde)</li> </ul>
	Nadelholzforst (Jungwuchs) zu Mischsediment	<u>Anwuchsprobleme</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Anpflanzungen von Nadelgehölzen sterben ab</li> </ul>
	Nadelholzforst zu vegetationsfreiem Mischsediment	<u>Tagebaufortschritt</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>erklärbar durch Abbau und Inanspruchnahme der gewachsenen Landschaft</li> </ul>
	<b>alle unveränderten Flächen außer „vegetationsfreie Sedimente“</b>	

## 6.2.2 Veränderungsanalyse des Tagebaukomplexes Goitsche

Die Methode (FESPA) wurde anhand von multitemporalen Satellitendaten und hyperspektralen Flugzeugscannerdaten im Tagebaukomplex Goitsche getestet. Dabei wurden zum einen Landsat TM- bzw ETM+ - Daten dreier Jahrgänge (1989, 1996 und 2000) miteinander verglichen. Andererseits wurde für die ökologisch relevanten Trockenrasenflächen mittels HYMAP- und CASI-Flugzeugscannerdaten zweier Zeitpunkte (1998 und 2000) eine Veränderungsanalyse durchgeführt.

### 6.2.2.1 Auswertung der Satellitendaten

Mittels Satellitendaten konnte die Analyse für den Gesamttagebaukomplex Goitsche vorgenommen werden. Dabei wurden zunächst zwei Hauptkategorien mittels FESPA bestimmt. Zum einen wurden unveränderte Flächen ermittelt und zum anderen diejenigen Flächen ausgewiesen, die sich im Laufe des Beobachtungszeitraumes verändert haben.

Die veränderten und unveränderten Flächen können mittels FESPA entweder für Teilabschnitte (1989-1996 bzw. 1996-2000) oder für den Gesamtbeobachtungszeitraum (1989-2000) betrachtet werden (vgl. Beiblatt 20, Beiblatt 21, Beiblatt 22, Beiblatt 23).

Bei der Auswertung zeigen sich tiefgreifende Veränderungen im nördlichen Teil des Tagebaukomplexes Goitsche, der den jüngsten Teil dargestellt und für den im betrachteten Zeitraum die Endgestaltung und Rekultivierung vorgenommen wurde. Der ältere, westliche Teil des Tagebaukomplexes weist keine drastischen Veränderungen mehr auf, Verschiebungen finden zwischen den Unterklassen der Vegetationsstrukturen statt. Die Detektion von Veränderungen in diesem Teil des Tagebaus sind unter dem Gesichtspunkt eines langfristigen Monitoring von besonderem Interesse.

### Unveränderte Flächen

Die Analyse der Flächen, die keine Veränderungen aufweisen, erbrachte folgende Resultate (vgl. Beiblatt 20 und Beiblatt 21):

#### 1. Forstflächen

- große Areale der Forstflächen im altrekultivierten Tagebaubereich bleiben über den gesamten Beobachtungszeitraum unverändert, insbesondere Flächen der Klasse „Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach >70%)“

#### 2. Sandtrockenrasenflächen

- ausgedehnte Areale des Sandtrockenrasens sind stabil

#### 3. Wasserflächen

- bereits 1989 geflutete Restlochteile im westlichen Bereich des Tagebaukomplexes werden als unveränderte Flächen gekennzeichnet.

## Veränderte Flächen

Folgende Veränderungen konnten abgeleitet werden:

1. Zunahme der Wasserflächen (vgl. Beiblatt 22)
  - großflächige Zunahme im nördlichen Teil des Tagebaukomplexes bedingt durch die Flutung der Restlöcher Mühlbeck, Niemeck und Döbern
  - Ausdehnung der Wasserfläche der durch Grundwasser gefluteten Restlöcher im westlichen Teil des Tagebaukomplexes
  - zuverlässige Detektion der Veränderungen durch sichere Identifizierung der Wasserkategorie gewährleistet
2. Abnahme der Flächen mit tertiären Substraten (vgl. Abb. 58)
  - ausgedehnte Tertiärssubstratflächen im offenen Tagebaubereich (1989 und 1996 noch detektierbar) im Jahr 2000 durch Flutungsprozess bereits mit Wasser bedeckt
  - tertiäre Substratflächen nur noch im Restloch Rösa zu klassifizieren
3. Zunahme der Flächen mit Grasansaat (vgl. Abb. 58)
  - erhebliche Zunahme der Flächen mit Grasansaat auf den geschobenen Böschungssystemen oberhalb der zukünftigen Wasserlinie im Zuge der Böschungsgestaltung sicher ausgewiesen (insbesondere im Zeitraum 1989-1996)
4. Zunahme der Sandtrockenrasenbestände
  - Abnahme der offenen Substratbereiche innerhalb der Sandtrockenrasenflächen
  - zurückzuführen auf die eingeschränkte militärische Nutzung von großen Teilen dieser Flächen nach der politischen Wende in Deutschland
  - im Jahr 1989 noch starke Beeinträchtigungen in Form von Fahrspuren und der Anlage von Gräben und Unterständen
5. Zunahme der Forstflächen sowie Bestandsdichten (vgl. Beiblatt 23)
  - im rekultivierten Tagebaubereich Zunahme der Forstflächen
  - Zunahme der Dichte der Forstbestände durch Anwachsen von Junganpflanzungen, durch deren Neuanlage sowie durch Zunahme der Biomasse bei älteren Beständen

### 6.2.2.2 Auswertung der Flugzeugscannerdaten

Für die naturschutzfachlich relevanten Sandtrockenrasenflächen wurde eine Veränderungsanalyse anhand von Flugzeugscannerdaten durchgeführt. Der CASI-Datensatz vom 17.05.1997 konnte aufgrund seiner erheblichen geometrischen Ungenauigkeiten (vgl. Kap. 3.2.1) nicht in den *Change detection*-Prozess integriert werden. Aus diesem Grund wurden der HYMAP-Datensatz vom 02.09.1998 und CASI-Datensatz vom 14.08.2000 in die Veränderungsanalyse einbezogen. Bei der Recodierung der Klassifizierungsprodukte auf gleiche Klassen (vgl. Anhang 18, Anhang 19) mussten Vegetationsstrukturen des Sandtrockenrasens zusammengefasst werden, da der HYMAP-Datensatz die Vegetation zu einem phänologisch ungünstigen Entwicklungszustand erfasst hatte (02.09.1998) und deshalb keine so

weitreichende Differenzierung der Klassen, wie es mittels CASI-Datensatz vom 14.08.2000 möglich war, zuließ. Auch bei der Analyse dieser Datensätze zeigten sich bei der Überlagerung der Datensätze geometrische Ungenauigkeiten. Diese Abweichungen würden im Rahmen der Veränderungsanalyse zur fehlerhaften Anzeige von Veränderungen führen. Deshalb wurden zusätzliche Passpunkte gesetzt und eine erneute Geocodierung vorgenommen. Die Passgenauigkeit der Datensätze konnte verbessert werden, jedoch wies insbesondere der CASI-Datensatz weiterhin gewisse innere Verzerrungen auf. Die mittels FESPA durchgeführte Veränderungsanalyse erlaubte zwar die Erfassung der unveränderten und veränderten Areale sowie die Interpretation der Umwidmungen, weist jedoch eine erhöhte Fehlerquote auf.

In der Abb. 59 sind die beiden auf gleiche Klassen recodierten Ausgangsklassifizierungen und die im Rahmen der Veränderungsanalyse erfassten unveränderten Flächen dargestellt. Erwartungsgemäß finden sich auf den analysierten Sandtrockenrasenflächen großräumige Bereiche, die unverändert blieben. Durch den bereits erwähnten Lageversatz trat um unveränderte Areale stets ein Saum fehlerhaft angezeigter Veränderungen auf. Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, dass die durchgeführten Klassifizierungen und die FESPA-Methode durchaus für eine Veränderungsanalyse von Flugzeugscannerdaten geeignet sind, jedoch die Lagegenauigkeit der Ausgangsdaten entscheidend die Qualität der Veränderungsanalyse beeinflusst. Eine weitere Verbesserung der geometrischen Vorkorrektur von Flugzeugscannerdatensätzen zur Beseitigung räumlich inhomogener Verzerrungen durch den Einfluss der Flugzeugbewegungen ist zwingend notwendig, um akzeptable Genauigkeiten von Veränderungsanalysen erreichen zu können. Seitens der Sensorbetreiber sind hierzu noch entscheidende Schritte bis zur Operationalität der flugzeuggetragenen Scanner notwendig. Eine Verbesserung der geometrischen Korrektur ist durch Einbeziehung der im Flugdatenaufzeichnungssystem erfassten Winkelabweichungen (Rollen und Nicken) möglich (OLBERT, 2000).

Unabhängig von der Lagegenauigkeit der Daten kann für jede Klassifizierung eine Flächenstatistik errechnet werden. Die Abb. 60 stellt die Flächenbilanzen der auf CASI- und HYMAP Flugzeugscannerdatensätzen basierenden Klassifizierungen dar. Bereits aus diesem Vergleich wird deutlich, dass nur in geringem Umfang Veränderungen auftraten. Zu erkennen ist u. a. die Zunahme der Wasserfläche durch Flutung des Restloches Innenkippe. Die restlichen Veränderungen ergeben sich größtenteils durch Klassifizierungsungenauigkeiten.

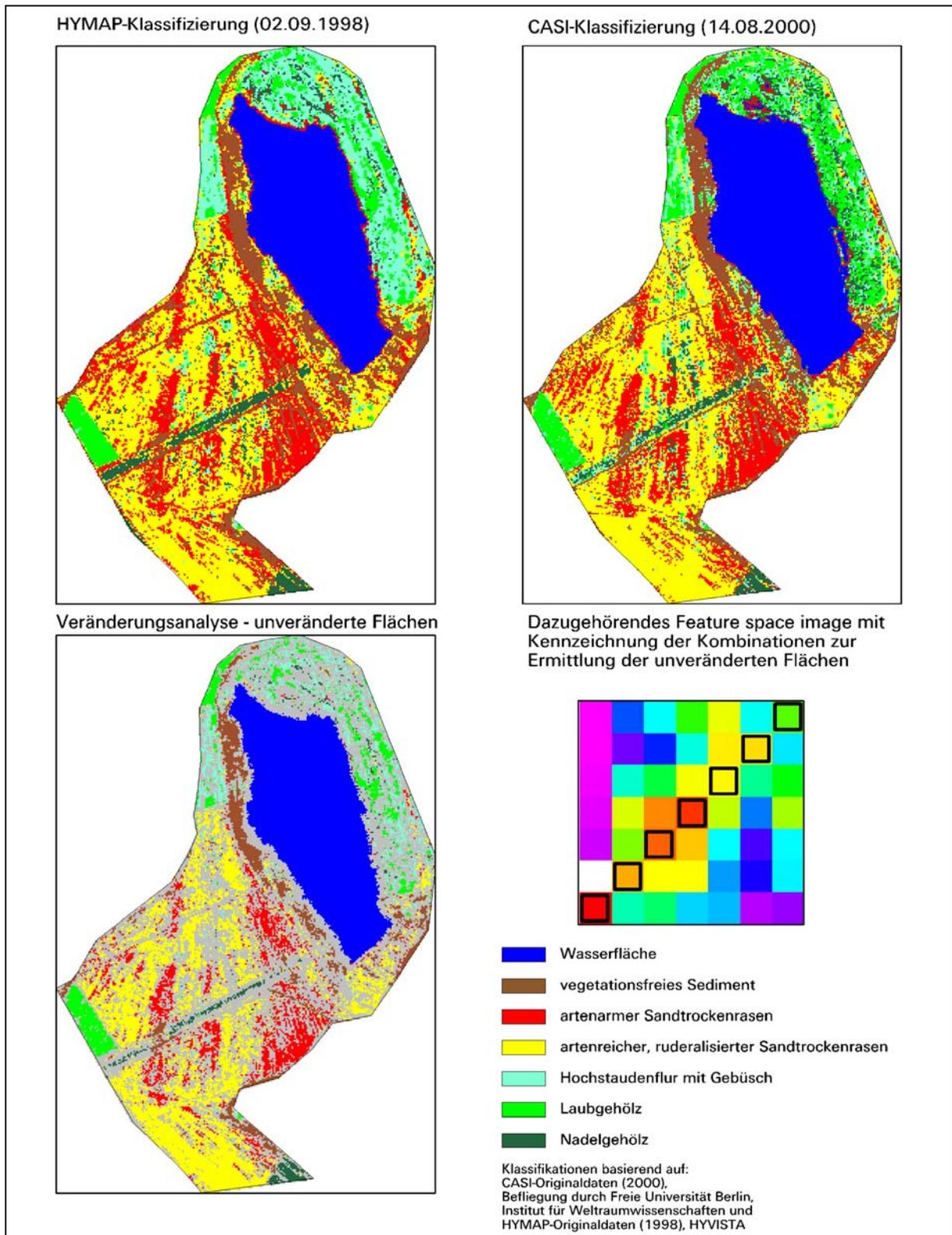


Abb. 59 Veränderungsanalyse des Kerngebietes der Sandtrockenrasenflächen bei Petersroda anhand von Klassifizierungen basierend auf HYMAP-Flugzeugscannerdaten vom 02.09.1998 und CASI-Flugzeugscannerdaten vom 14.08.2000

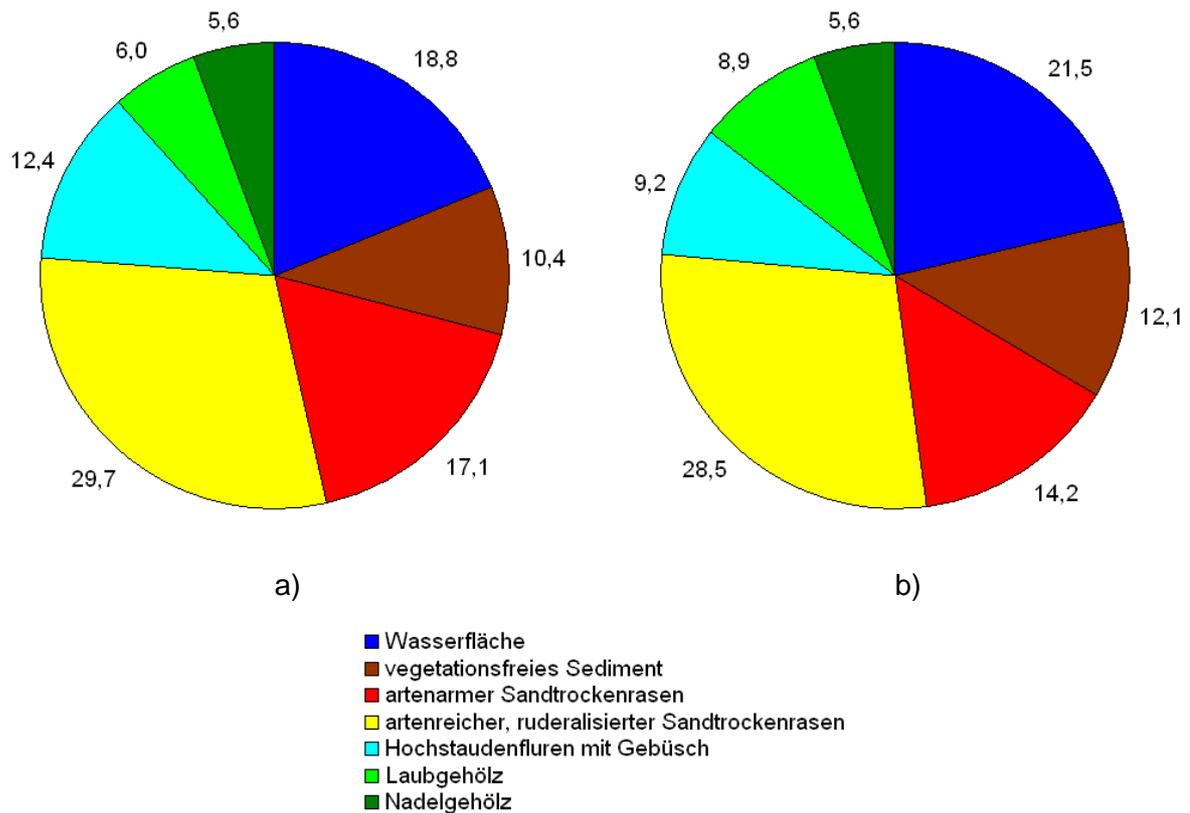


Abb. 60 Vergleich der Flächenbilanzen der auf HYMAP- und CASI-Flugzeugscannerdatensätzen basierenden Klassifizierungen (Prozentangaben)  
 a) Flächenbilanz der auf HYMAP-Daten (02.09.1998) basierenden Klassifizierung  
 b) Flächenbilanz der auf CASI-Daten (14.08.2000) basierenden Klassifizierung

### 6.2.3 Fehlerbetrachtung

Diese in den Ergebnissen der automatischen Klassifizierungen und nach Anwendung der neu entwickelten *Change detection*-Methode (FESPA) ermittelten Veränderungen wurden durch die Referenzkartierungen größtenteils bestätigt.

Die Klassifizierungsgenauigkeiten der Einzelklassifizierungen beeinflussen entscheidend die Qualität der Veränderungsanalyse. Durch Summationseffekte der Klassifikationsungenauigkeiten können zusätzlich fehlerhafte Veränderungen angezeigt werden.

Nach Yuan et al. (1999) ist der Fehler der Veränderungsanalyse auf der Grundlage von *Post classification*-Verfahren grundsätzlich nach der folgenden Formel abzuschätzen:

$$\text{Genauigkeit der Veränderungsanalyse} = \frac{\text{Genauigkeit der Klassifizierung } t_1 \cdot \text{Genauigkeit der Klassifizierung } t_2}{100}$$

Daraus ergibt sich, dass Veränderungsanalysen basierend auf einem *Post classification*-Verfahren zumeist eine relativ niedrige Genauigkeit aufweisen.

Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Veränderungsanalyse ergibt sich eine durchschnittliche Genauigkeit von 69,8 % für den ersten Beobachtungszeitraum (1989-1996) und 68,5% für den zweiten Beobachtungszeitraum (1996-2000).

Im Rahmen des *Change detection*-Prozesses werden Zuordnungsfehler innerhalb der kleingliedrigen krautigen Sukzessionsstufen und Ansaatflächen deutlich, die bereits von der Klassifizierung herrühren, da bei diesen Klassen die Erfassungsgenauigkeit und Trennbarkeit untereinander eingeschränkt ist. Klassen, die Überschneidungen untereinander aufweisen, sind:

- „vegetationsarme Mischsedimente/ lückige gräserdominierte Ansaaten“ und „artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasfluren der offenen Tagebaubereiche“,
- „gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen“ und „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ sowie
- „Hochstaudenfluren mit Gebüsch“ und „Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach)“.

Die dem *Change detection*-Verfahren (FESPA) vorausgehende Recodierung auf gleiche Klassenbezeichnungen und Hierarchieebenen konnte zu einer Minimierung dieser Fehler beitragen, indem Klassen, die einen erhöhten Klassifizierungsfehler aufweisen (vgl. Anhang 9), zu einer Oberklasse zusammengefasst werden (vgl. Anhang 17). So weist beispielsweise die Klassifizierung des Datensatzes von 2000 vor der Aggregation eine Genauigkeit von 80,6% auf (vgl. 6.1.3.4, Anhang 8, Tab. 22). Nach der Zusammenfassung auf 13 Klassen betrug die Genauigkeit bereits 82,6%. Um diesen Zusammenhang für die vorgenommene Veränderungsanalyse näher zu untersuchen, wurden die Auswirkungen weiterer Aggregationen bestimmt. Werden die im Anhang 17 dargestellten weiteren Zusammenfassungen zugrunde gelegt, so wird eine durchschnittliche Klassifizierungsgenauigkeit von 87,8% bei 9 Klassen und 90,1% bei 8 Klassen erreicht.

In Abhängigkeit von der Klassifizierungsgenauigkeit des zweiten Datensatzes (vgl. Tab. 22) ergibt sich demnach bei 9 Klassen bereits ein Wert von 76,8% für die Veränderungsanalyse. Werden 8 Klassen verwendet, lassen sich Genauigkeiten von 80,8% erreichen. Die Tab. 22 verdeutlicht den oben geschilderten Zusammenhang für den Veränderungszeitraum 1996-2000.

Tab. 22 Zusammenhang zwischen Klassenzahl, Klassifizierungsgenauigkeit und Genauigkeit der Veränderungsanalyse (Analysezeitraum 1996-2000)

<b>Klassifizierungsgenauigkeit</b>			
durchschnittliche Gesamtgenauigkeit der Klassifizierung steigt mit Abnahme der Klassenzahl			
Datensatz 1996			
81,2%	82,9%	87,4%	89,7%
Datensatz 2000			
80,6%	82,6%	87,8%	90,1%
<b>16 Klassen</b>	<b>13 Klassen</b>	<b>9 Klassen</b>	<b>8 Klassen</b>
Klassenzahl steigt			
<b>Genauigkeit der Veränderungsanalyse</b>			
65,5%	68,5%	76,8%	80,8%
durchschnittliche Genauigkeit der Veränderungsanalyse steigt mit Abnahme der Klassenzahl			

Trotzdem wesentlich höhere Genauigkeiten nach Aggregation auf 8 Klassen zu erzielen waren, wurde die Veränderungsanalyse im Rahmen dieser Arbeit anhand von 13 Klassen ausgeführt. Es erschien sinnvoll, alle aus sanierungstechnischer und naturschutzfachlicher Sicht relevanten Klassen beizubehalten und für die Analyse des Sukzessionsprozesses sowie des Langzeitmonitorings ein Maximum an Informationen zu erhalten. Insofern mussten geringere Genauigkeiten bei der Veränderungsanalyse toleriert werden. Die wesentlichen Veränderungstendenzen der Klassen blieben davon jedoch unbeeinflusst.

Eine rein praxisbezogene Anwendung der Veränderungsanalyse durch Bergbaubetreiber und Behörden erfordert ein hohes Maß an Genauigkeit und ist mit weniger detaillierten Klassen zu empfehlen.

Bei der Veränderungsanalyse der Sandtrockenrasenflächen basierend auf Flugzeugscannerdatensätzen wirkt sich die bereits im Kap. 6.2.2.2 beschriebene geometrische Lageunge nauigkeit der Bilddaten aus. Die durchschnittliche Genauigkeit der Klassifizierungen konnte durch die im Rahmen der Veränderungsanalyse vorgenommene Recodierung auf gleiche Klassen bei dem HYMAP-Flugzeugscannerdatensatz auf 84% und bei dem CASI-Flugzeugscannerdatensatz auf 86% gesteigert werden, wodurch sich eine Gesamtgenauigkeit der Veränderungsanalyse von 72% ergab.

#### 6.2.4 Teilzusammenfassung und Diskussion der Veränderungsanalyse

Das oben beschriebene Verfahren der Veränderungsanalyse mittels FESPA basiert auf dem Vergleich unabhängiger überwachter Klassifizierungen und stellt somit eine Anwendung der Methode der Verschneidung unabhängiger Klassifizierungen („*Post classification comparison*“) dar (vgl. Tab. 13).

Die Vorteile der Anwendung von unabhängigen, überwachten Klassifizierungen zur Veränderungsanalyse, die nach MAS (1999) (vgl. Kap. 5.3) in der Möglichkeit liegen,

- sehr unterschiedliche spektrale Signaturen (verursacht durch verschiedene Aufnahmezeitpunkte) derselben Klasse zuzuordnen,
  - Aussagen über das Wesen der Veränderungen treffen zu können,
- erwiesen sich im Rahmen der Arbeit ebenfalls als entscheidend.

Sowohl SINGH (1989) als auch YUAN (1999) weisen auf einen weiteren Vorteil hin, indem sie ausführen, dass eine radiometrische Normalisierung solange nicht notwendig ist, solange die Klassifizierungen unabhängig voneinander durchgeführt werden.

Die Veränderungsanalyse, basierend auf *Post classification*-Vergleichen, ist ein häufig angewendetes Verfahren. Erfolgreich eingesetzt wurde diese Methode u. a. von WEISMILLER et al. (1977) sowie STOW et al. (1997) für die Veränderungsanalyse von Küstenzonen, von RUBEC & THIE (1987) für Untersuchungen der Landnutzungsänderung in Kanada, von AAVIKSOO & MEINER (1998) für Landnutzungsveränderungen von Naturreservaten in Estland, von CHEN et al. (1998) für Landnutzungsveränderungen an der Westküste Koreas sowie von SKOLE & TUCKER (1993) für die Analyse des Fortschreitens der Abholzung des Regenwaldes im Amazonasgebiet.

Da für die Analysen im Rahmen der vorliegenden Arbeit grundsätzlich Datensätze vorlagen, die die Vegetation in unterschiedlichem phänologischen Entwicklungszustand darstellen, war insbesondere der von MAS (1999) genannte erste Vorteil ausschlaggebend. Aufgrund des hohen Anteiles an Wetterlagen mit Wolkenbildung in Mitteleuropa ist davon auszugehen, dass im Rahmen einer Veränderungsanalyse nur selten mehr als eine Szene ausgewertet werden kann, die den gleichen phänologischen Entwicklungszustand der Vegetation repräsentiert (ALBERTZ, 2001).

Basierend auf den genannten Vorteilen der *post classification* Verfahren und insbesondere aufgrund der Tatsache, dass bereits Klassifikationen mit ausreichender Genauigkeit vorlagen, wurde nach einem Algorithmus gesucht, der eine schnelle und effektive Veränderungsanalyse erlaubt.

Das dabei entwickelte Verfahren (FESPA) bedient sich Bildverarbeitungstechniken zur Umsetzung des *Change detection* Algorithmus.

Die Ergebnisse zeigen, dass der entwickelte Algorithmus sehr gut in der Lage ist, auf einfache Art und Weise einen Veränderungsnachweis zu ermöglichen.

Die entwickelte Methode weist folgende Vorteile auf:

1. Jede Umwidmungsart wird durch einen Pixel des Merkmalsraumes repräsentiert. Man erhält dadurch leicht einen Überblick über die Anzahl der Umwidmungsarten und deren Häufigkeiten. Dabei ergibt sich bereits unter Zuhilfenahme der Interpretationstabelle die Möglichkeit, die Umwidmungsarten im Gesamttraum zu charakterisieren.
2. Diese Methode gestattet es, alle Signaturen direkt im *Feature space image* festzulegen und bei Bedarf bestimmte Zusammenfassungen der Umwidmungsarten vorzunehmen. Es kann weiterhin auch gezielt eine Analyse der Veränderungen nach ausgewählten Umwidmungsarten erfolgen. Beispielsweise lassen sich mittels einer einzigen Signatur alle Flächen sofort erfassen, die durch Flutung betroffen sind.
3. Es sind keine komplexen Abfragenprozeduren notwendig, um alle Varianten der Umwidmungen zu erfassen. Durch die bildhafte Darstellung aller Kombinationen der Klassen in den *Feature space images* kann bei dieser Methode zudem ausgeschlossen werden, dass bestimmte Umwidmungsarten unberücksichtigt bleiben. Nach erfolgter Veränderungsanalyse können durch Hinzunahme von Zusatzinformationen (z. B. Sanierungsunterlagen) GIS-Funktionalitäten bei Bedarf einbezogen werden.
4. Vom Bild der Veränderungsanalyse lassen sich im Anschluss auf einfache Weise Flächenstatistiken ermitteln, da die Berechnung der Flächen jeder Veränderungsklasse bereits im Attributfile des Bildes enthalten ist.
5. Durch Erstellung von verschiedenen *Feature space*-Abfragen und Wertungstabellen kann im Rahmen des *Change detection*-Verfahrens eine Interpretation nach unterschiedlichen Gesichtspunkten mit ihren spezifischen Fragestellungen erfolgen. Denkbare Varianten sind beispielsweise die Analysen nach sanierungstechnischen, wasserwirtschaftlichen, naturschutzfachlichen, forstwirtschaftlichen oder touristischen Anforderungen. Somit wäre eine gezielte Veränderungsanalyse möglich, die je nach Zielstellungen nur ausgewählte Klassen betrifft.
6. Durch die Veränderungsanalyse mittels FESPA können keine zusätzlichen Fehler auftreten, da die Zuordnung der Bildpixel nach einer nicht-parametrischen Regel erfolgt. Diese Regel verwendet keinerlei Statistik zur Klassifikation, sondern ordnet jeden Pixel einer eindeutigen Klasse zu.
7. Traten Fehlzuordnungen von Klassen im Verlaufe der Klassifizierungen auf, so können diese sogar mit Hilfe der FESPA-Methode unter Nutzung der Interpretationstabelle relativ schnell identifiziert werden, da diese die Lage der häufigsten und logisch erklärbaren Veränderungen im Merkmalsraum kennzeichnet. Somit werden alle irregulären Veränderungen deutlich.
8. Bei Bedarf können Daten unterschiedlicher Sensoren in die Auswertungen einbezogen werden.

9. Der entscheidende Vorteil des entwickelten FESPA-Verfahrens besteht in der Tatsache, dass bei Vorliegen geeigneter Einzelklassifizierungen eine Veränderungsanalyse sehr schnell, effizient und kostengünstig erfolgen kann und dabei nicht nur die Veränderung, sondern insbesondere deren Wesen charakterisiert wird.

Insbesondere der im letztgenannten Punkt gegenüber den *Image enhancement* Verfahren dargestellte Vorteil dieser Veränderungsanalyse ist im Rahmen eines Umweltmonitorings von entscheidender Bedeutung. Institutionen und Bergbaubetreiber benötigen eben diese detaillierten Informationen, um künftig eine Überwachung der Bergbaufolgelandschaft effektiv zu gewährleisten.

*Image enhancement* Verfahren in Form von Bilddifferenzierungen (WEISMILLER et al., 1977; SINGH 1986), Ratiobildung (TODD, 1977; HOWARTH & BOASSON, 1984), Differenzierungen mittels Vegetationsindices (u. a. BANNER & LYNHAM, 1981; NELSON, 1983; VOGELMANN, 1988; MINO et al., 1998; BREUER & JÜRGENS, 1998; CHENG et al., 1999), *Image Regression* (INGRAM et al. 1981; SINGH, 1986), Hauptkomponentenanalyse (BYRNE et al., 1980; RICHARDS, 1984; JIAJU, 1988; MUCHONEY & HAACK, 1994) oder *Change vector analysis* (MALILA, 1980; MICHALEK et al., 1993; JOHNSON & KASISCHKE, 1998; LAMBIN & STRAHLER, 1994 a und b; COHEN & FIORELLA, 1999) wurden insbesondere erfolgreich eingesetzt. Dabei konzentrierten sich die Anwendungen vorwiegend auf die Veränderungsanalyse von Forstbeständen, Küstenbiotopen, Detektion von Entlaubung durch Insektenbefall sowie Weideland.

In der Bergbaufolgelandschaft wurden durch PILARSKI et al. (1998 a) Untersuchungsgebiete im Lausitzer Revier durch *image enhancement* Verfahren basierend auf der Differenzierung mittels Vegetationsindices einer Veränderungsanalyse des Vegetationszustandes unterzogen. Dabei wurden Landsat TM-Daten eingesetzt, um durch den Vergleich des *NDVI* Informationen zur Änderung der Vitalität der Bestände abzuleiten. Dies ist für die Bergbaufolgelandschaft Ostdeutschlands ein erster Ansatz, Vegetationsstrukturen in ihrer Veränderung aus Satellitendaten mehrerer Jahrgänge zu beschreiben. Die dabei ermittelten acht Veränderungsstufen (von starker Verminderung bis zu starker Erhöhung) der Vegetationsvitalität erlauben jedoch keine Aussagen zum Wesen der Veränderungen.

Vergleicht man beide Ansätze zur Analyse der Bergbaufolgelandschaft, so lässt sich feststellen, dass beide Verfahren eine Detektion der Veränderungen erlauben und beide Ansätze im Rahmen eines Monitorings erfolgreich einsetzbar sind.

Der im Rahmen dieser Arbeit gewählte Ansatz konnte Änderungen von Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft sowohl qualitativ als auch quantitativ detailliert beschreiben.

Eine Diskussion der die Methode einschränkenden Faktoren wird von CASTELLI et al. (1999) vorgenommen. Dabei werden neben datenbezogenen Beschränkungen auch methodische Limitierungen genannt. Eine der hauptsächlichsten datenbezogenen Fehlerquellen, wie auch

bei allen anderen Verfahren, stellt die Geocodierung dar. Bestätigt wird diese Feststellung auch von SINGH (1989) sowie JOHNSON & KASISCHKE (1998). Auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit zeigte sich, dass die Qualität der Veränderungsanalyse entscheidend von der Güte der Geocodierung abhängt.

Nachteilig wirken sich bei allen *Post classification*-Verfahren und somit auch bei der FESPA-Methode die Klassifizierungsungenauigkeiten der Einzelklassifizierungen auf die Genauigkeit der Veränderungsanalyse aus (SINGH, 1989). Die im Kap. 6.2.3 ermittelten Gesamtfehler bestätigen dieses Defizit der auf *Post classification*-Vergleichen beruhenden Veränderungsanalysen. Trotz der für die überwachten Einzelklassifizierungen guten Genauigkeiten ist der Gesamtfehler entsprechend hoch.

Werden *Post classification* Verfahren zur Veränderungsanalyse angewendet, so stellt die zeitintensive Erstellung der Ausgangsklassifizierungen eine weitere Einschränkung dar. *Image enhancement*-Verfahren benötigen im Vorfeld keine derartigen zeitintensiven Prozesse. Die Interpretation der Resultate der auf *Image enhancement* Verfahren beruhenden Veränderungsanalysen ist hingegen entsprechend zeitaufwendiger und lässt, wie bereits oben beschrieben, keine Erläuterungen zum Wesen der ermittelten Veränderungen zu. Mit Hilfe der im Rahmen dieser Arbeit entwickelten FESPA-Methode ist jedoch die eigentliche technische Umsetzung der Veränderungsanalyse schnell zu bewältigen und auch jederzeit effektiv auf neue Interpretationsschwerpunkte auszurichten.

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorliegende Arbeit hatte zum Ziel, Fernerkundungsdaten unterschiedlicher Maßstabsebenen auf ihre Eignung hin zu untersuchen, die Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaften Mitteldeutschlands zu erfassen, zu differenzieren und Veränderungen zu detektieren. Dabei wird ein breites Spektrum verfügbarer Daten unter Anwendung bewährter und neuer Methoden sowie neu entwickelter Ansätze ausgewertet und deren Einsatzmöglichkeiten zur Überwachung der Bergbaufolgelandschaft untersucht.

In den Betrachtungen wurden insbesondere die aus naturschutzfachlicher und sanierungstechnischer Sicht relevanten Vegetationsstrukturen berücksichtigt und in zwei Untersuchungsräumen, dem Tagebaukomplex Goitsche und dem ehemaligen Tagebau Muldenstein, analysiert.

Großräumige Auswertungen der Tagebaue wurden anhand operationell verfügbarer multitemporaler Daten der Satelliten Landsat5 TM, Landsat7 ETM, SPOT4 sowie IRS-1C vorgenommen. Ausgewählte Teilflächen konnten mittels räumlich und spektral hochauflösender CASI- und HYMAP-Flugzeugscannerdaten untersucht werden.

In Vorbereitung der Auswertungen wurden die Daten vorkorrigiert, Trainingsflächen mittels Geländeerhebungen verifiziert und feldspektrometrische Messungen zur Analyse der fernerkundungswirksamen Eigenschaften der Oberflächen durchgeführt. Dabei entstand eine Sammlung spektraler Reflexionskurven von Materialien und Vegetationsstrukturen, die den Beginn einer Spektralbibliothek der Oberflächenmaterialien der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands darstellen und Eingang in zukünftige Auswertungen finden können.

Für die Charakterisierung der Vegetationsstrukturen kamen verschiedene automatische pixelbasierte Klassifikationsalgorithmen sowie die Methode der Mischpixelmodellierung zum Einsatz.

Die Untersuchungen zur Detektierbarkeit der Vegetationsstrukturen und einer möglichen inneren Differenzierung brachten folgende Ergebnisse:

- Die Verbreitung von **Vegetation im offenen Tagebaubereich** in Form von Sukzessionsstadien unterschiedlichen Alters innerhalb der Kippflächen konnte mit Hilfe aller analysierter Fernerkundungsdatensätze erfasst werden, was für diesen Tagebaubereich bereits einen erheblichen Informationsgewinn darstellt.

Eine Zuordnung der Vegetationsstrukturen zu Klassen ist aufgrund ihrer kleinflächigen Ausprägung innerhalb der Kippstrukturen, ihrem oftmals geringen Deckungsgrad sowie des Mangels an ausreichend großen Trainingsflächen mittels Satellitendaten nur in begrenztem Umfang möglich. In diesem Zusammenhang stellt die räumliche und spektrale Auflösung der Datensätze das entscheidende Kriterium dar.

Hyperspektrale Flugzeugscannerdaten erlaubten wesentlich weiterführende qualitative und quantitative Differenzierungen der kleingliedrigen Vegetationsbestände auf diesen

Flächen und ließen die Detektion aller wichtigen Sukzessionsstufen zu, beginnend mit den Initialstadien bis hin zu Birkenvorwäldern.

Die Anwendung des NDVI kann den Mangel an ausreichend großen Trainingsflächen in diesem Tagebaubereich teilweise kompensieren und gestattete es, Vitalitätsstufen der Vegetationsentwicklung auszuweisen. Direkte Rückschlüsse auf die Zugehörigkeit der Vegetationsbestände zu entsprechenden Klassen lassen sich aus dem NDVI nur bedingt ableiten.

- Die im Rahmen des Sanierungsvorganges großflächig angelegten **gräserdominierten Ansaatflächen** lassen sich mit Hilfe von Satelliten- als auch mit Flugzeugscannerdaten sicher erfassen. Eine innere Differenzierung der Ansaaten in unterschiedliche Dichtestufen war insbesondere durch Sensoren mit hoher spektraler Auflösung möglich. Die Detektion von Ausfallbereichen innerhalb der Ansaaten hing in entscheidendem Maße von der räumlichen Auflösung der Daten ab.

Mittels Mischpixelmodellierung der Oberflächenkomponenten konnten Bestandsdichteschwankungen innerhalb der Ansaatflächen aus hyperspektralen Flugzeugscannerdaten gut erfasst werden.

- Die **Erfassung von Sukzessionsflächen im rekultivierten Tagebaubereich** in Form von ausgedehnten Sandtrockenrasenflächen, Ruderalfluren aus Hochstauden und Gebüsch sowie Röhricht- und Seggenriedbeständen, die z. T. seit Jahrzehnten einer weitgehend ungestörten Entwicklung unterliegen und im Rahmen eines Langzeitmonitorings von erheblicher naturschutzfachlicher Bedeutung sind, stellte einen wesentlichen Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit dar.

Mittels hyperspektraler Flugzeugscannerdaten konnte eine flächendeckende Ausweisung bei ausreichend vorhandenen Trainings- und Kontrollflächen z. T. bis auf die Ebene von Vegetationseinheiten erfolgen.

- Insbesondere die ausgedehnten Sandtrockenrasenflächen im Tagebaukomplex Goitsche konnten aufgrund der spektralen Charakteristik ihrer Vegetationseinheiten weitreichend differenziert werden.

Die mit Hilfe punkthafter oder kleinflächiger vegetationskundlicher Kartierungen ausgewiesenen Vegetationseinheiten korrelieren weitestgehend mit den durch Fernerkundungsdaten gewonnenen flächenhaften Informationen. Damit war erstmals eine flächendeckende Erfassung von Vegetationsstrukturen der ausgedehnten Sandtrockenrasenareale möglich.

Basierend auf Satellitendaten konnten die Sandtrockenrasenflächen ebenfalls gegliedert und von anderen Vegetationsstrukturen abgegrenzt werden. Dabei ließen sich drei Hauptklassen ausweisen, die die wesentlichen Stufen der natürlichen Sukzession dieser Areale widerspiegeln.

Anhand eines Datensatzes konnte die Möglichkeit einer Optimierung der Ergebnisse gezeigt werden, indem die Sandtrockenrasenareale ausmaskiert und getrennt vom Gesamttagebaukomplex klassifiziert wurden.

Eine detaillierte Differenzierung der Vegetationsstrukturen lässt sich bei Überflugzeitpunkten zwischen Ende Mai-Anfang Juli erreichen.

- Ruderalbestände in Form von Hochstaudenfluren ließen sich aufgrund ihrer höheren Vitalität gut von Sandtrockenrasenflächen trennen.

Insbesondere Flugzeugscannerdatensätze waren in der Lage, auch kleinflächige Areale von Hochstauden an Wegrändern, innerhalb von Forstflächen oder Sandtrockenrasenbeständen abzugrenzen.

Mit Hilfe der untersuchten Satellitendatensätze waren Hochstaudenfluren mit Gebüsch dann zu detektieren, wenn sie als großflächige Areale auftraten.

- Die Analyse von Röhricht- und Seggenriedbeständen im ehemaligen Tagebau Muldenstein zeigt das hohe Potenzial der hyperspektralen Flugzeugscannerdaten für eine Differenzierung dieser Vegetationsstrukturen.

Satellitendaten können nur bei ausreichend großen Flächen eine Detektion der Bestände ermöglichen, was jedoch im Restschlauch Burgkemmnitz gegeben war.

Der Überflugzeitpunkt (Mitte August) des CASI-Flugzeugscanners und des Landsat7-ETM Sensors hat sich für die Differenzierung der Röhricht- und Seggenriedbestände und Abgrenzung von anderen Ruderalfluren als optimal erwiesen.

Für alle untersuchten Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft wurden die Klassifizierungsergebnisse, die mittels kombiniertem *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Algorithmus erzielt worden waren, mit denen aus dem *SAM*-Algorithmus verglichen. Dabei erwies sich die kombinierte *Parallelepiped-Maximum-Likelihood*-Klassifizierung als besser geeignet, die Vegetationsstrukturen zu erfassen und näher zu differenzieren. Aufgrund der spektralen Ähnlichkeit einer Vielzahl von Klassen und deren Lage im gleichen Spektralwinkel vom Koordinatenursprung konnten die Vegetationsstrukturen mit Hilfe der *SAM*-Klassifizierung nicht so detailliert unterschieden werden. Sollen jedoch Hauptklassen wie Wasserflächen, tertiäre Sedimente, Gras- und Krautfluren, Mischsedimente, Laubforst sowie Nadelholzforst voneinander abgegrenzt werden, so kann dies mittels *SAM*-Algorithmus unter Nutzung weniger Trainingsflächen effektiv erreicht werden.

Für die **Analyse von Veränderungen** der Bergbaufolgelandschaften bieten multitemporale Fernerkundungsdaten optimale Voraussetzungen. Basierend auf den im Rahmen der Arbeit erstellten Einzelklassifizierungen wurde eine Veränderungsanalyse des Tagebaukomplexes Goitsche für den Zeitraum 1989-2000 vorgenommen. Es wurde ein Analyseverfahren - FESPA (*Feature space analysis*)- entwickelt, das es unter Verwendung der im Bildbearbeitungsprogramm implementierten Prozeduren erlaubt, die vorliegenden unabhängigen Klassi-

fizierungen effektiv auszuwerten. Nach Erzeugung eines Bilddatensatzes, der die Einzelklassifizierungen in unterschiedlichen *Layern* verschlüsselt, erfolgt dessen Auswertung mittels *Feature space*-Analyse. Mit Hilfe dieser Methode lassen sich neben der Feststellung einer Veränderung unter Zuhilfenahme einer Interpretationstabelle auch Aussagen zur Art der Umwidmung treffen. Es sind keine komplexen Abfrageprozeduren zu definieren.

Die Auswertung multitemporaler Datensätze vom Gesamttagbaukomplex Goitsche mittels FESPA erlaubte es, die veränderten und unveränderten Flächen zu kennzeichnen und die Art der Umwidmung festzulegen.

Insbesondere im seit 1989 rekultivierten Tagebaubereich der Restlöcher Niemeck, Mühlbeck und Döbern konnten die tiefgreifenden Veränderungen sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst werden.

Selbst die langsam verlaufenden Sukzessionsprozesse im altrekultivierten Tagebaubereich ließen sich detailliert charakterisieren und interpretieren. Damit konnte gezeigt werden, dass die Methode der Veränderungsanalyse mittels FESPA unter Verwendung von Satellitendaten geeignet ist, ein langfristiges Monitoring von Bergbaufolgelandschaften zu gewährleisten.

Das Potenzial von hochauflösenden Flugzeugscannerdatensätzen zur Veränderungsanalyse naturschutzrelevanter Flächen in Form von Sandtrockenrasenbeständen konnte deutlich herausgestellt werden.

Der hohe Bedarf an räumlich exakten Informationen über die biotischen und abiotischen Parameter zur Bewertung des ökologischen Zustandes, zur Kontrolle und Überwachung der Sanierungs- und Rekultivierungsarbeiten sowie zu einem langfristigen Umweltmonitoring macht die Entwicklung effektiver Verfahren notwendig. Klassische Feld- und Analysemethoden können diese Informationen auf Grund der Größe der zu überwachenden Flächen und des damit verbundenen Kostenaufwandes nicht liefern. Als Alternative kommt damit der Analyse multispektraler und multitemporaler Fernerkundungsdaten eine besondere Bedeutung bei der flächendeckenden raum-zeitlichen Bewertung und Kontrolle zu. Dabei können die Fernerkundungsmethoden klassische Geländeerhebungen nicht ersetzen, jedoch unter der Maßgabe der Kosteneffizienz sinnvoll ergänzen.

Die in der vorliegenden Arbeit aufgezeigten Ergebnisse stellen das Potenzial der Fernerkundungsdaten unterschiedlicher Maßstabsebenen für eine Erfassung von Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaften deutlich heraus.

Die operationell verfügbaren Satellitendaten stellen ein kosteneffizientes Instrument für großräumige Analyse und Überwachungsaufgaben dar und können hinreichend genaue Ergebnisse liefern. Die momentan noch vorwiegend für Forschungsaufgaben eingesetzten hyperspektralen Flugzeugscanner eröffnen neue Möglichkeiten der Auswertung und besitzen ein

erhebliches Potenzial zur detaillierten Erfassung der Vegetationsstrukturen bis auf die Ebene von Einheiten.

Ausgehend von diesen Ergebnissen ist die Anwendung eines mehrstufigen Vorgehens vorzuschlagen. Für die großflächige Überwachung von Bergbaufolgelandschaften ist das Potenzial von Satellitendaten ausreichend. Für Untersuchungen spezifischer Fragestellungen mit hoher sanierungs- und naturschutzfachlicher Relevanz lässt sich durch den Einsatz von Flugzeugscannerdaten ein erheblicher Informationsgewinn erzielen.

Die momentan den Markt erobernden Daten räumlich und spektral hochauflösender Satelliten (HYPERION, ASTER, IKONOS, Quick Bird), hochauflösender Flugzeugscanner, digitaler Luftbildkameras und Videosysteme werden zukünftig das Bild der Fernerkundung entscheidend verändern. Insbesondere die sich auftuende Diskrepanz zwischen verfügbaren Daten und derzeit für diese Daten noch unzureichenden Auswertalgorithmen, die den Eingang der Daten in Planungs- und Entscheidungsebenen derzeit noch erschwert, kann durch die Verwendung neuer Klassifizierungsansätze abgebaut werden. Die Interpretation der Daten wird dabei auf eine Stufe gehoben werden, die den Erkennungsvorgang der menschlichen Wahrnehmung aus Farbe, Form und Nachbarschaftsbeziehungen in sich vereint sowie Erfahrungen einbezieht. Erste Ansätze dafür bieten die Verfahren und Softwareumgebungen der objektorientierten Bildverarbeitung (BLASCHKE, 2002). Auch die in der vorliegenden Arbeit bereits angewendete Methode der Mischpixelmodellierung, die den Pixel als kleinste auswertbare Einheit weiter differenziert, lässt zukünftig noch weiterreichende Möglichkeiten bei der Interpretation der in jüngerer Zeit zur Verfügung stehenden hyperspektralen Satelliten- und Flugzeugscannerdaten zu.

## 8 Literaturverzeichnis

- AAVIKSOO, K. & A. MEINER (1998): Using GIS And Remote Sensing in Land Cover Monitoring In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 53-59.
- ABDEL RAHMAN, S. I. & M. A. YEHIA (1998): Remote Sensing Applications for Change Detection in the Coastal Region of the Nile Delta, Egypt. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 60-63.
- AGER, C. M. & N. M. MILTON (1987): Spectral reflectance of lichens and their effects on the reflectance of rock substrates. In: Geophysics. **52**, S. 898-906.
- ALBERTZ, J. (2001): Einführung in der Fernerkundung- Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. Darmstadt.
- ALEXANDER, S. S., DEIN, J. & D. P. GOLD (1973): The use of ERST-1 MSS data for mapping strip mines and acid mine drainage in Pennsylvania. In: Proceedings of the Symposium on Significant Results from the Earth Resources Technology Satellite-1. Maryland, USA. Vol. 1, Section 1, S. 569-575
- ANDERSON, A. T., SCHULTZ, D., BUCHMAN, N. & H. M. NOCK (1977): Landsat Imagery for Surface-Mine Inventory. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. **43**, S. 1027-1036.
- ANDERSON, A. T. (1980): Evaluating the environmental effects of past and present surface mining: a remote sensing applied research review. In: Proceedings of the 14<sup>th</sup> International Symposium on Remote Sensing of Environment. San Jose, Costa Rica. S. 23-30.
- BANNARI, A., MORIN, D., BONN, F. & A. R. HUETE (1995): A Review of Vegetation Indices. In: Remote Sensing Reviews. **13**, S. 95-120.
- BANNER, A. V. & T. LYNHAM (1981): Multitemporal analysis of Landsat data for forest cut over mapping – a trial of two procedures. In: Proceedings of the 7<sup>th</sup> Canadian Symposium on Remote Sensing. Winnipeg. S. 233-240.
- BANZHAF, E. (1998): Erfassung der Landnutzung im Südraum Leipzig anhand einer Landsat-5-TM Aufnahme. In: UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH [Hrsg.]: UFZ-Bericht 2/98, Leipzig. S.127-138.
- BARR, D. J. (1981): Landsat applications to surface mining. In: Proceedings of the International Conference on Computing in Civil Engineering. New York, USA. S. 384-396.
- BAURIEGEL, A. et al. (1996): Bodenkundliche Transektuntersuchungen im Bereich der Bergbaufolgelandschaft Goitsche, Forschungsprojekt Goitsche Nr.: 3720.
- BENHANIFIA, K. & M. BOUZAINNE (1998): Forest change detection in a mountainous terrain using multitemporal Landsat TM images introducing a relative atmospheric correction. A case study: Forest of M'sila (Oran-Algeria-). In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 676-678.
- BERKNER, A. (1997): Braunkohlenbergbau und Landschaftsveränderungen in Mitteldeutschland. In: Beiträge zur Wirtschaftsregion Leipzig – Halle. Regionale Festschrift zum Deutschen Ingenieurtag 1997 in Leipzig.
- BERKNER, A. (1998): Naturraum und ausgewählte Geofaktoren im Mitteldeutschen Förderraum- Ausgangszustand, bergbaubedingte Veränderungen, Zielvorstellungen. In: PFLUG, W. [Hrsg.]: Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg, S. 767-779.
- BERKNER, A. (2001): Von der Tagebau- zur Seenlandschaft – Wasserwirtschaftliche Sanierung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. In: Geographische Rundschau. **53**, S. 11-18.

- BILKENROTH, K. D. (1995): Beitrag des Sanierungsbergbaus zur Umwandlung einer Industrieregion – Ziele und Probleme der Braunkohlensanierung im Raum Bitterfeld. In: Braunkohle, **9**, S. 8-13.
- BIRGER, J., GLAESSER, C., HERRMANN, B. & S. TISCHEW (1998): Multisensoral and multitemporal remote sensing of ecological damage caused by open-cast lignite mining in Central Germany. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 70-77.
- BIRGER, J. & S. TISCHEW (2001): Monitoring von naturschutzrelevanten Flächen in der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands mittels Fernerkundungsmethoden. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ [Hrsg.]: Naturschutz und Fernerkundung. BfN-Scripte **42**, S. 85-93.
- BLASCHKE, T. & S. LANG (1998): Tutorial - Einführung in die Fernerkundung und digitale Bildverarbeitung. [www.sbg.ac.at/geo/student/fernerkundung/index.html](http://www.sbg.ac.at/geo/student/fernerkundung/index.html).
- BLASCHKE, T. (2002): Satellitengestütztes Landschaftsmonitoring. In: Geographische Rundschau. **54**, S. 40-44.
- BOINE, J., KUKA, K., GLÄBER, C., OLBERT, C. & J. FISCHER (1999): Multispectral investigations of acid mine lakes of open cast mines in Central Germany. In: Proceeding of the IGARSS International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Hamburg, Germany. S. 1-3.
- BOINE, J., KUKA, K. & C. GLÄBER (2000): Optical properties of open cast lignite mining lakes in Central Germany. In: Proceedings of the XIXth ISPRS Congress. Amsterdam The Netherlands.
- BOLDT, C. M. K. & B. J. SCHREIBNER (1987): Remote sensing of Mine Waste. U. S. Departement of Interior, Bureau of Mines, Washington, D: C., Information Circular No. 9152.
- BREUER, T. & C. JÜRGENS (1998): Fernerkundung von Frostschäden an landwirtschaftlichen Kulturen in Makedonien (Griechenland). In: Geographische Rundschau. **50**, S. 99-105.
- BYRNE, G. F., CRAPPER, P. F. & K. K. MAYO (1980): Monitoring land cover change by principal component analysis of multitemporal Landsat data. In: Remote Sensing of Environment. **10**, S. 175-184.
- CASTELLI, V., ELVIDGE, C. D., LI, C.-S. & J. J. TUREK (1999): Classification-Based Change Detection: Theory and Applications to the NALC Data Set. In: LUNETTA, R. S. & C. D. ELVIDGE [Hrsg.]: Remote Sensing Change Detection – Environmental Monitoring, Methods and Application. Taylor & Francis Ltd., London. Chapter 4, S. 53-73.
- CHEN, X., GOTO, S. & C.-H. AHN (1998): Land Cover Change Detection By Post-Classifying For Multi-Temporal Landsat TM Data. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 399-405.
- CHENG, Z., ELVIDGE, C. D. & D. P. GROENEVELD (1999): Vegetation Change Detection Using High Spectral Resolution Vegetation Indices. In: LUNETTA, R. S. & C. D. ELVIDGE [Hrsg.]: Remote Sensing Change Detection – Environmental Monitoring, Methods and Application. Taylor & Francis Ltd., London. Chapter 11, S. 181-190.
- CLARK, R. N. et al. (1995): Initial Vegetation Species and Senescence/Stress Indicator Mapping in the San Luis Valley, Colorado Using Imaging Spectrometer Data. In: Proceeding: Summitville Forum '95, Colorado Geological Survey Special Publication **38**, S. 64-69.
- CLARK, R. N., VANCE, S. & R.O. GREEN (1998): Mineral mapping with imaging spectroscopy: the Ray Mine. In: Summaries of the 7th Annual Airborne Earth Science Workshop.
- COHEN, W. B. & M. FIORELLA (1999): Comparison of Methods for Detecting Conifer Forest Change with Thematic Mapper Imagery. In: LUNETTA, R. S. & C. D. ELVIDGE [Hrsg.]: Remote Sensing Change Detection – Environmental Monitoring, Methods and Application. Taylor & Francis Ltd., London. Chapter 6, S. 89-102.

- COKER, A. E., HIGER, A. L. & R. L. ROGERS (1977): The application of remote sensing technology to assess the effects of and monitor change in coal mining Eastern Tennessee. In: WOLL, P. W. & W. A. FISHER [Hrsg.]: Proceedings of the First Annual William, T. Pecora Memorial Symposium. U.S. Geological Survey Professional Paper 1015.
- COLLINS, G. W., FLACH, D. & J. MCGUIRE (1991): Monitoring environmental quality: derelict and degraded land survey. In: Proceedings of the Conference on Remote Sensing of the Environment. Birmingham. S. 95-106.
- COLLINS, J. B. & C. E. WOODCOCK (1996): An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. In: Remote Sensing of Environment. **56**, S. 66-77.
- COPPIN, P. R. & M. E. BAUER (1996): Digital change detection in forest ecosystems with remote sensing imagery. In: Remote Sensing Reviews. **13**, S. 207-234.
- DRAKE, N. A., MACKIN, S. & J. J. SETTLE (1999): Mapping Vegetation, Soils and Geology in Semiarid Shrublands Using Spectral Matching and Mixture Modeling of SWIR AVIRIS Imagery. In: Remote Sensing of Environment. **68**, S. 12-25.
- EISSMANN, L. (1994): Leitfaden der Geologie des Präquartärs im Saale-Elbe-Gebiet. In: EISSMANN, L. & T. LITT [Hrsg.]: Das Quartär Mitteldeutschlands: Ein Leitfaden und Exkursionsführer: Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes. Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, **7**, Altenburg, S. 11-53.
- EISSMANN, L. & T. LITT (1994): Klassische Quartärfolge Mitteldeutschlands von der Elstereiszeit bis zum Holozän unter besonderer Berücksichtigung der Stratigraphie, Paläoökologie und Vorgeschichte (Exkursion B1). In: EISSMANN, L. & T. LITT [Hrsg.]: Das Quartär Mitteldeutschlands: Ein Leitfaden und Exkursionsführer: Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes. Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, **7**, Altenburg, S. 250-356.
- ERDAS (1999): ERDAS Field Guide, Version 8.4, 5. Ausgabe. Atlanta.
- FARRAND, W. H. (1997): Identification and mapping of ferric oxide and oxihydroxide minerals in imaging spectrometer data of Summitville, Colorado, USA, and the surrounding San Juan Mountains. In: International Journal of Remote Sensing. **18**, S. 1543-1552.
- FORSCHUNGSVERBUND BRAUNKOHLENTAGEBAULANDSCHAFTEN MITTELDEUTSCHLANDS (1998): Biotoptypen der Braunkohlen-Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands. Halle/Saale.
- FORSCHUNGSVERBUND BRAUNKOHLENTAGEBAULANDSCHAFTEN MITTELDEUTSCHLANDS (1999): Konzepte für die Erhaltung, Gestaltung und Vernetzung wertvoller Biotope und Sukzessionsflächen in Braunkohlen-Tagebaulandschaften Mitteldeutschlands. Endbericht im Auftrag des BMBF, Halle/Saale.
- FRANK, D. & S. KLOTZ (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. In: Wissenschaftliche Beiträge / Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. **32**, 167 S.
- FRIEDL, M. A., MICHAELSEN, J., DAVIS, F. W., WALKER, H. & D. S. SCHIMEL (1994): Estimating grassland biomass and leaf area index using ground and satellite data. In: International Journal of Remote Sensing. **15**, S. 1401-1420.
- FROMM, A. & S. TISCHEW (1999): Pflanzliche Wiederbesiedlung und Sukzessionsabläufe. In: Naturschutz in Sachsen-Anhalt. **36**, S. 49-52.
- FROMM, A., JACOB, S. & S. TISCHEW (2002): Sandtrockenrasen in der Bergbaufolgelandschaft- Syntaxonomische und experimentelle Ansätze. In: Naturschutz und Landschaftsplanung. **34**, S. 45-51.
- FROTSCHER, W. (1999): Abiotische Standortfaktoren der Bergbaufolgelandschaften. In: Naturschutz in Sachsen-Anhalt. **36**, S. 12-16.

- GARCIA-HARO, F. J. GILABERT, M. A., MELIA, J. & M. T. Younis (1997): Estimation of pure components spectra from spectral mixtures. In: *Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing*. S. 509-516.
- GARCIA-HARO, F. J. GILABERT, M. A. & J. MELIA (1999): Extraction of Endmembers from Spectral Mixtures. In: *Remote Sensing of Environment*. **68**, 237-253.
- GEOLOGISCHEN LANDESAMTES SACHSEN-ANHALT-GLA [Hrsg.] (1995): Geologische Karte Halle und Umgebung 1:50 000.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (1999): Bodenatlas Sachsen-Anhalt. Teil I-Beschreibung der Bodenlandschaften und Böden. Teil II-Thematische Bodenkarten. Halle/Saale.
- GLÄßER, C., BIRGER, J. & B. HERMANN (2000): Geologische, morphologische, hydrologische, pedologische und biotische Kennzeichnung ausgewählter Tagebaue im Raum Leipzig- Halle mittels Fernerkundungsmethoden. Unveröffentlichter Abschlussbericht, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie und Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, 318 S.
- GLÄßER, C. (2001): Fernerkundung. In: LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT MBH [Hrsg.]: Wissenschaftliche Begleitung der ostdeutschen Braunkohlenanierung. Forschungsprojekte 1994-2000/2001. Berlin. S. 217-236.
- GREEN, J. E. & J. P. BUSCHUR (1980): A cost analysis of aerial photographic and satellite imagery for monitoring mined land reclamation. In: GRAVES, D. H. [Hrsg.]: *Proceedings of the 1980 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Lexington, Kentucky.
- HABERÄCKER, P. (1991): *Digitale Bildverarbeitung: Grundlagen und Anwendungen*. München, Wien.
- HALVERSON, H.G. (1988): High-Altitude Photography to evaluate coal-mine reclamation. In: *Proceedings of the Second Forest Service Remote Sensing Applications Conference*, Slidell, Louisiana. S. 360-365.
- HILDEBRANDT, G. (1996): *Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie*. Heidelberg.
- HILDMANN, E. (1991): Abraumtechnologie und Wiederrurbarmachung. In: UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.]: *Braunkohlentagebau – Probleme und Methoden bei der Gestaltung von Folgelandschaften*. Berlin. Texte Umweltbundesamt, **33**, S. 65-72.
- HILDMANN, E. (1998): Technische und historische Aspekte der Wiedernutzbarmachung. In: PFLUG, W. [Hrsg.]: *Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz*. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg, S. 797-808.
- HILL, J. (1998): Neue Wege zur geowissenschaftlichen Auswertung multispektraler Fernerkundungsdaten. In: *Geographische Rundschau*. **50**, S. 113-119.
- HILL, J., UDELHOVEN, T., SCHÜTT, B. & A. YAIR (1998): Differentiating Biological Soil Crusts in a Sandy Arid Ecosystem based on Multi- and Hyperspectral Remote Sensing Data. In: SCHAEPMAN, M., SCHLÄPFER, D. & K. ITTEN, [Hrsg.]: *Proceedings of the 1<sup>st</sup> EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*. Zürich. S. 427-436.
- HOWARTH, J. P. & G. M. WICKWARE (1981): Procedure for changedetection using Landsat digital data. In: *International Journal of Remote Sensing*. **2**, S. 277-291.
- HOWARTH, J. P. & E. BOASSON (1983): Landsat digital enhancements for change detection in urban environment. In: *Remote Sensing of Environment*. **13**, S. 149-160.
- HÜFFNER, U. & P.J. TETTINGER (1994): Braunkohlentagebau in der ehemaligen DDR und Sanierungsverpflichtung. In: *Bochumer Forschungsberichte zum Berg- und Energierecht*, **9**, Stuttgart.

- HUETE, A. R. & R. D. JACKSON (1987): The suitability of spectral indices for evaluating vegetation characteristics on arid rangelands. In: *Remote Sensing of Environment*. **23**, S. 213-232.
- HUETE, A. R. (1988): A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). In: *Remote Sensing of Environment*. **25**, S. 295-309.
- HUETE, A. R. (1996): Extension of soil spectra to the satellite: atmosphere, geometric, and sensor considerations. In: *Photointerpretation*. **2**, S. 102 – 118.
- INGRAM; K., KNAPP, E. & J. W. ROBINSON (1981): Change detection technique development for improved urbanized area delineation. Technical Memorandum CSC/TM-81/6087. In: Computer Sciences Corporation. Silver Springs.
- IRONS, J. R., LACHOWSKI, H. & C. PETERSON (1980): Remote Sensing of surface mines: a comparative study of sensor systems. In: *Proceedings of the 14<sup>th</sup> International Symposium on Remote Sensing of Environment*. San Jose, Costa Rica. S. 1041-1053.
- IRONS, J. R., MARKHAM, B. L., NELSON, R. F., TOLL, D. L. & D. L. WILLIAMS (1984): The effects of spatial resolution on the classification of Thematic Mapper data. In: *International Journal of Remote Sensing*. **6**, S. 1385-1403.
- IRONS, J. R. & R. L. KENNARD (1986): The utility of Thematic Mapper sensor characteristics for surface mine monitoring. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. **52**, S. 389-396.
- JACOBSEN, A., HEIDEBRECHT, K. B. & A. A. NIELSEN (1998): Monitoring Grasslands Using Convex Geometry and Partial Unmixing – A Case Study. In: SCHAEPMAN, M., SCHLÄPFER, D. & K. ITTEN [Hrsg.]: *Proceedings of the 1<sup>st</sup> EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*. Zürich. S. 309-316.
- JACOBSEN, A., NIELSEN, A. A., EJRNAES, R. & G. B. GROOM (1999): Spectral Identification of Danish Grassland Classes related to Management and Plant Species Composition. In: *Proceedings of the Fourth International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition/ 21<sup>st</sup> Canadian Symposium on Remote Sensing*. Ottawa, Kanada. S. I-74-I-81.
- JÄCKLIN, Y. (1999): Anwendungsmöglichkeiten von Landsat TM-Daten für die hydrochemische Charakterisierung von Tagebaurestseen – dargestellt an Beispielen aus dem Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. Dipl.-Arb., Univ. Halle.
- JIAJU, L. (1988): Development of principal component analysis applied to multitemporal Landsat TM data. In: *International Journal of Remote Sensing*. **9**, S. 1895-1907.
- JOHNSON, R. D. & E. S. KASISCHKE (1998): Change vector analysis: a technique for the multispectral monitoring of land cover condition. In: *International Journal of Remote Sensing*. **19**, S. 411-426.
- KALKE, R., KENNEWEG, H. & E. SEYFERT (2002): Zur Erfassung langjähriger Landschaftsveränderungen aus historischen und aktuellen Luftbildern und Karten. In: *Photogrammetrie-Fernerkundung-Geoinformation*. **2002**, S. 181-192.
- KARNIELI, A. (1996): The Effect of Biogenic Crusts in Semi-arid Loessial Soils on Spectral Reflectance. In: *Proceedings for the 26<sup>th</sup> International Symposium on Remote Sensing of Environment and the 18<sup>th</sup> Symposium of the Canadian Remote Sensing Society*. Vancouver. S. 98-100.
- KARNIELI, A., KIDRON, G. J., GLAESSER, C. & E. BEN-DOR (1997): Spectral Characteristics of Cyanobacteria Soil Crust in the Visible, Near Infrared and Short Wave Infrared (4000-2,500 NM) in Semi-arid Environments. In: *Proceedings of the 12<sup>th</sup> International Conference Applied Geologic Remote Sensing*. Denver, USA. S. (II)-417-(II)-424.
- KAUFMANN, H., KRÜGER, G., MÜLLER, A., REINHÄCKEL, G. F., LEHMANN, F., GLÄSER, W., SCHRECK, P. C. & P. VOLK (1997): Integrated studies in the Central German Lignite Mining District by hyperspectral methods combined with analytical field data. In: *Proceedings of the Third International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition*. Copenhagen, Dänemark., **1**, S. 545-554.

- KING, T. V. V., CLARK, R. N., AGER, C. & G.A. SWAYZE (1995): Remote mineral mapping using AVIRIS data at Summitville, Colorado, and the adjacent San Juan Mountains. In: Proceedings Summitville Forum, Geological Survey, Special Publication **38**, Colorado, S. 59-63.
- KLAPPER, H. (1995): Forschung an Tagebaurestseen – Wege zu einer sinnvollen Wassergütebewirtschaftung. In: GELLER, W. & G. PACKOFF [Hrsg.]: Abgrabungsseen – Risiken und Chancen. Limnologie aktuell, **7**, S. 1-25.
- KRÜGER, G., ERZINGER, J. & H. KAUFMANN (1998): Laboratory and airborne reflectance spectroscopic analyses of lignite overburden dumps. In: Journal of Geochemical Exploration. **64**, S. 47-65.
- KRÜGER, G. (1999): Quantitative Analyse mitteldeutscher Braunkohlenabraumkippen mit reflexionsspektrometrischen Methoden (0,4-2,5µm). Dissertation, Univ. Potsdam.
- KRUMWIEDE, D. S. (1980): Remote sensing applications as related to surface mining. In: GRAVES, D. H. [Hrsg.]: Proceedings of the 1980 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation. Lexington, Kentucky, USA.
- KRUSE, F. A. & A. B. LEFKOFF (1993): Knowledge-Based Geological Mapping with Imaging Spectrometers. Remote Sens. Reviews, **8**, S. 3-28.
- KRUSE, F. A., LEFKOFF, A. B., BOARDMAN, J. W., HEIDEBRECHT, K. B., SHAPIRO, A. T. & A. F. H. GOETZ (1993): The Spectral Image Processing System (SIPS)- Interactive Visualization and Analysis of Imaging Spectrometer Data. In: Remote Sensing of Environment. **44**, S. 145-163.
- LAMBIN, E. F. & A. H. STRAHLER, (1994 a): Change-vector analysis in multispectral space: A tool to detect and categorize land-cover change processes using high temporal-resolution satellite data. In: Remote Sensing of Environment. **48**, S. 231-244.
- LAMBIN, E. F. & A. H. STRAHLER (1994 b): Indicators of land-cover change for change vector analysis in multitemporal space at coarse spatial scales. In: International Journal of Remote Sensing. **15**, S. 2099-2119.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (2000): Karte der potentiellen natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt. Teil I - Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte M 1:200 000. Teil II - Karte der potentiellen natürlichen Vegetation In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderheft 1/2000. Halle/Saale.
- LARK, R. M. (1995 a): A Reappraisal of Unsupervised Classification, I: Correspondence between Spectral and Conceptual Classes. In: International Journal of Remote Sensing. **16**, S. 1425-1443.
- LARK, R. M. (1995 b): A Reappraisal of Unsupervised Classification, II: optimal adjustment of the map legend and a neighbourhood approach for mapping legend units. In: International Journal of Remote Sensing. **16**, S. 1445-1460.
- LAWRENCE, R. L. & W. J. RIPPLE (1999): Calculating Change Curves for Multitemporal Satellite Imagery: Mount St. Helens. In Remote Sensing of Environment. **67**, S. 309-319.
- LEGG, C. A. (1986): Monitoring of open cast coal mining and reclamation works in the United Kingdom using MSS and TM Imagery. In: Proceeding of the 20<sup>th</sup> International Symposium of Remote Sensing of Environment. **2**, S. 931-941.
- LEGG, C. A. (1989): Updating thematic maps of mining districts - an operational demonstration of remote sensing in the South-West of England. In: Remote Sensing of Operational Applications, Technical contents of the 15<sup>th</sup> Annual Conference of the Remote Sensing Society. Bristol, U.K., S. 243-248.
- LEGG, C. A. (1990): Applications of remote sensing of environmental aspects of surface-mining operations in the United Kingdom. In: Proceedings of the Conference on Remote Sensing: An Operational Technology for Mining and Petroleum Industries . London, U. K., 159-164.

- LEVESQUE, J. & D. J. KING (1999): Airborne Digital Camera Image Semivariance for Evaluation of Forest Structural Damage at an Acid Mine Site. In: *Remote Sensing of Environment*. **68**, S. 112-124.
- LMBV [Hrsg.] (1999): Schaffung von Bergbaurestseen im mitteldeutschen Bergbaurevier.
- LOBO, A., MOLONEY, K. & N. CHIARIELLO (1998): Fine-scale mapping of a grassland from digitized aerial photography: an approach using image segmentation and discriminant analysis. In: *International Journal of Remote Sensing*. **19**, S. 65-84.
- LO SEEN, D., MOUGIN, E., RAMBAL, S., GASTON, A. & P. HIERNAUX (1995): A Regional Sahelian Grassland Model To Be Coupled with Multispectral Satellite Data. II: Toward the Control of Its Simulations by Remote Sensed Indices. In: *Remote Sensing of Environment*. **52**, S. 194-206.
- LUNETTA, R. S. (1999): Applications, Project Formulation, and Analytical Approach. In: LUNETTA, R. S. & C. D. ELVIDGE [Hrsg.]: *Remote Sensing Change Detection – Environmental Monitoring, Methods and Application*. Taylor & Francis Ltd., London. Chapter 1, S. 1-19.
- MAHN, E.-G., SCHMIEDEKNECHT, A. & S. TISCHEW (1995): Modelluntersuchungen zur Renaturierung von Bergbaufolgelandschaften auf der Basis spontaner und gelenkter Sukzessionen am Beispiel des Braunkohlentagebaues Goitsche. Unveröffentlichter Abschlussbericht, Ministerium f. Wissenschaft u.Forschung Sachsen-Anhalt, 79 S.
- MALILA, W. A. (1980): Change vector analysis: an approach for detecting forest changes with Landsat. In: *Proceedings of the 6th Annual Symposium on Machine Processing of Remotly Sensed Data*. West Lafayette. S. 326-335.
- MAMULA, N. (1978): Remote-sensing methods for monitoring surface coal mining in the northern great plains. In: *Journal Research U.S. Geol. Survey*. **6**, S. 149-160.
- MAS, J.-F. (1999): Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. In: *International Journal of Remote Sensing*. **20**, S. 139-152.
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR [HRSG.] (1953) *Klima-Atlas für das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik*. Akademie-Verlag, Berlin.
- METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR [Hrsg.] (1987): *Klimadaten der DDR – Ein Handbuch für die Praxis. Klimatologische Normalwerte 1951/80, Reihe B, Bd. 14*. Potsdam.
- MICHALEK, J. L., LUCZKOVICH, J. J. & R. W. STOFFLE (1993): Multispectral change vector analysis for monitoring coastal marine environments. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. **59**, S. 381-384.
- MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT SACHSEN-ANHALT [Hrsg.] (1996): *Luftreinhaltplan für das Untersuchungsgebiet 9 – Großraum Halle-Merseburg, Band 2- Immissions- und Wirkungskataster*. Magdeburg.
- MINO, N., SAITO, G. & S. OGAWA (1998): Satellite monitoring of changes in improved grassland management. In: *International Journal of Remote Sensing*. **19**, S. 439-452.
- MOUGIN, E., LO SEEN, D., RAMBAL, S., GASTON, A. & P. HIERNAUX (1995): A Regional Sahelian Grassland Model To Be Coupled with Multispectral Satellite Data. I: Model Description and Validation. In: *Remote Sensing of Environment*. **52**, S. 181-193.
- MUCHONEY, D. M. & B. N HAACK (1994): Change detection for monitoring forest defoliation. In: *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **60**, S. 1243-1251.
- NELSON, R. F. (1983): Detecting forest canopy change due to insect activity using Landsat MSS. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. **49**, S. 1303-1314.
- NILSON, T. & H. OLSSON (1995): Effects of thinning cutting on boreal forest reflectance: a comparison of simulations and Landsat TM estimates. In: *International Journal of Remote Sensing*. **16**, S. 2963-2968.

- ÖBERG, M., LINDELL, T., NISELL, J. & L. SAARE (1992): Extraction of information from satellite imagery to a GIS for environmental monitoring of the mining areas in northeastern Estonia. In: HARTS, J., OTTENS, H. & H. SCHOLTEN [Hrsg.]: Proceedings of the Third European Conference and Exhibition on Geographical Information Systems. Amsterdam, Netherlands: EGIS Foundation II, S. 1365-1372.
- OLBERT, C. (2000): Bestimmung räumlicher Verteilungsmuster von Wasserinhaltsstoffen in ausgewählten Berliner und Brandenburger Gewässern mit Methoden der Fernerkundung. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- O'NEILL, A. L. (1999): Reflectance spectra of microphytic soil crusts in semi-arid Australia. In: International Journal of Remote Sensing. **15**, S. 675-681.
- PARKS, N. F., PETERSEN, G. W. & G. M. BAUMER (1987): High resolution remote sensing of spatially and spectrally complex coal surface mines of Central Pennsylvania: A comparison between simulated SPOT MSS and Landsat-5 Thematic Mapper. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. **53**, S. 415-420.
- PETERS, D. C., HAUFF, P. L. & K. E. LIVO (1996): Mine waste characterization via remote sensing in Cripple Creek, Colorado, area and application to inventorying abandoned mines. Presented at the Eleventh Thematic Conference and Workshop on Applied Geologic Remote Sensing, Las Vegas.
- PFLUG, W. (1998): Einführung. In: PFLUG, W. [Hrsg.]: Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg, S.1-9.
- PILARSKI, M., JUNG, E., SCHMIDT, K., OPPITZ, S., WEIGELT, A. & H. WEICHELT (1998 a): Aufbau eines Geoinformationssystems zum Umweltmonitoring für Braunkohlenabbaugebiete am Beispiel des Raumes Weißwasser. Unveröffentlichter Abschlußbericht. Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie.
- PILARSKI, M., SCHMIDT, K. & E. JUNG (1998 b): Beiträge der Fernerkundung zur Kennzeichnung naturnaher Standorte der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft im Rahmen einer Leitbildentwicklung (LENAB). Unveröffentlichter Abschlußbericht. Bundesministerium für Bildung und Forschung.
- PILARSKI, M. & S. OPPITZ (1998): An Environmental Monitoring System for the Lusatian Brown Coal Mining Industry in East Germany. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Budapest, S. 151-155.
- PILON, P. G., HOWARTH, P. J. & R. A. BULLOCK (1988): An enhanced classification approach to change detection in semi-arid environments. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. **54**, S. 1709-1716.
- PRAKASH, A. & R. P. GUPTA (1998): Land-use mapping and change detection in a coal mining area- a case study in the Jharia coalfield, India. In: International Journal of Remote Sensing. **19**, S. 391-410.
- RANNEBERG, T. & J. VON KORFF (1998): Landschaftsplanung als Leitplanung einer ganzheitlichen Umgestaltung von Bergbaufolgelandschaften – das Beispiel der mitteldeutschen Tagbauregion Goitsche. In: PFLUG, W. [Hrsg.]: Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg; S. 882-899.
- RATHORE, C. S. & R. WRIGHT (1993): Monitoring environmental impacts of surface coal mining. In: International Journal of Remote Sensing. **14**, S. 1021-1042.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN [Hrsg.] (1998): Braunkohleplanung in Westsachsen. Leipzig.
- REINHÄCKEL, G. (1999): Quantitative Analyse von Braunkohlenabraumkippen mit laborspektroskopischen Infrarot-Messungen (2,5-14µm) und Fernerkundungsdaten (DAIS 7915/ASTER). Inaugural-Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- RICHARDS, J. A. (1984): Thematic mapping from multitemporal image data using the principal components transformation. In: Remote Sensing of Environment. **16**, S. 25-46.

- ROUSE, J. W., HAAS, R. W., SCHELL, J. A., DECRING, D. W. & J. C. HARLAN (1974): Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effects) of natural vegetation. NASA/GSFCT Type III Final Report, Greenbelt, MD, USA.
- RUBEC, C. D. & J. THIE (1987): Land use monitoring with Landsat digital data in southwestern Manitoba. In: Proceedings of the fifth Canadian Symposium on Remote Sensing. Victoria. S. 136-150.
- SÄCHSISCHES LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1993): Übersichtskarte der Böden des Freistaates Sachsen 1 : 400 000.
- SATTERWHITE, M. B., HENLEY, J. P. & J. M. CARNEY (1985): Effects of lichens on the reflectance spectra of granitic rock surfaces. In: Remote Sensing of Environment. **18**, S. 105-112.
- SCAMONI, A. et al. (1985): Natürliche Vegetation. In: Atlas der DDR, Bl. 12, Gotha.
- SCHMIDT, H. & C. GLAESSER (1998): Multitemporal analysis of satellite data and their use in the monitoring of the environmental impacts of open cast lignite mining areas in Eastern Germany. In: International Journal of Remote Sensing. **19**, S. 2245-2260.
- SCHNEIDER, S. (1984): Angewandte Fernerkundung ; Methoden und Beispiele. Westermann Verlag. Stuttgart.
- SCHOWENGERDT, R. A. (1997): Remote Sensing Models and Methods for Image Processing. 2<sup>nd</sup> Edition. Academic Press. San Diego.
- SCHUMACHER, H. (1991): Untersuchungen zur überwachten Klassifikation von Ferneerkundungsaufnahmen. Wiss. Arbeiten aus der Fachrichtung Vermessungswesen der Universität Hannover, Nr. **169**, Hannover.
- SINGH, A. (1986): Change detection in the tropical forest environment of northeastern India using Landsat. In: EDEN, M. J. & J. T. PARRY [Hrsg.]: Remote Sensing and Tropical Management. John Wiley & Sons. New York. S. 237-254.
- SINGH, A. (1989): Digital change detection techniques using remotely-sensed data. In: International Journal of Remote Sensing. **6**, S. 989-1003.
- SKIDMORE, A. K. & K. S. SCHMIDT (1998): Mapping Rangeland Vegetation Using Hyperspectral Vegetation Spectra. In: SCHAEPMAN, M., SCHLÄPFER, D. & K. ITTEN [Hrsg.]: Proceedings of the 1<sup>st</sup> EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy. Zürich. S. 285-297.
- SKOLE, D. & C. TUCKER (1993): Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. In: Science. **260**, S. 1905-1910.
- SMITH, M. O., USTIN, S. L., ADAMS, J. B. & A. R. GILLESPIE (1990): Vegetation in Desert: I A Regional Measure of Abundance from Multispectral Images. In: Remote Sensing of Environment. **31**, S. 1-26.
- SONG, C., WOODCOCK, C. E., SETO, K. C., LENNEY, M. P. & S.A. MACOMBER (2001): Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? In: Remote Sensing of Environment. **75**, S. 230-244.
- STELLMACH, C. (1986): Fernerkundungstechnologien zur Umweltkontrolle von Bergbaufolgelandschaften. In: Vermessungstechnik. **34**, S. 336-337.
- STOW, D., PHINN, S. HOPE, A. & C. BENKELMAN (1997): An „End-To-End System“ based on Airborne Multispectral Camera Image Data for Monitoring detailed Vegetation Changes. In: Proceedings of the Third International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition. Copenhagen, Dänemark. **1**, S.603-611.
- STRUB, G., KELLER, P., KNEUBÜHLER, M., SCHLÄPFER, M., SCHAEPMAN, M. & K. I. ITTEN (1998): Extraction and Validation of Biophysical Variables of Grassland Communities Using Field Spectroradiomet-

- ric Measurements. In: SCHAEPMAN, M., SCHLÄPFER, D. & K. ITTEN [Hrsg.]: Proceedings of the 1<sup>st</sup> EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy. Zürich. S. 299-306.
- SWAYZE, G.A., CLARK, R.N., PEARSON, R.M. & K.E. LIVO (1996): Mapping acid-generating minerals at the California gulch superfund site in Leadville, Colorado, using imaging spectroscopy. In: Summeries of the 5<sup>th</sup> Annual JPL Airborne Earth Science Workshop. JPL Publications **96-4**, S. 231-234. [<http://speclab.cr.usgs.gov/PAPERS.Leadville95/leadville1.html>]
- THOMASIU, H. & U. HÄFKER (1998): Forstwirtschaftliche Rekultivierung. In: PFLUG, W. [Hrsg.]: Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg, S. 839-872.
- TISCHEW, S. (1996): Analyse von Mechanismen der Gehölzsukzession auf Braunkohlenkippen. In: Verh. Ges. Ökol. **26**, S. 407-416
- TISCHEW, S. & E. G. MAHN (1998): Ursache räumlicher und zeitlicher Differenzierung von Silbergrasfluren und Sandtrockenrasen auf Flächen des Mitteldeutschen Braunkohlentagebaus. In: Verh. Ges. Ökol. **28**, S. 307-317
- TODD, W. J. (1977): Urban and regional land use change detected by using Landsat data. In: Journal of Research. U.S. Geological Survey. **5**, S. 527-534.
- TODD, S. W., HOFFER, R. M. & D. G. MILCHUNAS (1998): Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. In: International Journal of Remote Sensing. **19**, S. 427-438.
- TOKOLA, T., LÖFMAN, S. & A. ERKKILÄ (1999): Relative Calibration of Multitemporal Landsat Data for Forest Cover Change Detection. In: Remote Sensing of Environment. **68**, S. 1-11.
- TUCKER, C. J., JUSTICE, C. O. & S. D. PRINCE (1986): Monitoring the grasslands of the Sahel 1984-1985. In: International Journal of Remote Sensing. **7**, S. 1571-1581.
- VAN DER MEER, F. & W. BAKKER (1997): Cross correlogram spectral matching. Application to surface mineralogical mapping by using AVIRIS data from Cuprite, Nevada. In: Remote Sensing of Environment. **61**, S. 371-382.
- VAN DER MEER, F. (1999): Iterative spectral unmixing (ISU). In: International Journal of Remote Sensing. **20**, S. 3431-3436.
- VOGELMANN, J. E. (1988): Detection of forest change in the Green Mountains of Vermont using Multispectral Scanner data. In: International Journal of Remote Sensing. **9**, S. 1187-1200.
- WEICHEL, H., PILARSKI, M., & K. SCHMIDT (1996): Applications of Multitemporal and Multisensoral Remote Sensing Data for Monitoring Aspects in the East German Open Cast Lignite Mining and Post Mining Landscapes. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **31**, Teil 7, Resource and Environmental Monitoring, Wien, S. 768-774.
- WEIERS, S., MIELBY, S., GROOM, G., STJERNHOLM, M., WISSEN, M., BOCK, M., SCHADE, B., & E. TSCHACH (1999): Monitoring of Changes in Biotope and Land Use Inventory in Denmark and Schleswig-Holstein by means of Satellite Image Analysis and GIS Technology – MoBio. Unveröffentlichter Endbericht. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Contact No. ENV4-CT96-0367, Köln, 111 S.
- WEISMILLER, R. A., KRISTOF, S. J., SCHOLZ, D. K., ANUTA, P. E. & S. A. MOMIN (1977): Change detection in coastal zone environments. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. **43**, S. 1533-1539.
- WERNER, C., LEHNERT, S. & R. SCHÖNFELD (1999): Auswertung von IRS-1C Satellitendaten für die Beschreibung der Landschaft und ihrer Veränderungen. In: Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation. **3**, S. 171-184.
- WILL, H. (1996): Fernerkundung und Weideökologie in der subhumiden Savannenzone NW-Benins - Anwendungsmöglichkeiten der Satellitenfernerkundung (LANDSAT-TM, SPOT) im Rahmen von wei-

deökologischen Fragestellungen.- Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie, **4**, Karlsruhe.

WILLIAMS, D. L., IRONS, J. R., MARKHAM, B. L., NELSON, R. F., TOLL, D. L., LATTY, R. S. & M. L. STAUFFER (1984): A statistical evaluation of the advantages of Landsat Thematic Mapper data in comparison to Multi-spectral Scanner data. In: I.E.E.E. Transactions on Geoscience and Remote Sensing. **GE-22**, S. 294-302.

WOHLRAB, B., EHLERS, M., GÜNNEWIG, D. & H.-H. SÖHNGEN (1995): Oberflächennahe Rohstoffe: Abbau, Rekultivierung, Folgenutzung im Spannungsfeld zwischen gesicherter Versorgung und Umweltverträglichkeit. Gustav Fischer Verlag Jena.

WILLIAMSON, H. D. & D J. ELDRIDGE, (1993): Pasture status in a semi-arid grassland. In: International Journal of Remote Sensing. **14**, S. 2535-2546.

WÜNSCHE, M., VOGLER, E. & C. KNAUF (1998): Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumsstrate und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung. In: PFLUG, W. [Hrsg.]: Braunkohlentagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. Springer-Verlag Berlin/ Heidelberg, S. 780-796.

YUAN; D., ELVIDGE, C. D. & R. S. LUNETTA (1999): Survey of Multispectral Methods for Land Cover Change Analysis. In: LUNETTA, R. S. & C. D. ELVIDGE [Hrsg.]: Remote Sensing Change Detection – Environmental Monitoring, Methods and Application. Taylor & Francis Ltd., London. Chapter 2, S. 21-39.

ZEH, E. (1996): Flutungskonzept im Südraum Leipzig. In: ARBEITSGRUPPE DER GRUNDWASSERGÜTEENTWICKLUNG IN DEN BRAUNKOHLEGEBIETEN DER NEUEN LÄNDER (GBL) – GEMEINSCHAFTSVORHABENS [Hrsg.]: Vortragsband des 2. GBL – Kolloquiums vom 6.-8. März 1996. Methoden und Ergebnisse.- GBL-Heft, **3**, Stuttgart. S. 16-26.

#### **Verwendete Internetadressen:**

[www.eurimage.com](http://www.eurimage.com)

## 9 Anhang

Anhang 1: Karte des prätertiären Gebirges des Saale-Elbe-Gebietes (EISSMANN, 1994)

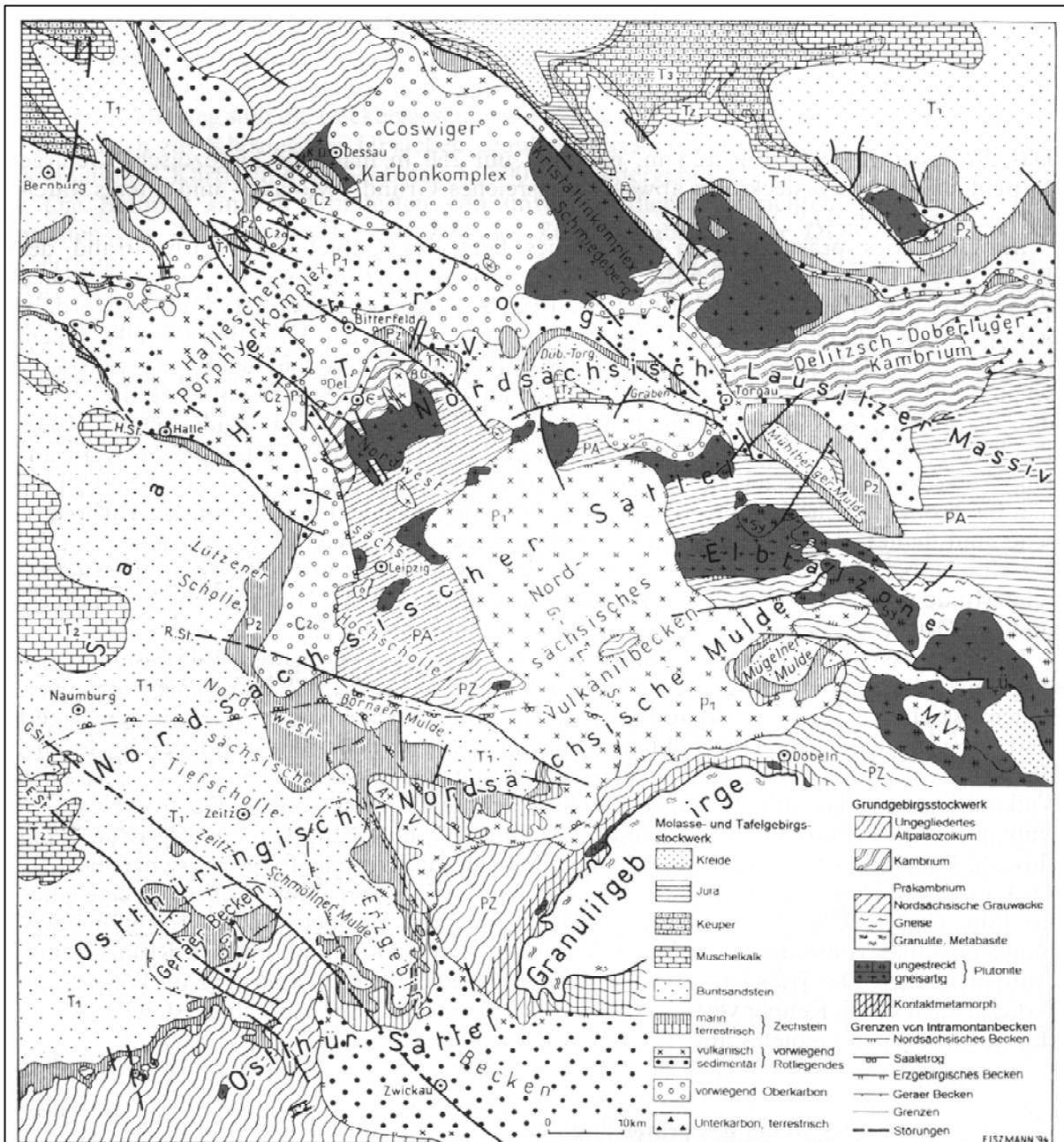


Abb. 1. Karte des prätertiären Gebirges des Saale-Elbe-Gebietes

Fig. 1. Geological map of the Saale-Elbe area (without Caenozoic)

Abkürzungen von Störungen und kleineren geologischen Einheiten: E.St. — Eisenberg–Pohlen Störungssystem, G.St. — Nordrandstörung des Geraer Vorsprungs (Crimmitschauer Störung), H.St. — Hallesche Störung, L.Ü. — Lausitzer Überschiebung, R.St. — Röthaer Störung, A.V. — Altenburger Vorsprung, B.G. — Bitterfelder Graben, G.–L.S. — Grimma – Leisniger Sattel, G.V. — Geraer Vorsprung, H.–T.V. — Halle–Torgauer Vulkanitkomplex, K.D. — Kristallinkomplex von Dessau, M.V. — Meißener Vulkanitkomplex, Sy — syenitische Gesteine der nördlichen Elbtalzone





## Anhang 4: Legende zu den Faziesschnitten (EISSMANN, 1994)

**Quartär**

**Holozän:**  $\text{H}_0$  – fluviatiler Lehm über fluviatilem Sand und Kies (Auenterrasse); **Weichseleiszeit:**  $\text{W}_1$  – Niederterrasse,  $\text{W}_2$  – deluviale Sedimente (Lehme, meist sandig und lehmige Sande und Kiese, gering sortiert),  $\text{W}_3$  – deluviale und äolische (Löß und Lößderivate) Bildungen der Weichsel- und Saaleeiszeit; **Eemwarmzeit:**  $\text{E}_1$  – Tone, Schluffe, Mudden, Mergel; **Saaleeiszeit:**  $\text{S}_1$  – deluviale Bildungen,  $\text{S}_2$  (=  $\text{S}_3$ ) 2. Saalegrundmoräne, obere Bank,  $\text{S}_3$  – Schmelzwasserbildungen,  $\text{SB}_1$  – Breitenfelder Bänderton,  $\text{S}_4$  2. Saalegrundmoräne, untere Bank,  $\text{SB}_2$  – Bruckdorfer Bänderton,  $\text{S}_5$  – Schmelzwasserbildungen,  $\text{S}_6$  – Mischschotter,  $\text{S}_7$  (=  $\text{S}_8$ ) – 1. Saalegrundmoräne,  $\text{SB}_3$  – Böhlener Bänderton,  $\text{SL}_1$  – Lochauer Bänderton,  $\text{T}_1$  – Hauptterrasse; **Holsteinwarmzeit:**  $\text{H}_1$  – Schluffe, Mudden, Feinsande, Diatomeenerde; **Elstereiszeit und Frühpleistozän:**  $\text{E}_9$  – Mischschotter,  $\text{E}_8$  – Obere Elstergrundmoräne,  $\text{E}_7$  – Schmelzwasserbildungen,  $\text{EP}_1$  – Pirkauer Bänderton,  $\text{EM}_1$  – Miltitzer Bänderton,  $\text{E}_6$  – Mischschotter,  $\text{E}_5$  (=  $\text{E}_6$ ) – 1. Elstergrundmoräne,  $\text{ED}_1$  – Dehltz-Leipziger Bänderton,  $\text{T}_2$  – Frühelsterterrasse,  $\text{M}_1$  – Untere frühpleistozäne Terrasse,  $\text{Eb}_1$  – Mittlere frühpleistozäne Terrasse,  $\text{T}_3$  – Obere frühpleistozäne Terrasse

**Tertiär**

**Pliozän/Obermiozän:**  $\text{TT}_5$  – Brandiser-Pressener Schotter; **Miozän:**  $\text{TT}_4^1$  – Untermiozän: 3. L. = 3. Lausitzer Flöz, O. S. = Obere Sande,  $\text{BiO II}$  = Bitterfelder Oberflöz, Oberbank, U. S. = Untere Sande,  $\text{BiO I}$  (=  $\text{BiO}$ ) Bitterfelder Oberflöz, Unterbank;  $\text{BiU}$  – Bitterfelder Unterflöz; **Oligozän:**  $\text{TT}_3^3$  – Oberoligozän: Bitterfelder Glimmersande (Bi. Gli.-S.) und Thierbacher Schichten ( $\text{TT}_3^3$  – fluviatil bis ästuarin-brackisch,  $\text{TT}_3^3$  – brackisch bis marin);  $\text{TT}_3^2$  – Mitteloligozän:  $\text{TT}_3^2\text{B}_0$  – marine bis ästuarin-brackische Böhlener Schichten: **1** – Formsand (10–15 m), **2** – Muschelsand mit mindestens 3 Fossillagen (4–6 m), **3** – Muschelschluff (4–5 m), **4** – Grauer Sand (5–8 m), **5** – Glaukonitschluff (4–5 m), **6** – Brauner Sand und Schluff (3–4 m) mit basalem Transgressionskies;  $\text{Ca}$  – Kalksandsteinknollen,  $\text{Ph}$  – Phosphoritknollen,  $\text{y}$  – Flöz  $\text{y}$ ,  $\text{Ru}$  – Rupelschichten;  $\text{TT}_3^2\text{B}_3$  – terrestrische Obere Bornaer Schichten:  $\text{Gr}$  – Flöz Gröbers,  $\text{D}$  – Flöz Dieskau,  $\text{L}$  – Flöz Lochau,  $\text{IV}$  – Böhlener Oberflöz ( $\text{IV}_0$  – Oberbank,  $\text{IV}_u$  – Unterbank),  $\text{J. F.}$  – Jüngere Flußsandfolge; **Oligozän bis Eozän:**  $\text{TT}_3^3\text{-}3^1$  – Obereozän bis Unteroligozän:  $\text{TT}_3^3\text{-}3^1\text{B}_{1,2}$  – Untere und Obere Bornaer Schichten:  $\text{Br}$  – Flöz Bruckdorf (mit Kalksteinknollen),  $\text{W}$  – Flöz Wallendorf,  $\text{III}$  – Thüringer Hauptflöz,  $\text{II}$  – Bornaer Hauptflöz ( $\text{II}_0$  – Oberbank,  $\text{II}_u$  – Unterbank),  $\text{I}$  – Sächsisch-Thüringisches Unterflöz,  $\text{x}$  – Flöz  $\text{x}$ ,  $\text{M. F.}$  – Mittlere Flußsandfolge,  $\text{Ä. F.}$  – Ältere Flußsandfolge;  $\text{TT}_3^2\text{B}_1$  – Mitteleozäner Anteil der Unteren Bornaer Schichten,  $\text{x}$  oder  $\text{xSi}$  = Einkieselungserscheinungen („Tertiärquarzite“); Kreuzschraffur: Einsturzgebirge, Lösungsrückstand,  $\text{Y}$  – Kaolinzone; Zahlen in Kreisen: Nummern der Grundwasserleiter

**Prätertiär**

**Trias:**  $\text{T}_2$  – Muschelkalk,  $\text{T}_1$  – Unterer Buntsandstein; **Perm:**  $\text{P}_2$  – Zechstein:  $\text{P}_2^{2-4}$  – Staßfurt-, Leine-, Aller-Serie („Obere Letten“, Plattendolomit, „Untere Letten“ z. T., Basalanhydrit, Hauptdolomit, „Untere Letten“ z. T.),  $\text{P}_2^1$  – Werra-Serie:  $\text{A}_1$  – Werraanhydrit,  $\text{Ca}_1$  – Werrakarbonat (oben Dolomit, unten Kalkstein mit Kupferschiefer an der Basis),  $\text{P}_2\text{c}$  – Zechsteinkonglomerat;  $\text{P}_1$  – Rotliegendes:  $\text{P}_1^2$  – Oberrotliegendes,  $\text{P}_1^1$  – Unterrotliegendes (darin  $\text{P}_{1\text{H}}$  – Hallesche Schichten,  $\lambda/\text{HuP}_1^1$  – Unterer Hallescher = Landsberger Porphyry,  $\lambda/\text{P}_1^1$  – Quarzporphyre allgemein); **Präperm:**  $\text{C}_2$  – Oberkarbon (Ton-, Schluff-, Sandsteine und Konglomerate);  $\text{O}$  – Ordovizium und Silur (Schiefer, Grauwacke, Quarzite, Kieselschiefer, Schwarzschiefer);  $\text{C}$  – Kambrium (Karbonate, Ton-, Schluff-, Sandsteine);  $\text{PA}$  – Algonkium (Grauwacken, Ton- und Schluffsteine mit einem Lydithorizont ( $\text{ly}$ ));  $\gamma/\text{L}$  – Leipziger Granodiorit (jungproterozoisch bis kambrisch),  $\gamma/\text{De}$  – Delitzscher Granodiorit (postmittelkambrisch)

Anhang 5 Lage der CASI-Kanäle im *spatial mode* (Befliegung vom 17.05.97)

<b>Bandname</b>	<b>Wellenlänge [nm]</b>	<b>fwhm [nm]</b>
Band 1	442,1	15
Band 2	469,7	9,6
Band 3	494,7	9,6
Band 4	520,8	9,7
Band 5	560,1	9,7
Band 6	585,5	9,8
Band 7	625,2	9,8
Band 8	649,9	9,8
Band 9	674,7	9,8
Band 10	689,9	9,8
Band 11	710,9	9,8
Band 12	739,6	9,9
Band 13	764,4	9,9
Band 14	804,6	9,9
Band 15	850,5	9,9
Band 16	879,2	9,8
Band 17	909,7	9,8
Band 18	944,0	9,8

Anhang 6 Lage der CASI-Kanäle im *enhanced spectral mode* (Befliegung vom 14.08.2000)

<b>Bandname</b>	<b>Wellenlänge [nm]</b>	<b>fwhm [nm]</b>
Band 1	432,71	12,32
Band 2	443,86	12,17
Band 3	455,03	12,03
Band 4	466,22	11,92
Band 5	477,42	11,82
Band 6	488,63	11,74
Band 7	499,87	11,67
Band 8	511,11	11,61
Band 9	522,38	11,56
Band 10	533,65	11,52
Band 11	544,94	11,50
Band 12	556,25	11,48
Band 13	567,57	11,47
Band 14	578,89	11,46
Band 15	590,24	11,47
Band 16	601,59	11,48
Band 17	612,95	11,49
Band 18	624,33	11,52
Band 19	635,71	11,55
Band 20	647,11	11,58
Band 21	658,51	11,63
Band 22	669,93	11,67
Band 23	681,35	11,73
Band 24	692,78	11,79
Band 25	704,22	11,86
Band 26	715,66	11,93
Band 27	727,11	12,01
Band 28	738,57	12,09
Band 29	750,04	12,19
Band 30	761,51	12,28
Band 31	772,98	12,39
Band 32	784,46	12,50
Band 33	795,94	12,61
Band 34	807,43	12,73
Band 35	818,92	12,86
Band 36	830,41	12,99
Band 37	841,90	13,12
Band 38	853,40	13,26
Band 39	864,90	13,40
Band 40	876,40	13,54

## Anhang 7 Lage der HYMAP-Kanäle (Befliegung vom 02.09.98)

	Bandname	Wellenlänge	fwhm
1	visnir CH1	420,00	20,00
2	visnir CH2	436,00	18,00
3	visnir CH3	452,68	13,55
4	visnir CH4	465,78	16,00
5	visnir CH5	480,97	15,70
6	visnir CH6	497,18	15,55
7	visnir CH7	511,85	15,65
8	visnir CH8	527,34	16,50
9	visnir CH9	542,90	16,15
10	visnir CH10	557,77	15,70
11	visnir CH11	574,00	18,15
12	visnir CH12	588,74	13,60
13	visnir CH13	603,59	14,80
14	visnir CH14	617,71	12,55
15	visnir CH15	635,95	14,20
16	visnir CH16	649,97	15,60
17	visnir CH17	665,03	15,60
18	visnir CH18	679,88	15,30
19	visnir CH19	695,13	18,05
20	visnir CH20	710,88	15,75
21	visnir CH21	725,72	16,05
22	visnir CH22	740,75	16,20
23	visnir CH23	755,43	15,50
24	visnir CH24	771,23	17,55
25	visnir CH25	786,25	16,20
26	visnir CH26	801,31	16,65
27	visnir CH27	816,46	16,75
28	visnir CH28	831,55	16,85
29	visnir CH29	846,59	19,10
30	visnir CH30	862,65	16,80
31	visnir CH31	877,27	17,35
32	visnir CH32	890,95	15,85
33	nir CH1	885,01	18,74
34	nir CH2	901,15	22,25
35	nir CH3	919,07	15,85
36	nir CH4	934,37	17,05
37	nir CH5	949,42	15,60
38	nir CH6	967,63	17,75
39	nir CH7	982,40	16,25
40	nir CH8	997,63	16,55
41	nir CH9	1012,95	17,30
42	nir CH10	1030,29	16,15
43	nir CH11	1044,83	16,30

	Bandname	Wellenlänge	fwhm
44	nir CH12	1060,11	16,30
45	nir CH13	1075,33	16,30
46	nir CH14	1090,56	16,55
47	nir CH15	1105,65	16,05
48	nir CH16	1120,59	16,10
49	nir CH17	1135,52	16,15
50	nir CH18	1150,23	16,00
51	nir CH19	1164,94	15,85
52	nir CH20	1179,53	15,90
53	nir CH21	1194,19	16,00
54	nir CH22	1208,87	16,00
55	nir CH23	1223,25	15,80
56	nir CH24	1237,43	15,70
57	nir CH25	1251,69	15,80
58	nir CH26	1266,06	16,15
59	nir CH27	1280,50	15,75
60	nir CH28	1294,49	15,55
61	nir CH29	1308,36	15,70
62	nir CH30	1322,29	15,45
63	nir CH31	1335,68	15,75
64	nir CH32	1348,51	14,37
65	swir1 CH1	1400,68	16,26
66	swir1 CH2	1416,01	14,80
67	swir1 CH3	1430,16	14,70
68	swir1 CH4	1443,76	14,90
69	swir1 CH5	1457,42	15,25
70	swir1 CH6	1471,56	15,85
71	swir1 CH7	1485,52	15,50
72	swir1 CH8	1499,13	15,60
73	swir1 CH9	1512,60	15,75
74	swir1 CH10	1526,17	15,65
75	swir1 CH11	1539,67	15,80
76	swir1 CH12	1553,06	15,80
77	swir1 CH13	1566,11	15,70
78	swir1 CH14	1579,05	15,60
79	swir1 CH15	1591,94	15,65
80	swir1 CH16	1604,83	15,90
81	swir1 CH17	1617,66	15,95
82	swir1 CH18	1630,49	15,75
83	swir1 CH19	1643,19	15,75
84	swir1 CH20	1655,81	15,60
85	swir1 CH21	1668,22	15,65
86	swir1 CH22	1680,60	15,45

	Bandname	Wellenlänge	fwhm
87	swir1 CH23	1692,85	15,75
88	swir1 CH24	1705,14	15,25
89	swir1 CH25	1717,20	15,30
90	swir1 CH26	1729,31	15,20
91	swir1 CH27	1741,39	15,20
92	swir1 CH28	1753,39	14,95
93	swir1 CH29	1765,31	15,25
94	swir1 CH30	1777,19	14,85
95	swir1 CH31	1788,98	14,60
96	swir1 CH32	1800,60	14,70
97	swir2 CH1	1948,60	20,10
98	swir2 CH2	1967,46	21,15
99	swir2 CH3	1986,33	20,80
100	swir2 CH4	2005,33	20,70
101	swir2 CH5	2024,01	20,60
102	swir2 CH6	2042,61	20,65
103	swir2 CH7	2060,85	20,45
104	swir2 CH8	2079,05	20,40
105	swir2 CH9	2097,18	20,40
106	swir2 CH10	2115,29	20,30
107	swir2 CH11	2132,96	20,30
108	swir2 CH12	2150,76	20,20
109	swir2 CH13	2168,20	19,85
110	swir2 CH14	2185,12	19,65
111	swir2 CH15	2202,16	20,00
112	swir2 CH16	2220,48	19,85
113	swir2 CH17	2237,36	19,75
114	swir2 CH18	2254,71	20,00
115	swir2 CH19	2271,74	19,75
116	swir2 CH20	2288,48	20,05
117	swir2 CH21	2305,08	19,70
118	swir2 CH22	2321,50	19,50
119	swir2 CH23	2337,94	19,50
120	swir2 CH24	2354,41	19,70
121	swir2 CH25	2370,53	19,75
122	swir2 CH26	2386,54	19,35
123	swir2 CH27	2402,42	19,55
124	swir2 CH28	2418,40	19,95
125	swir2 CH29	2434,07	19,60
126	swir2 CH30	2449,89	19,70
127	swir2 CH31	2465,31	19,50
128	swir2 CH32	2480,57	18,90

Anhang 8 Kontingenzzmatrix für ausgewählte Trainingsgebiete der *Maximum-Likelihood*-Klassifizierung aus dem Landsat ETM-Datensatz vom 14.08.2000

Trainingsgebiete		Wasserflächen		vegetationsfreie Sedimente		Ansaatflächen		Sandtrockenrasen			Ruderafluren	Laubforst		Nadelholzforst	
		Tagebaurestsee	Flachwasser	tertiäres Sediment	Mischsediment mit überwiegendem Quartäranteil	vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdominierte Ansaat-dicht	artenarmer Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – dicht	Nadelholzforst – Jungwuchs	Nadelholzforst-dicht
Zuweisungsklassen															
Wasserflächen	Tagebaurestsee	99,3	10,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Flachwasser	0,7	82,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
vegetationsfreie Sedimente	tertiäres Sediment	0,0	0,0	95,6	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Mischsediment mit überwiegendem Quartäranteil	0,0	0,0	0,0	100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ansaatflächen	gräserdominierte Ansaatlückig/ spärliche Vegetation zT. Silbergrasfluren	0,0	0,0	2,2	0,0	96,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	gräserdominierte Ansaatdicht	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	99,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sandtrockenrasen	artenarmer Sandtrockenrasen	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	84,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	artenreicher Sandtrockenrasen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	91,6	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	8,0	96,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ruderafluren	Hochstaudenflur mit Gebüsch	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	80,1	2,1	0,0	0,9	0,0
Laubforst	Laubforst – licht/Aufforstungen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,9	89,6	4,6	0,0	0,0
	Laubforst – dicht	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	95,4	0,0	0,0
Nadelholzforst	Nadelholzforst - Aufforstungen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	91,3	2,9
	Nadelholzforst - dicht	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,8	97,1

Anhang 9: Fehlermatrix der *Maximum-Likelihood*-Klassifizierung aus dem Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 anhand unabhängiger Kontrollflächen

Kontrollflächen		Wasserflächen		Substrate				Ansaatflächen		Sandtrockenrasen			Ruderalflächen	Laubforst		Nadelholzforst	
		Tagebaurestsee	Flachwasser	tertiäres Sediment-feucht	tertiäres Sediment-trocken	vegetationsfreies Mischsediment-trocken	vegetationsfreies Mischsediment-feucht	vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdominierte Ansaat-dicht	artenarmer Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – dicht	Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst - dicht
Zuweisungsklassen																	
Wasserflächen	Tagebaurestsee	95,6	10,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Flachwasser	3,1	80,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,3
Substrate	tertiäres Sediment-feucht	0,4	4,0	84,1	12,5	1,0	2,1	1,0	0,9	3,9	0,6	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
	tertiäres Sediment-trocken	0,1	0,0	3,1	72,1	0,9	0,6	4,5	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	vegetationsfreies Mischsediment-trocken	0,0	0,0	0,8	0,5	79,7	2,7	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	vegetationsfreies Mischsediment-feucht	0,3	0,0	0,8	3,1	9,1	75,3	12,6	0,9	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Ansaatflächen	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	0,0	0,0	5,2	10,0	7,8	16,0	78,7	11,0	4,0	0,0	0,0	1,4	0,2	0,0	0,7	0,0
	gräserdominierte Ansaat-dicht	0,0	0,0	1,2	0,0	0,1	0,6	0,7	79,4	0,0	0,6	4,8	1,3	0,2	0,0	0,3	0,0
Sandtrockenrasen	artenarmer Sandtrockenrasen	0,0	2,0	2,0	0,6	1,1	1,7	0,5	0,9	74,8	8,9	1,5	0,0	0,0	0,0	0,8	0,3
	artenreicher Sandtrockenrasen	0,0	0,0	1,6	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	15,7	81,0	7,8	0,3	0,0	0,0	0,3	0,4
	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	0,0	2,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	0,0	8,9	80,8	3,8	0,4	0,0	0,2	0,2
Ruderalflächen	Hochstaudenflur mit Gebüsch	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,4	0,1	1,2	0,0	0,0	4,0	73,6	8,0	0,1	3,1	2,2
Laubforst	Laubforst– licht/Aufforstungen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	15,6	75,7	5,9	3,4	0,6
	Laubforst– dicht	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	12,3	93,5	2,3	1,8
Nadelholzforst	Nadelholzforst-Aufforstungen	0,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,6	0,9	1,0	0,0	0,0	0,2	2,6	3,1	0,2	77,4	4,9
	Nadelholzforst-dicht	0,1	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,3	11,3	89,2

Anhang 10 Fehlerbetrachtung der *Maximum-Likelihood*-Klassifizierung aus dem Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996 anhand unabhängiger Kontrollflächen

Klassen	Klassifizierungs- genauigkeit
Tagebaurestsee	91,2
dunkel bis schwarzbrauer Bitterfelder Glimmersand	80,2
quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand	83,9
Kohle	78,1
vegetationsfreies Mischsediment-hell	77,7
vegetationsfreies Mischsediment-dunkel	75,9
vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	77,9
gräserdominierte Ansaat- dicht	81,4
artenarmer Sandtrockenrasen	78,9
artenreicher Sandtrockenrasen	82,0
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	71,8
Hochstaudenflur mit Gebüsch	81,1
Laubforst – licht/Aufforstungen	79,7
Laubforst – dicht	92,1
Nadelholzforst - Aufforstungen	74,9
Nadelholzforst - dicht	92,1
durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit bei 16 Klassen: 81,2%	
(mit dieser Anzahl wurde die Veränderungsanalyse durchgeführt)	
durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit bei 9 Klassen: 87,4%	
durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit bei 8 Klassen: 89,7%	

Anhang 11 Fehlerbetrachtung der *Maximum-Likelihood*-Klassifizierung aus dem Landsat5 TM-Datensatz vom 07.07.1989 anhand unabhängiger Kontrollflächen

Klassen	Klassifizierungsgenauigkeit
Tagebaurestsee	93,2
Flachwasser	86,2
dunkel bis schwarzbrauer Bitterfelder Glimmersand (trocken)	80,5
dunkel bis schwarzbrauer Bitterfelder Glimmersand (feucht)	81,0
quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand	78,9
Kohle	85,6
tertiäre Sedimente (ungegliedert)	79,4
vegetationsfreies Mischsediment-hell	82,6
vegetationsfreies Mischsediment-dunkel	85,9
artenarmer Sandtrockenrasen	75,2
artenreicher Sandtrockenrasen	81,0
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	77,2
Hochstaudenflur mit Gebüsch	80,0
Laubwald – licht/Aufforstungen	85,9
Laubwald – dicht	93,0
Nadelwald - Aufforstungen	72,8
Nadelwald - dicht	84,2
durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit bei 17 Klassen: 82,5%	
(mit dieser Anzahl wurde die Veränderungsanalyse durchgeführt)	

Anhang 12 Vergleich detektierbarer Klassen des Sandtrockenrasens und Kennzeichnung der Zusammenfassungen zwischen *Maximum-Likelihood*- und *SAM*-Algorithmus (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)

Klassen beim <i>Maximum-likelihood</i> -Algorithmus	Klassen beim <i>SAM</i> -Algorithmus
vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat/ artenarmer Sandtrockenrasen
artenarmer Sandtrockenrasen	
artenreicher Sandtrockenrasen	arten-, gras- und staudenreiche Sandtrockenrasen/ gräserdominierte Ansaaten (dicht)
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	
gräserdominierte Ansaat - dicht	

Anhang 13 Fehlerbetrachtung der *SAM*-Klassifizierung aus dem Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000 anhand unabhängiger Kontrollflächen

Klassen	Klassifizierungsgenauigkeit
Wasserfläche	98,3
tertiäres Substrat	75,5
vegetationsfreies Mischsediment	85,9
vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat/ artenarmer Sandtrockenrasen	78,9
arten-, gras- und staudenreichen Sandtrockenrasen/ gräserdominierten Ansaaten (dicht)	91,1
Hochstaudenflur mit Gebüsch	70,1
Laubforst – licht/Aufforstungen	76,9
Laubforst – dicht	95,7
Nadelholzforst	85,9
durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit bei 9 Klassen: 84,3%	

Anhang 14 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (Landsat5 TM-Datensatz vom 07.07.1989)

<b>Ausgangsklassen</b>	<b>recodierte Klassen</b>
Tagebaurestsee	Wasserfläche
Flachwasser	
dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand - trocken	tertiäres Sediment
dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand - feucht	
quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand	
oberoligozäne bis untermiozäne Kohle	
vegetationsfreies Mischsediment - hell	vegetationsfreies Mischsediment
vegetationsfreies Mischsediment - dunkel	
vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
gräserdominierte Ansaat- dicht	gräserdominierte Ansaat- dicht
artenarmer Sandtrockenrasen	artenarmer Sandtrockenrasen
artenreicher Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen
Hochstaudenflur mit Gebüsch	Hochstaudenflur mit Gebüsch
Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – licht/Aufforstungen
Laubforst – dicht	Laubforst – dicht
Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst - Jungwuchs
Nadelholzforst - dicht	Nadelholzforst - dicht

Anhang 15 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (Landsat5 TM-Datensatz vom 08.06.1996)

<b>Ausgangsklassen</b>	<b>recodierte Klassen</b>
Tagebaurestsee	Wasserfläche
Flachwasser	
dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand	tertiäres Sediment
quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand	
vegetationsfreies Mischsediment	vegetationsfreies Mischsediment
vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
gräserdominierte Ansaat- dicht	gräserdominierte Ansaat- dicht
artenarmer Sandtrockenrasen	artenarmer Sandtrockenrasen
artenreicher Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen
Hochstaudenflur mit Gebüsch	Hochstaudenflur mit Gebüsch
Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – licht/Aufforstungen
Laubforst – dicht	Laubforst – dicht
Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst - Jungwuchs
Nadelholzforst - dicht	Nadelholzforst - dicht

## Anhang 16 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (Landsat7 ETM-Datensatz vom 14.08.2000)

<b>Ausgangsklassen</b>	<b>recodierte Klassen</b>
Tagebaurestsee	Wasserfläche
Flachwasser	
tertiäres Sediment-feucht	tertiäres Sediment
tertiäres Sediment-trocken	
vegetationsfreies Mischsediment -trocken	vegetationsfreies Mischsediment
vegetationsfreies Mischsediment-feucht	
vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
gräserdominierte Ansaat- dicht	gräserdominierte Ansaat- dicht
artenarmer Sandtrockenrasen	artenarmer Sandtrockenrasen
artenreicher Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen
Hochstaudenflur mit Gebüsch	Hochstaudenflur mit Gebüsch
Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – licht/Aufforstungen
Laubforst – dicht	Laubforst – dicht
Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst - Jungwuchs
Nadelholzforst - dicht	Nadelholzforst - dicht

Anhang 17 Tabelle über mögliche Zusammenfassungen von Klassen und die daraus abgeleiteten Klassifizierungsgenauigkeiten für die *Maximum-likelihood*-Klassifizierung des Landsat ETM-Datensatz vom 14.08.2000

Tagebaurestsee	Flachwasser	tertiäres Sediment-feucht	tertiäres Sediment-trocken	vegetationsfreies Mischsediment - trocken	vegetationsfreies Mischsediment-feucht	vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdominierte Ansaat- dicht	artenarmer Sandtrockenrasen	artenreicher Sandtrockenrasen	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – dicht	Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst - dicht
Durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit: 80,6%															
Wasserfläche	tertiäres Sediment	Mischsubstrate	vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdomi	art	art	gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch	Laubforst – licht/Aufforstungen	Laubforst – dicht	Nadelholzforst - Jungwuchs	Nadelholzforst- dicht			
Durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit: 82,6%															
Wasserfläche	tertiäres Sediment	Mischsubstrate	vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdominierte Ansaat- dicht	Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch / Lichter Laubforst und Jungwuchs	Laubforst– dicht	Nadelholzforst							
Durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit: 87,8%															
Wasserfläche	tertiäres Sediment	Mischsubstrate und vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat	gräserdominierte Ansaat- dicht	Sandtrockenrasen	Hochstaudenflur mit Gebüsch / Lichter Laubforst und Jungwuchs	Laubforst– dicht	Nadelholzforst								
Durchschnittliche Gesamtklassifizierungsgenauigkeit: 90,1%															

## Anhang 18 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (HYMAP-Datensatz vom 02.09.1998)

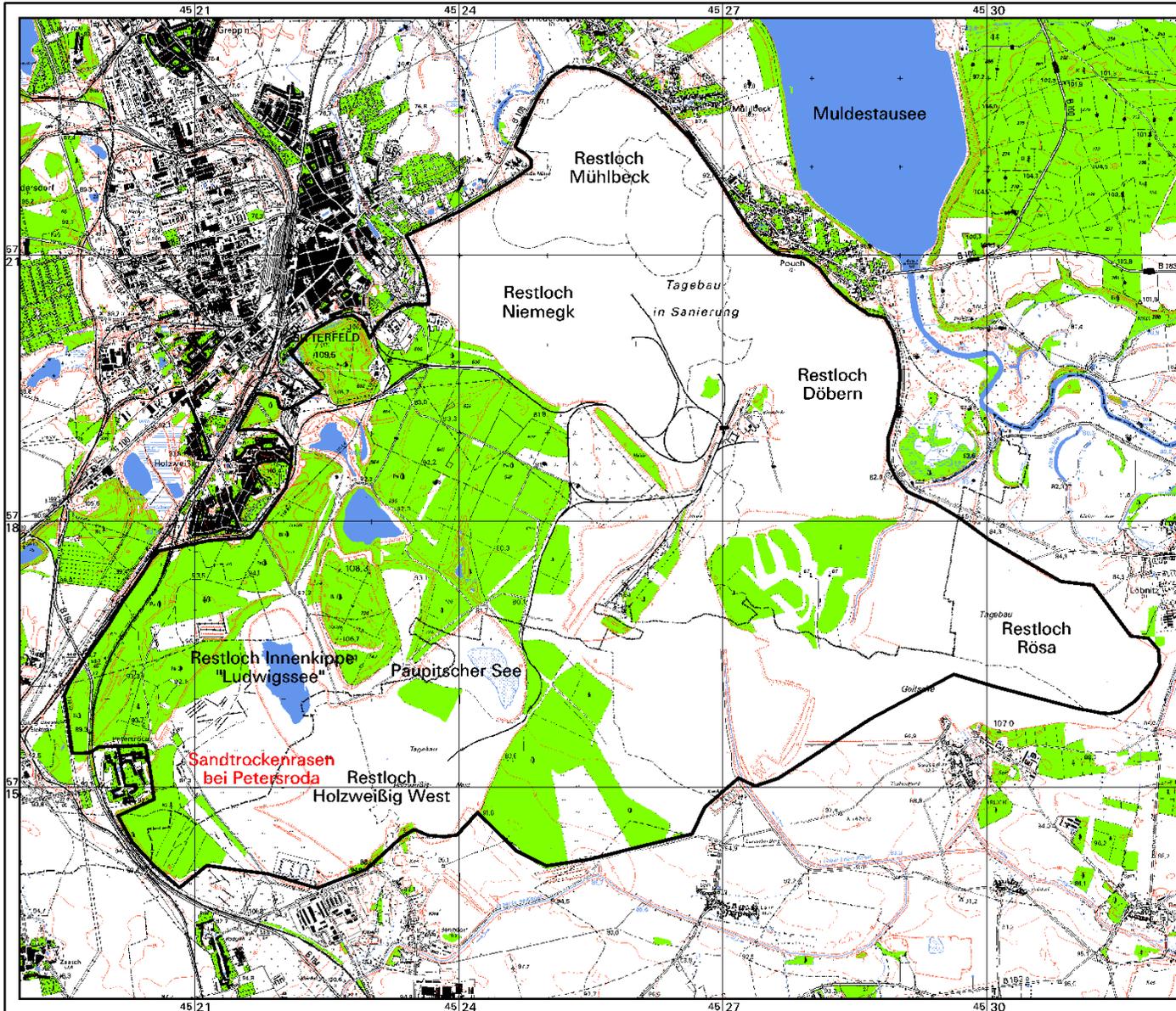
<b>Ausgangsklassen</b>	<b>Recode-Klassen</b>
Wasserfläche	1. Wasserfläche
vegetationsfreies Sediment	2. vegetationsfreies Sediment
artenarmer Sandtrockenrasen	3. artenarmer Sandtrockenrasen
artenreicher Sandtrockenrasen	4. artenreicher, ruderalisierter Sandtrockenrasen
gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen	
Hochstaudenflur mit Gebüsch	5. Hochstaudenflur mit Gebüsch
Laubgehölz	6. Laubgehölz
Nadelgehölz	7. Nadelgehölz

## Anhang 19 Recodetabelle für die Veränderungsanalyse (CASI-Datensatz vom 14.08.2000)

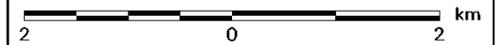
<b>Ausgangsklassen</b>	<b>Recode-Klassen</b>
Wasserfläche	1. Wasserfläche
vegetationsfreies Sediment	2. vegetationsfreies Sediment
artenarmer Sandtrockenrasen	3. artenarmer Sandtrockenrasen
artenreicher Sandtrockenrasen	4. artenreicher, ruderalisierter Sandtrockenrasen
ruderalisierter Sandtrockenrasen	
Landreitgrasreicher Sandtrockenrasen/ Landreitgras-Dominanzbestand	
Hochstaudenflur mit Gebüsch	5. Hochstaudenflur mit Gebüsch
Laubgehölz	6. Laubgehölz
Nadelgehölz	7. Nadelgehölz

## **Beiblätter (Kartenteil)**

Beiblatt 1: Übersichtskarte des Tagebaukomplexes Goitsche



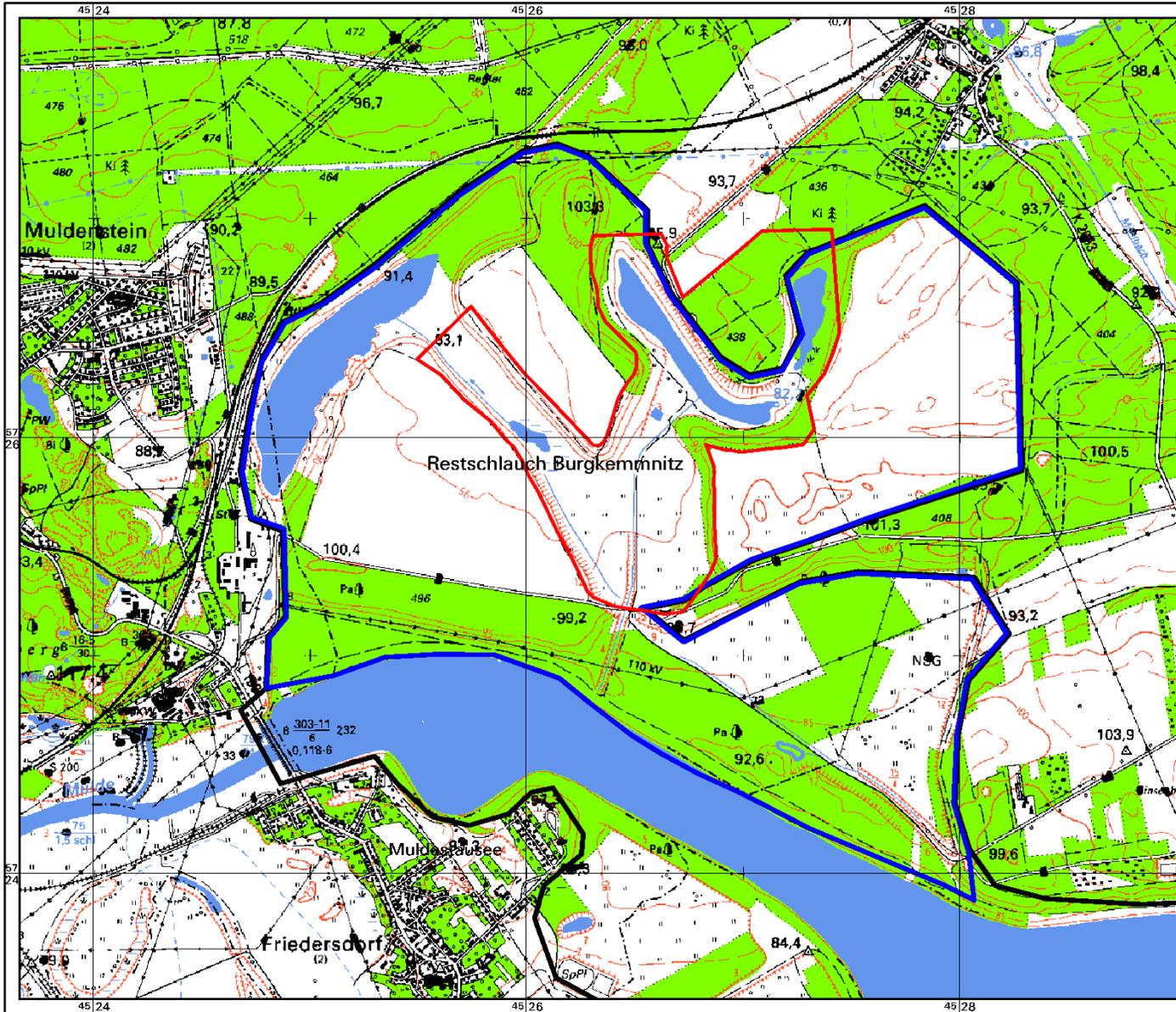
— Tagebaugrenze/Grenze des Untersuchungsgebietes



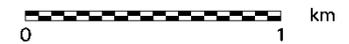
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten: Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 2: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes "Ehemaliger Tagebau Muldenstein"



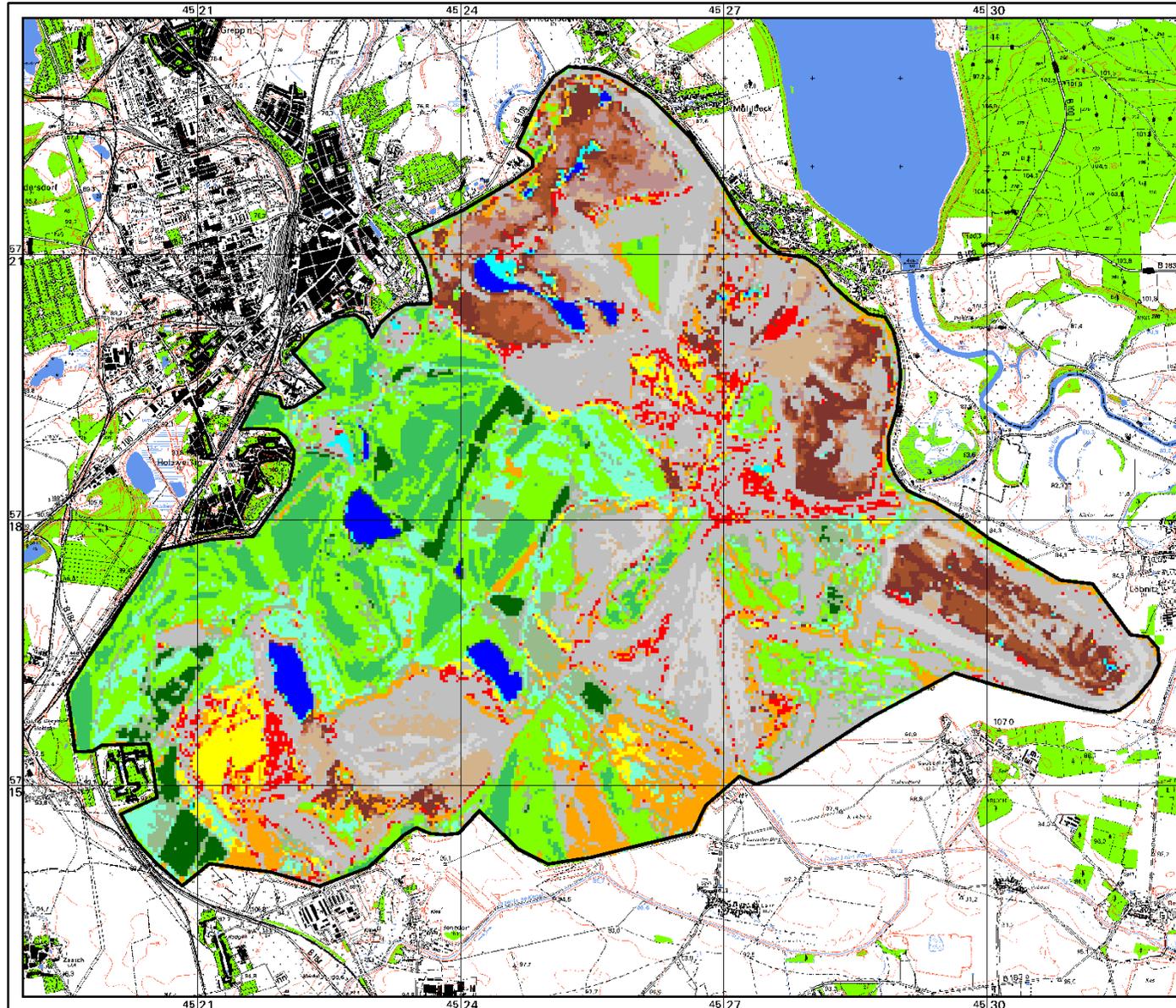
- Tagebaugrenze
- Grenze des Untersuchungsgebietes für Satellitendaten
- Grenze des Untersuchungsgebietes für Flugzeugscannerdaten



Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten: Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 3: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat5 TM-Daten vom 07.07.1989



**Gewässer**

- Tagebaurestsee
- Flachwasser

**Anstehende tertiäre Sedimente**

- dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand (trocken)
- dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand (feucht)
- quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand
- oberoligozäne bis untermiozäne Kohle
- tertiäre Sedimente (ungegliedert)

**Mischsedimente der geschobenen Uferrandbereiche mit überwiegendem Quartäranteil an der Oberfläche**

- vegetationsfreies Mischsediment - hell
- vegetationsfreies Mischsediment - dunkel

**Gras- und Krautfluren/ Gebüsche**

- Hochstaudenflur mit Gebüsch

**Trocken- und Mager-Biotope**

- artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche
- artenreicher Sandtrockenrasen
- gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen

**Wälder und Forste**

- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
- Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
- Nadelholzforst
- Nadelholzforst (Jungwuchs)

**sonstige Darstellungen**

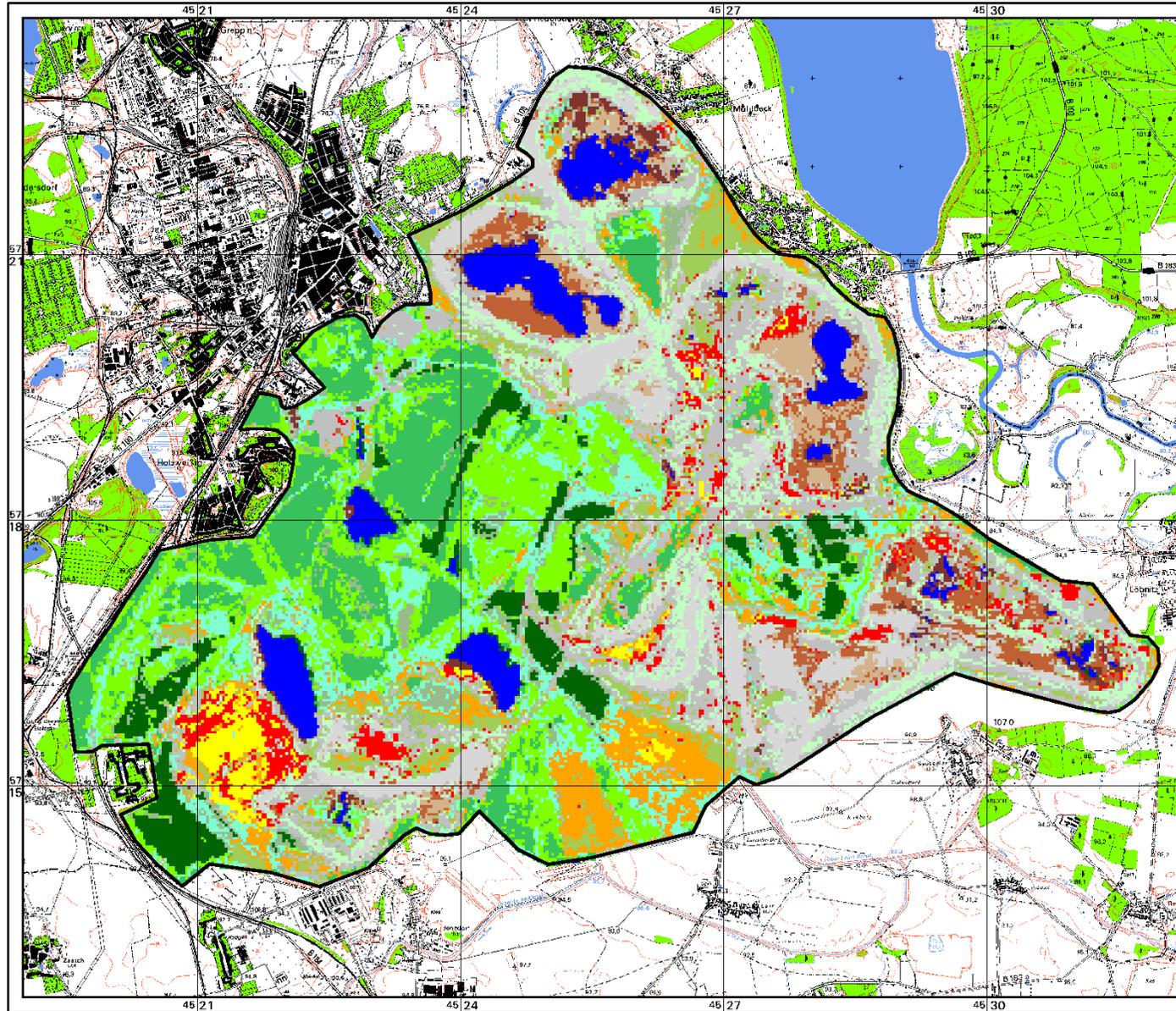
- Tagebaugrenze

2 0 2 km

Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten: Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 4: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996



**Gewässer**

Tagebaurestsee

**Anstehende tertiäre Sedimente**

- dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand
- quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand
- oberoligozäne bis untermiozäne Kohle

**Mischsedimente der geschobenen Uferrandbereiche mit überwiegendem Quartäranteil an der Oberfläche**

- vegetationsfreies Mischsediment - hell
- vegetationsfreies Mischsediment - dunkel

**Gras- und Krautfluren/ Gebüsch**

- vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
- gräserdominierte Ansaat (dicht)
- Hochstaudenflur mit Gebüsch

**Trocken- und Mager-Biotope**

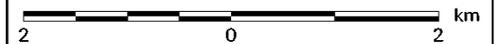
- artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche
- artenreicher Sandtrockenrasen
- gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen

**Wälder und Forste**

- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
- Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
- Nadelholzforst
- Nadelholzforst (Jungwuchs)

**sonstige Darstellungen**

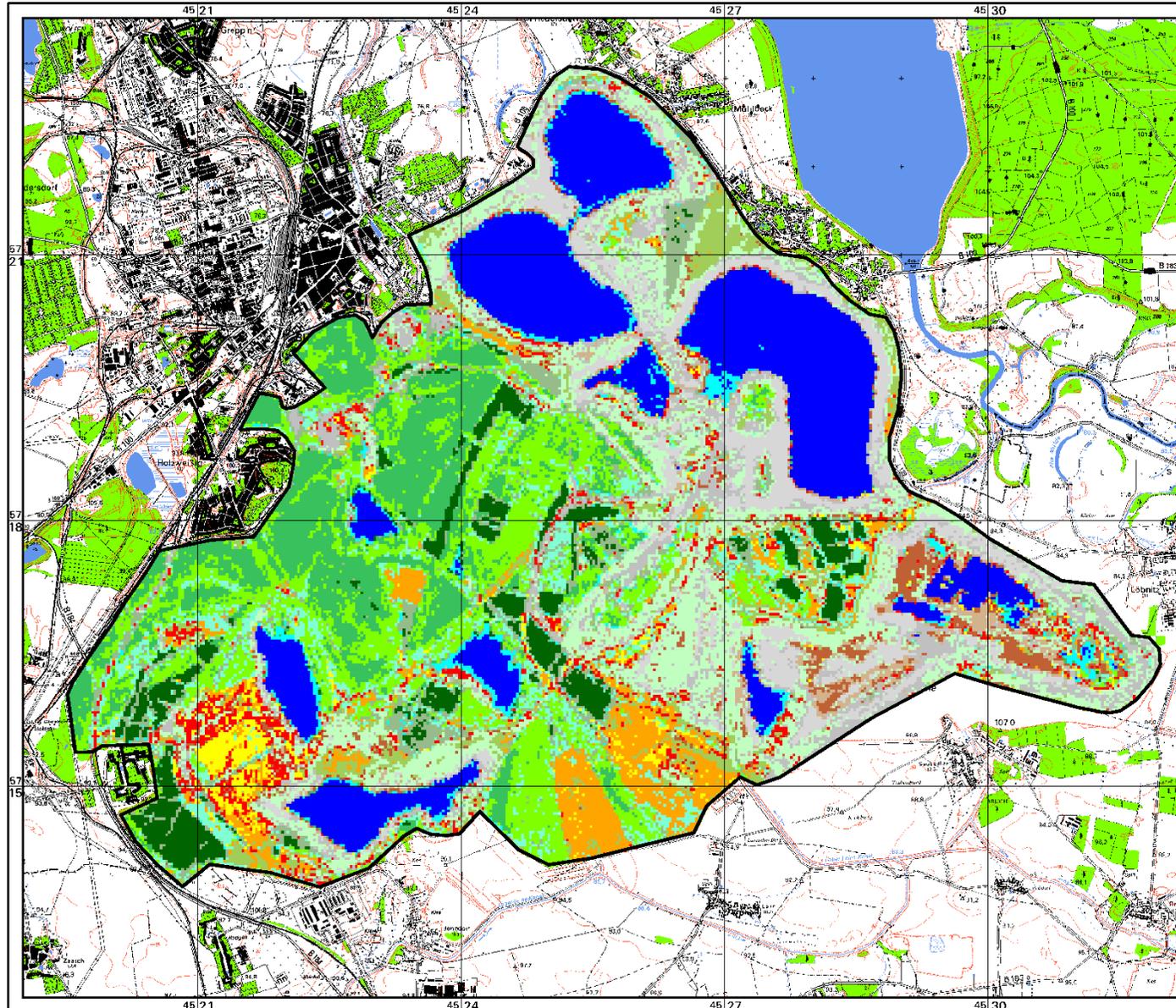
Tagebaugrenze



Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten: Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 5: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat7 ETM-Daten vom 14.08.2000



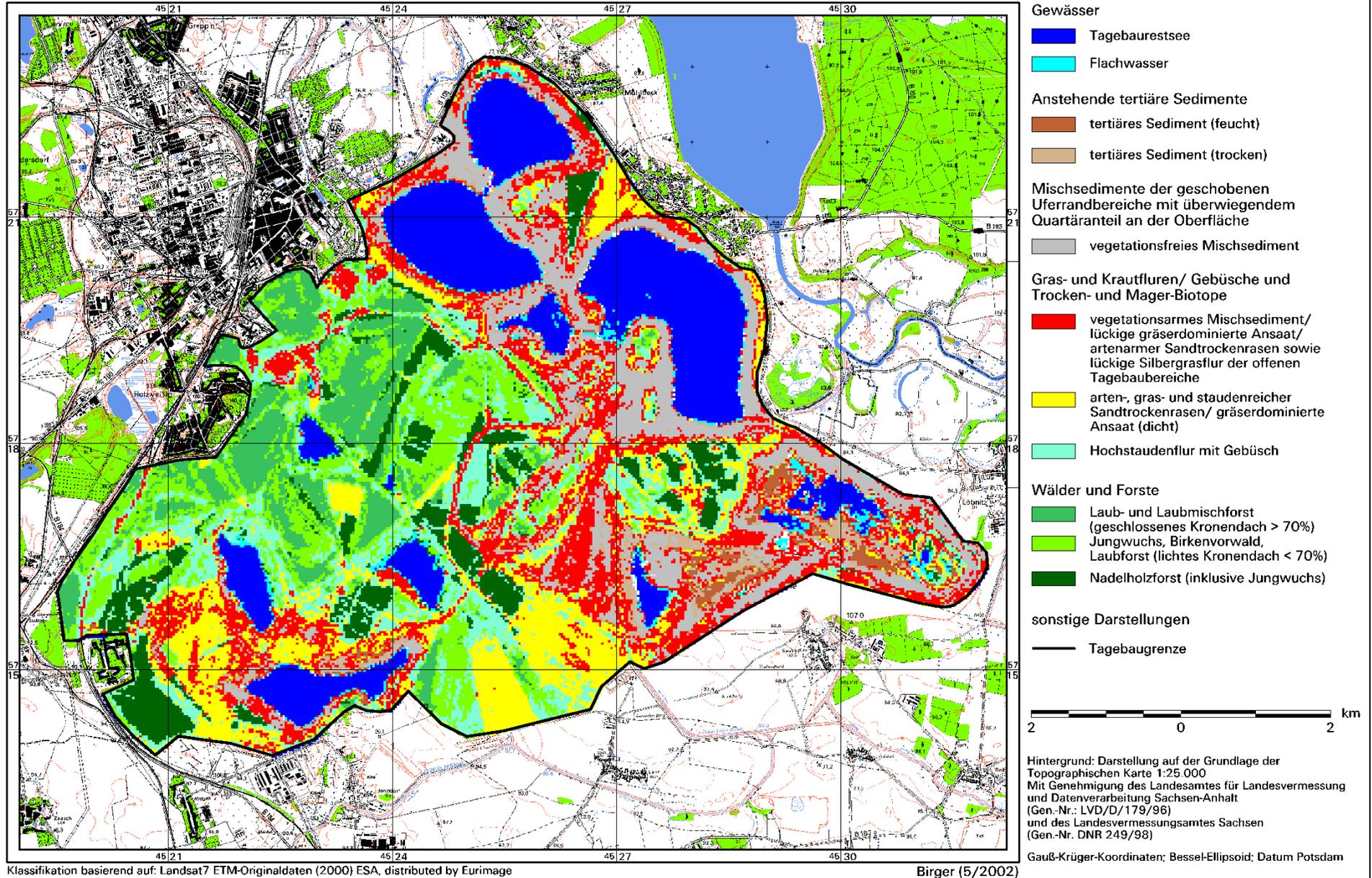
- Gewässer**
- Tagebaurestsee
- Flachwasser
- Anstehende tertiäre Sedimente**
- tertiäres Sediment (feucht)
- tertiäres Sediment (trocken)
- Mischsedimente der geschobenen Uferandbereiche mit überwiegenderem Quartäranteil an der Oberfläche**
- vegetationsfreies Mischsediment - hell
- vegetationsfreies Mischsediment - dunkel
- Gras- und Krautfluren/ Gebüsche**
- vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
- gräserdominierte Ansaat (dicht)
- Hochstaudenflur mit Gebüsch
- Trocken- und Mager-Biotope**
- artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche
- artenreicher Sandtrockenrasen
- gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen
- Wälder und Forste**
- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
- Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
- Nadelholzforst
- Nadelholzforst (Jungwuchs)
- sonstige Darstellungen**
- Tagebaugrenze



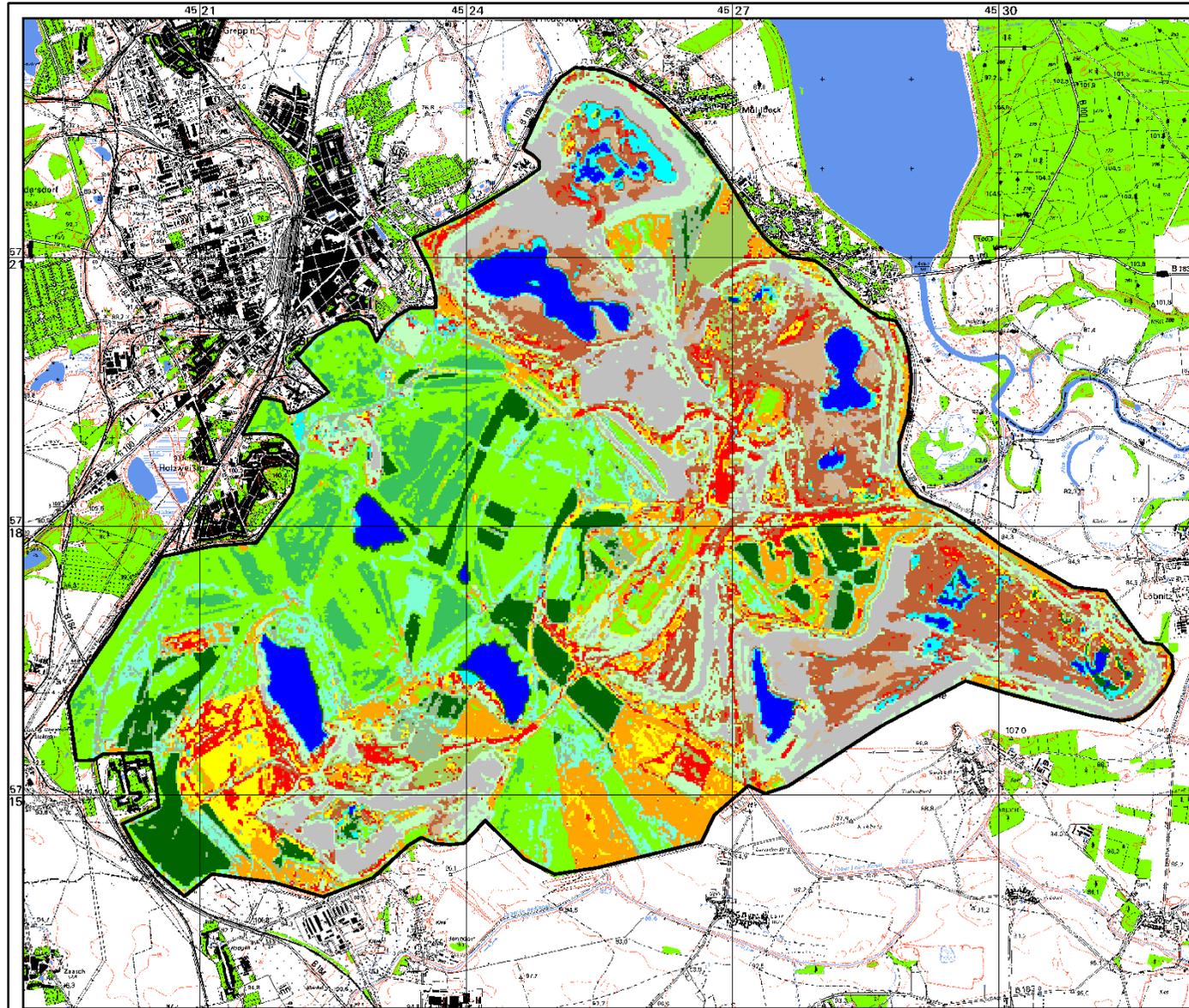
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 6: SAM-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat7 ETM-Daten vom 14.08.2000



Beiblatt 7: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf SPOT4-Daten vom 21.06.1998



**Gewässer**

Tagebaurestsee

**Anstehende tertiäre Sedimente**

- tertiäres Sediment (stark durchfeuchtet)
- dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand
- quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand

**Mischsedimente der geschobenen Uferrandbereiche mit überwiegendem Quartäranteil an der Oberfläche**

vegetationsfreies Mischsediment

**Gras- und Krautfluren/ Gebüsche**

- vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
- gräserdominierte Ansaat (dicht)
- Hochstaudenflur mit Gebüsch

**Trocken- und Mager-Biotope**

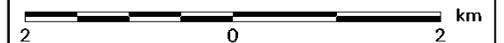
- artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche
- artenreicher Sandtrockenrasen
- gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen

**Wälder und Forste**

- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
- Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
- Nadelholzforst
- Nadelholzforst (Jungwuchs)

**sonstige Darstellungen**

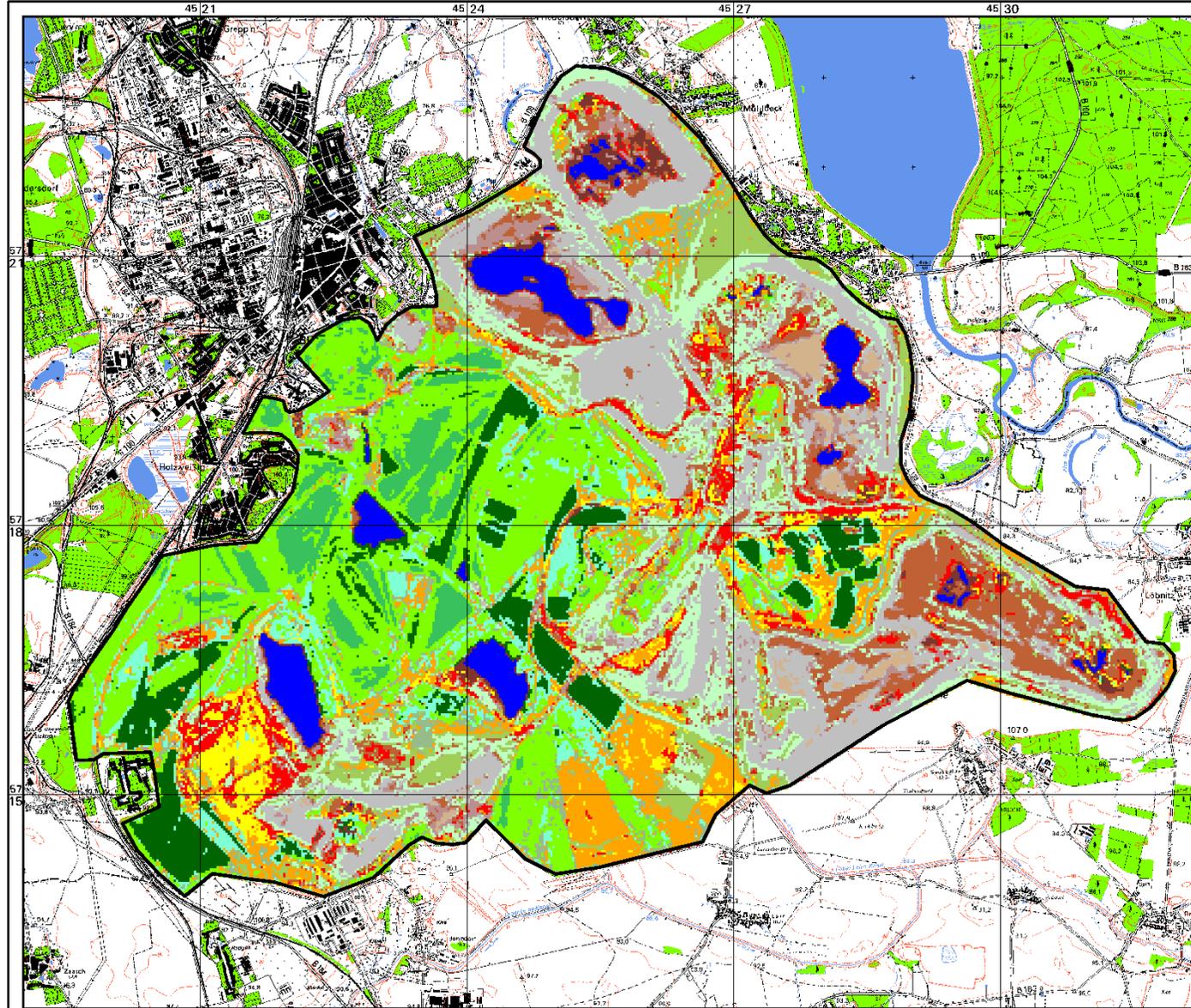
Tagebaugrenze



Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

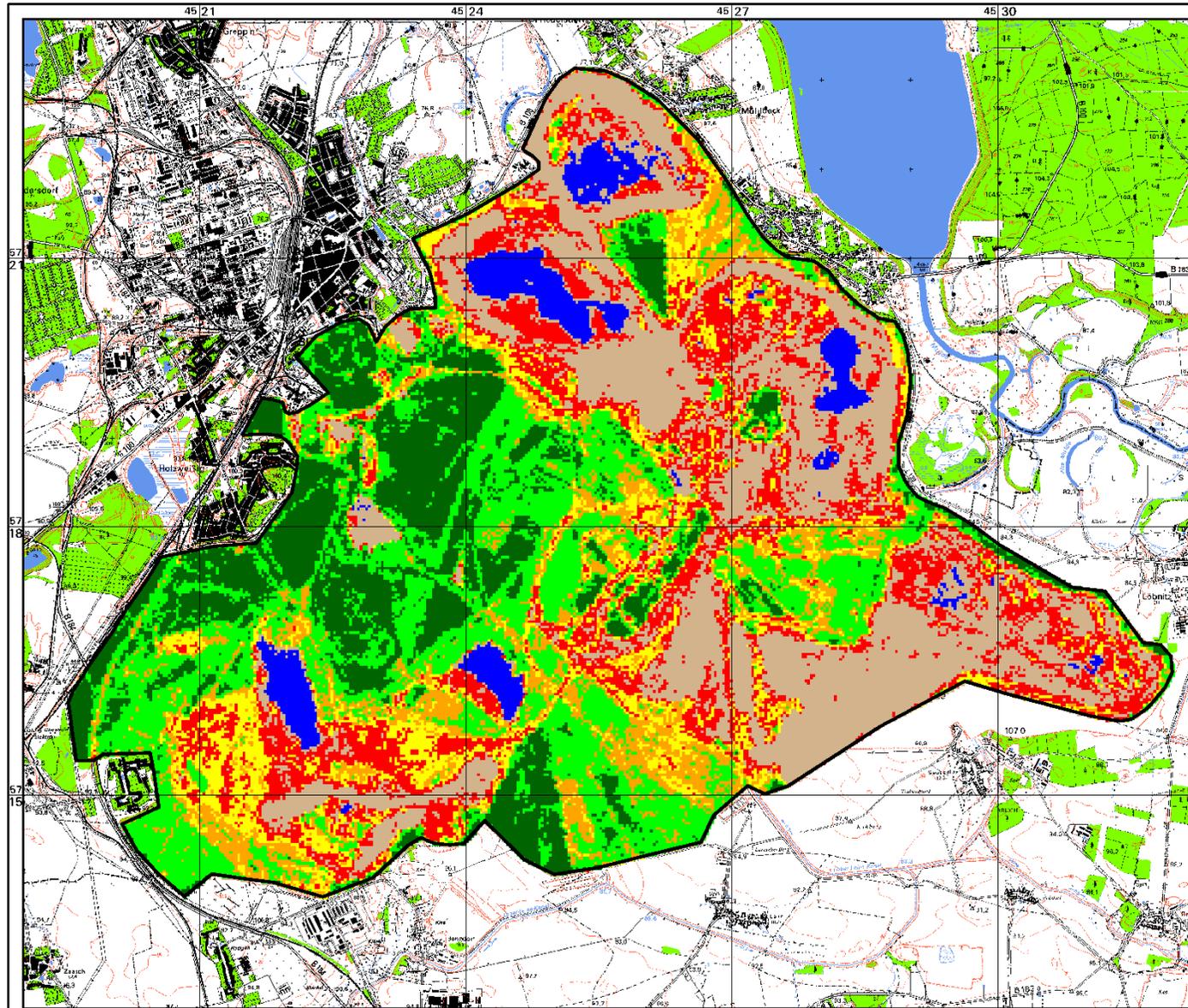
Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 8: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf IRS-1C-Daten vom 13.08.1997



- Gewässer**
- Tagebaurestsee
- Anstehende tertiäre Sedimente**
- dunkel- bis schwarzbrauner Bitterfelder Glimmersand
  - quarzreicher, hellbrauner Bitterfelder Glimmersand
  - oberoligozäne bis untermiozäne Kohle
  - tertiäre Sedimente (ungegliedert)
- Mischsedimente der geschobenen Uferrandbereiche mit überwiegendem Quartäranteil an der Oberfläche**
- vegetationsfreies Mischsediment
- Gras- und Krautfluren/ Gebüsche**
- vegetationsarmes Mischsediment/ lückige gräserdominierte Ansaat
  - gräserdominierte Ansaat (dicht)
  - Hochstaudenflur mit Gebüsch
- Trocken- und Mager-Biotope**
- artenarmer Sandtrockenrasen/ lückige Silbergrasflur der offenen Tagebaubereiche
  - artenreicher Sandtrockenrasen
  - gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen
- Wälder und Forste**
- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
  - Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
  - Nadelholzforst
  - Nadelholzforst (Jungwuchs)
- sonstige Darstellungen**
- Tagebaugrenze
- 2 0 2 km
- Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)
- Gauß-Krüger-Koordinaten: Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 9: Gruppiertes NDVI des Tagebaukomplexes Goitsche basierend auf Landsat5 TM-Daten vom 08.06.1996



NDVI-Wert	zugeordnete Klassen
< -0,08	A) Wasserfläche
-0,08 bis 0,07	B) Sedimentflächen
0,08 bis 0,14	C) geringe - mittlere Vegetationsbedeckung /geringer Vitalitätsgrad
0,15 bis 0,22	D) hohe Vegetationsbedeckung /geringer Vitalitätsgrad
0,23 bis 0,31	E) hohe Vegetationsbedeckung /mittlerer Vitalitätsgrad
0,32 bis 0,47	F) hohe Vegetationsbedeckung /hoher Vitalitätsgrad
0,48 bis 0,68	G) hohe Vegetationsbedeckung /sehr hoher Vitalitätsgrad

- A) Wasser, Flachwasser
- B) tertiäres Sediment, Mischsediment
- C) tertiäres Sediment, vegetationsarmes Mischsediment/lückige gräserdominierte Ansaat, artenarmer Sandtrockenrasen
- D) artenreicher Sandtrockenrasen, Ansaaten, Jungwuchs Nadelgehölze
- E) Hochstaudenflur mit Gebüsch, gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen, dichte gräserdominierte Ansaat
- F) Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%), Nadelholzforste
- G) Laubforst (geschlossenes Kronendach > 70%)

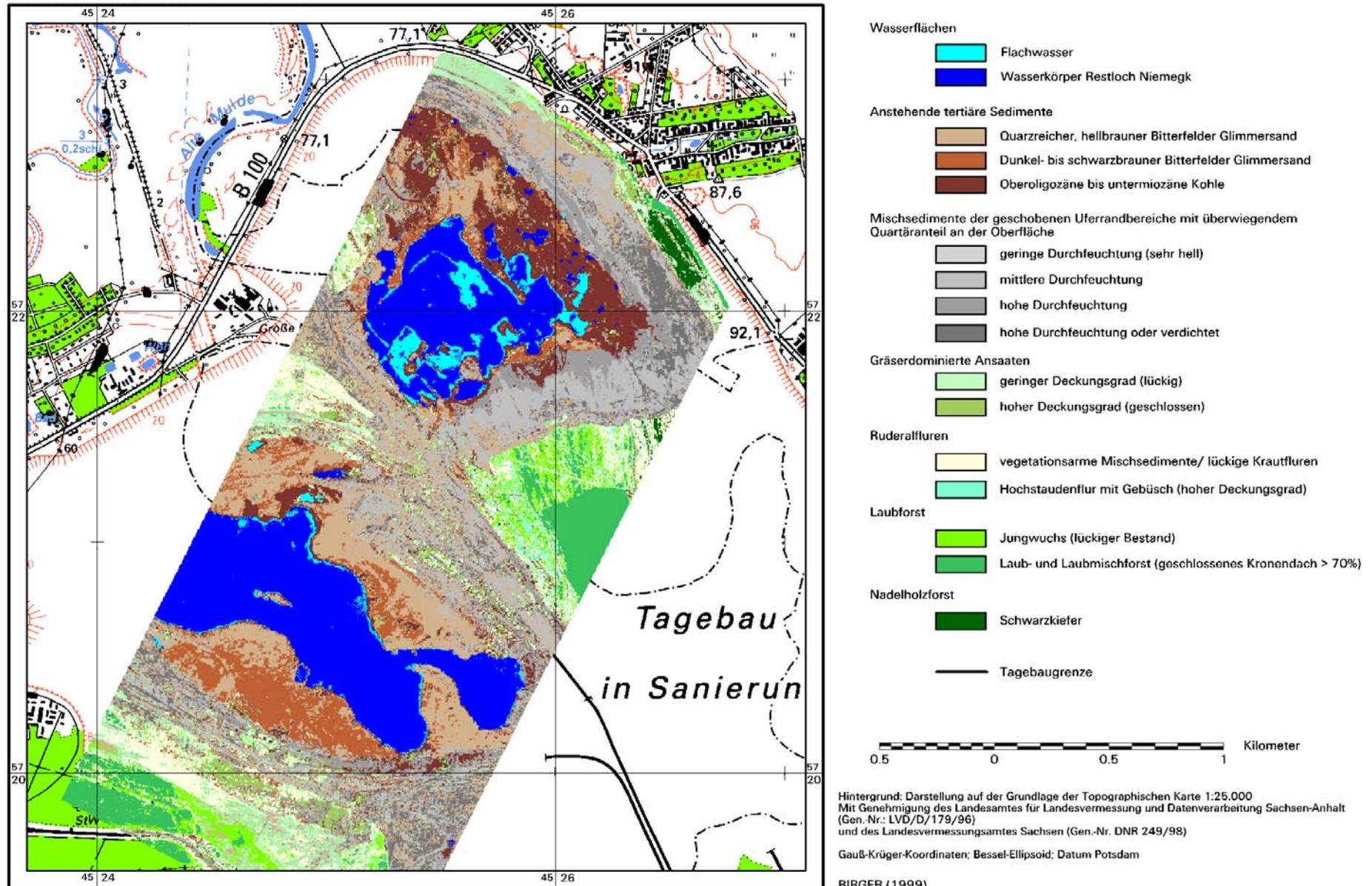
sonstige Darstellungen  
 — Tagebaugrenze

2 0 2 km

Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

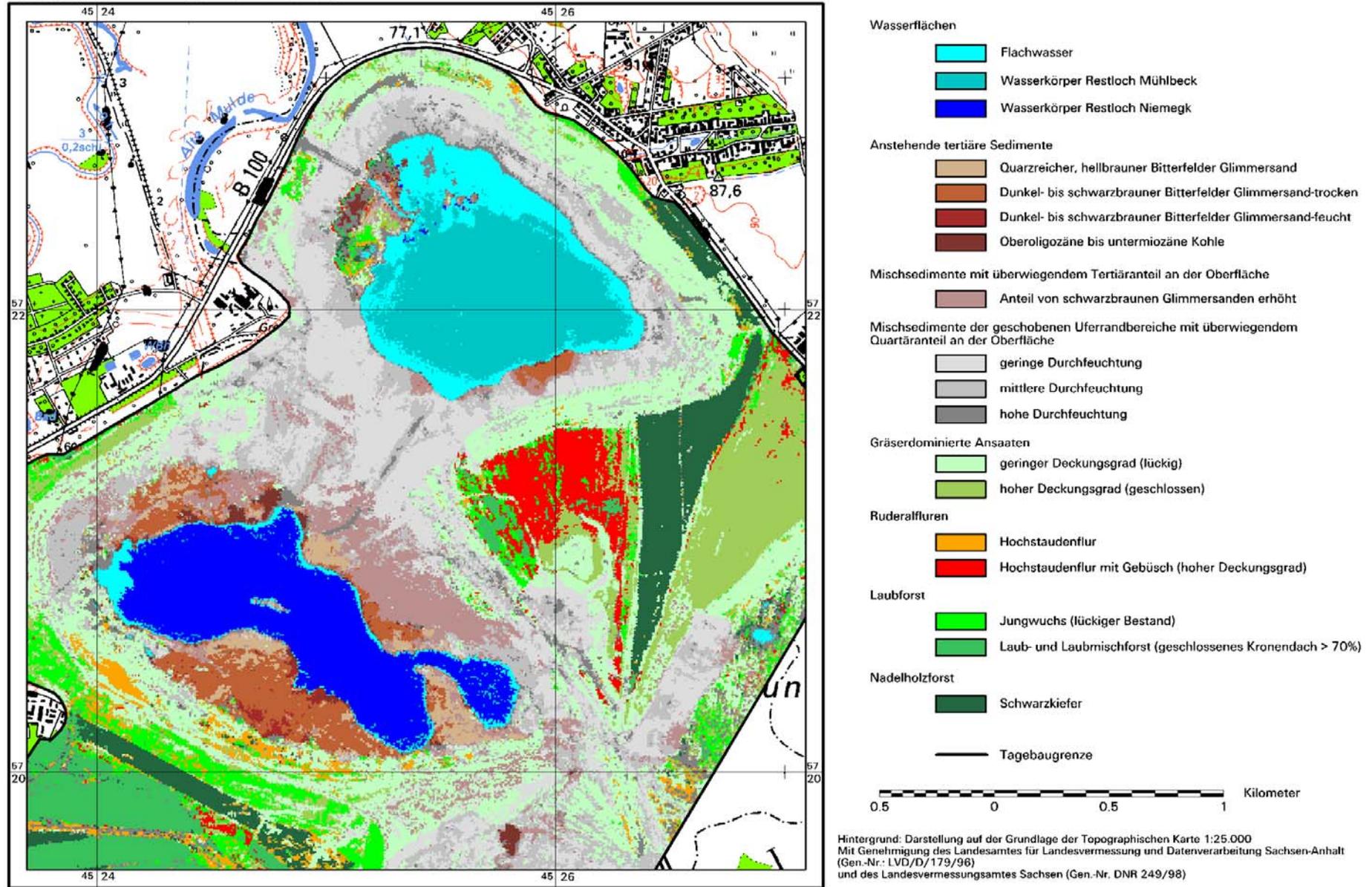
Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 10: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung der Restlöcher "Mühlbeck" und "Niemeck" des Tagebaues Goitsche basierend auf CASI-Daten vom 17.05.1997



Klassifikation basierend auf: CASI-Originaldaten (1997), Befliegung durch Freie Universität Berlin, Institut für Weltraumwissenschaften

Beiblatt 11: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung der Restlöcher "Mühlbeck" und "Niemeck" des Tagebaues Goitsche basierend auf HYMAP-Daten vom 02.09.1998



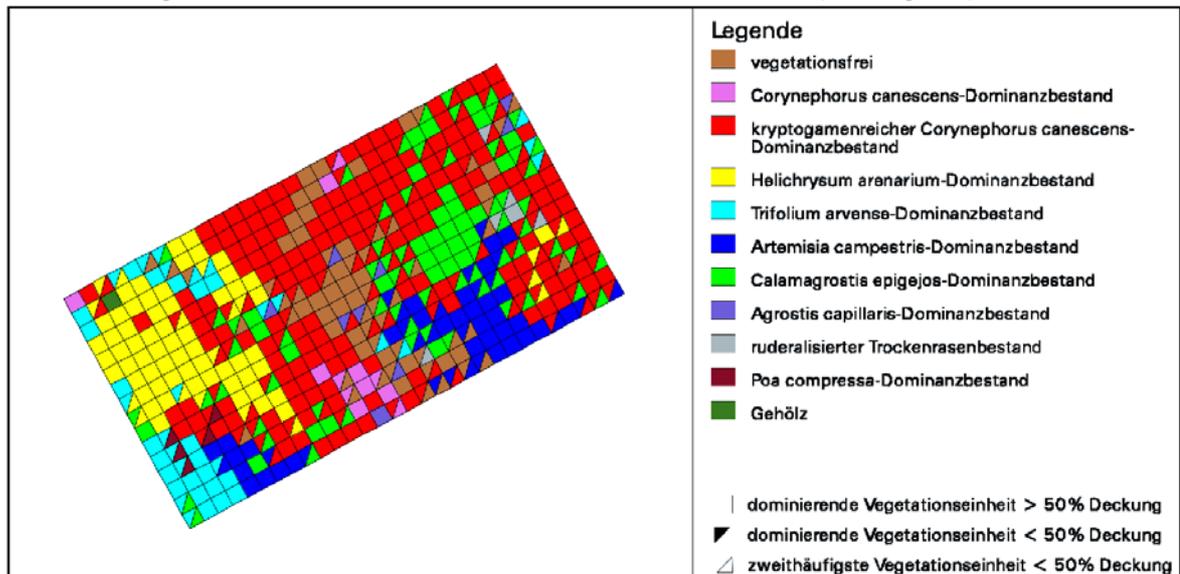
Klassifikation basierend auf: HYMAP-Originaldaten (1998), HyVista

BIRGER (1999)

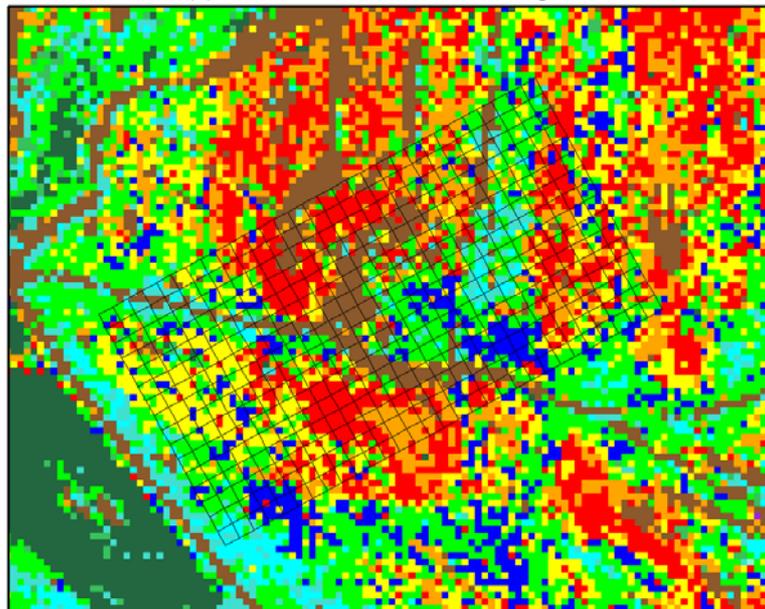
Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Beiblatt 12: Vergleich der detaillierten Klassifizierungsergebnisse (basierend auf CASI-Daten vom 17.05.1997) mit den kartierten Vegetationseinheiten der Dauerbeobachtungsflächen des Sandtrockenrasens bei Petersroda

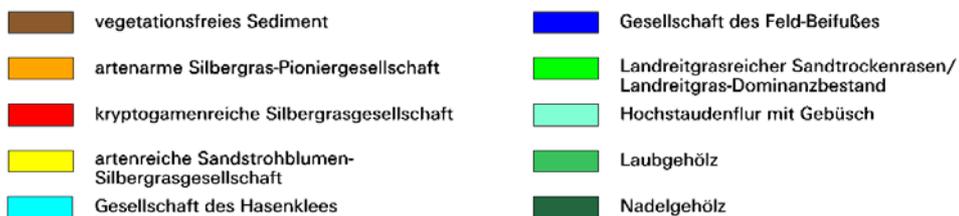
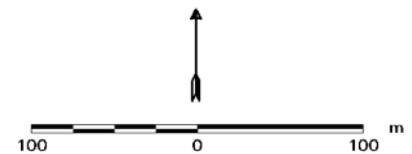
Dauerbeobachtungsflächen des Institutes für Geobotanik der MLU und der Hochschule Anhalt (Kartierung 1995)



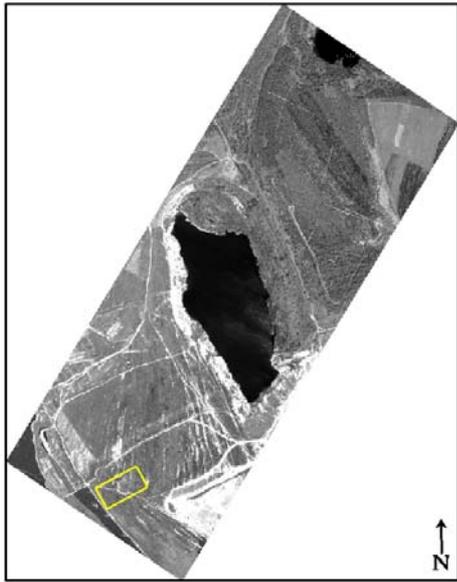
Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung der CASI-Daten



Klassifikation basierend auf:  
 CASI-Originaldaten (1997),  
 Befliegung durch Freie Universität Berlin,  
 Institut für Weltraumwissenschaften



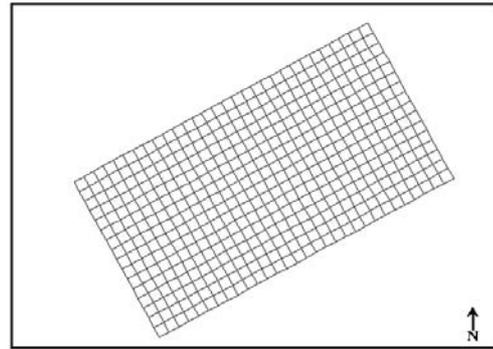
**Beiblatt 13: Verhältnis von ausgewählten klassifizierten Vegetationseinheiten des Sandtrockenrasens (basierend auf CASI-Daten) zu den pH-Werten der Kontrollflächen**



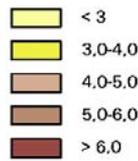
Ausgangsdaten:  
CASI-Befliegung vom 17.05.1997  
spatial-mode mit 19 Kanälen

Hintergrund-Image: CASI-Band 11  
Auflösung: 3x3m

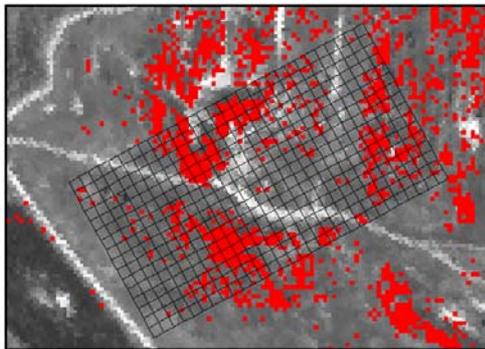
— Lage der Kontrollflächen  
auf dem Trockenrasen  
von Petersroda



pH-Werte

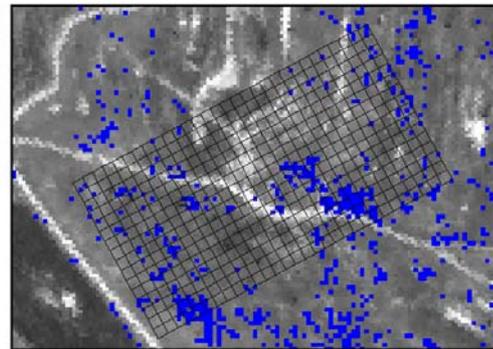


Analyse der pH-Werte durch HS-Anhalt



Hintergrund-Image:  
CASI-Band 11

■ kryptogamenreiche  
Silbergrasgesellschaft

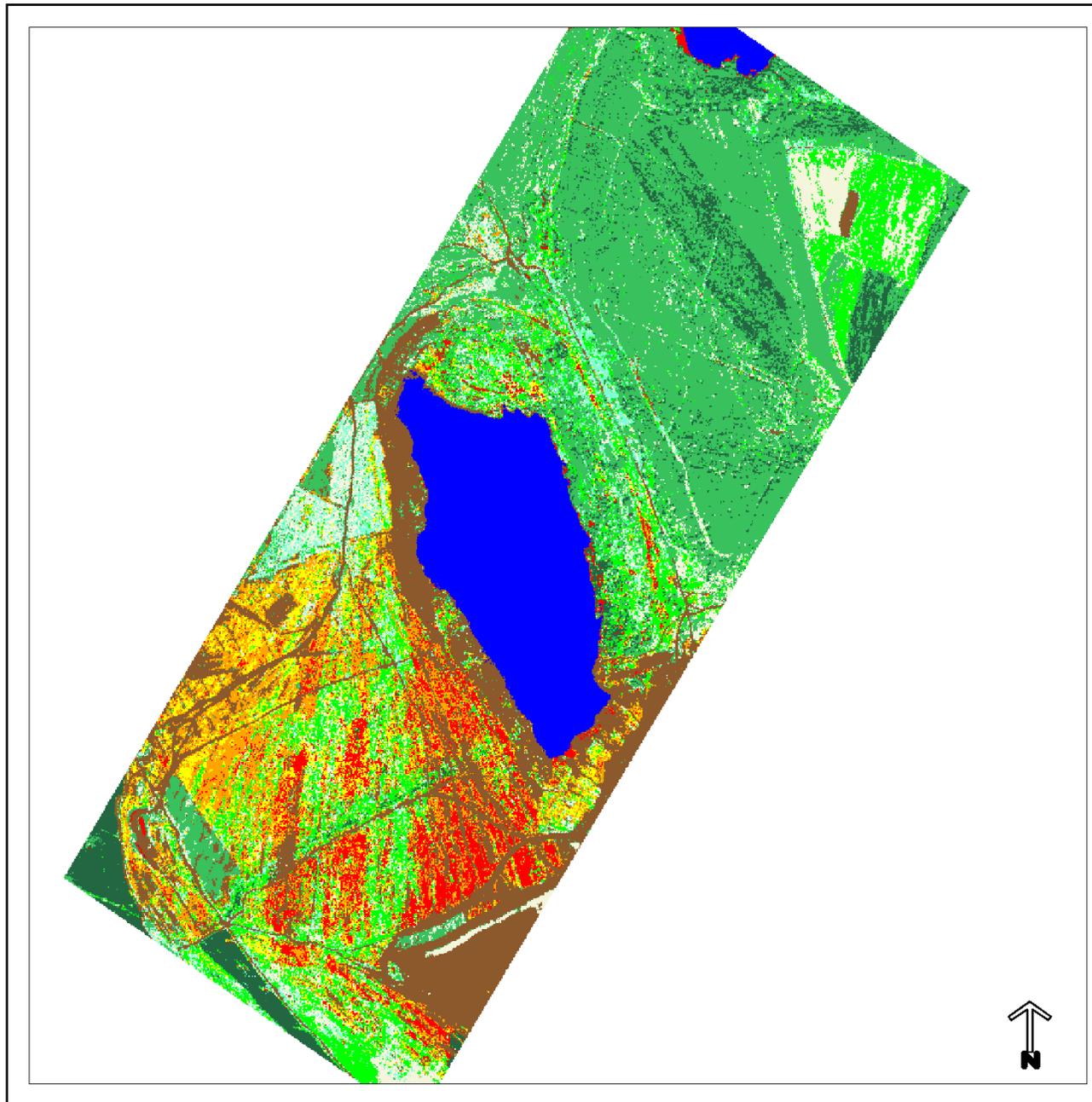


Hintergrund-Image:  
CASI-Band 11

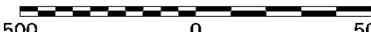
■ Gesellschaft des Feld-  
Beifußes

Klassifikation basierend auf:  
CASI-Originaldaten (1997),  
Befliegung durch Freie Universität Berlin,  
Institut für Weltraumwissenschaften

Beiblatt 14: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf CASI-Daten vom 17.05.1997



-  Wasserfläche
-  vegetationsfreies Sediment
-  artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft
-  kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft
-  artenreiche Sandstrohlumen-Silbergrasgesellschaft
-  ruderalisierter Sandtrockenrasen
-  Landreitgrasreicher Sandtrockenrasen/  
Landreitgras-Dominanzbestand
-  Hochstaudenflur mit Gebüsch
-  Laubgehölz
-  Nadelgehölz

 Meter  
500 0 500

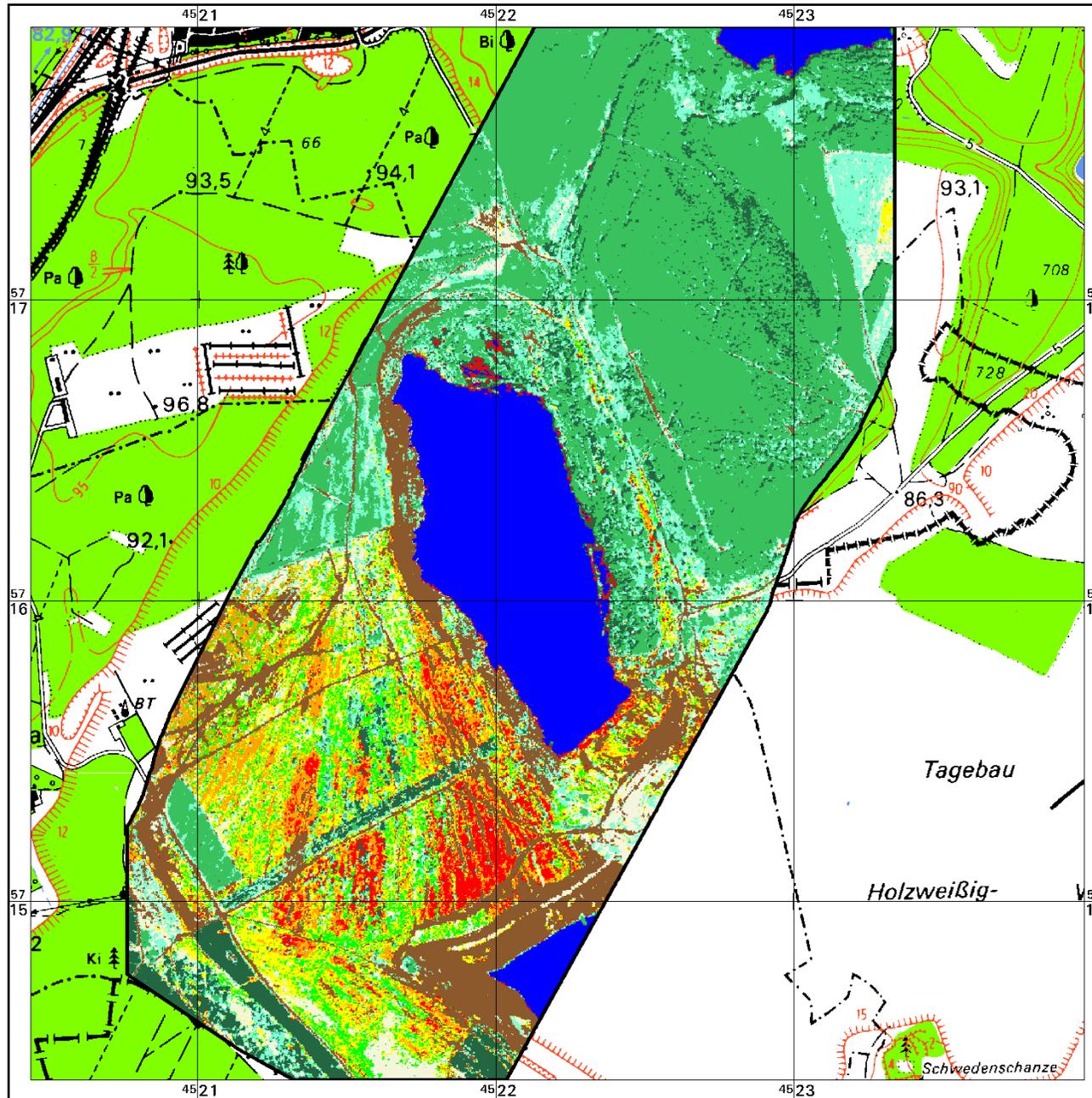
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage  
der Topographischen Karte 1:25.000  
Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung  
und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt  
(Gen.-Nr.: LVD/D/179/96)  
und des Landesvermessungsamtes Sachsen  
(Gen.-Nr. DNR 249/98)

Klassifikation basierend auf:  
CASI-Originaldaten (1997),  
Befliegung durch Freie Universität Berlin,  
Institut für Weltraumwissenschaften

BIRGER (2002)



Beiblatt 15: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf CASI-Daten vom 14.08.2000



- Wasserfläche
- vegetationsfreies Sediment
- artenarme Silbergras-Pioniergesellschaft
- kryptogamenreiche Silbergrasgesellschaft
- artenreiche Sandstrohlblumen-Silbergrasgesellschaft
- ruderalisierter Sandtrockenrasen
- Landreitgrasreicher Sandtrockenrasen/  
Landreitgras-Dominanzbestand
- Hochstaudenflur mit Gebüsch
- Laubgehölz
- Nadelgehölz/Ginstergebüsch



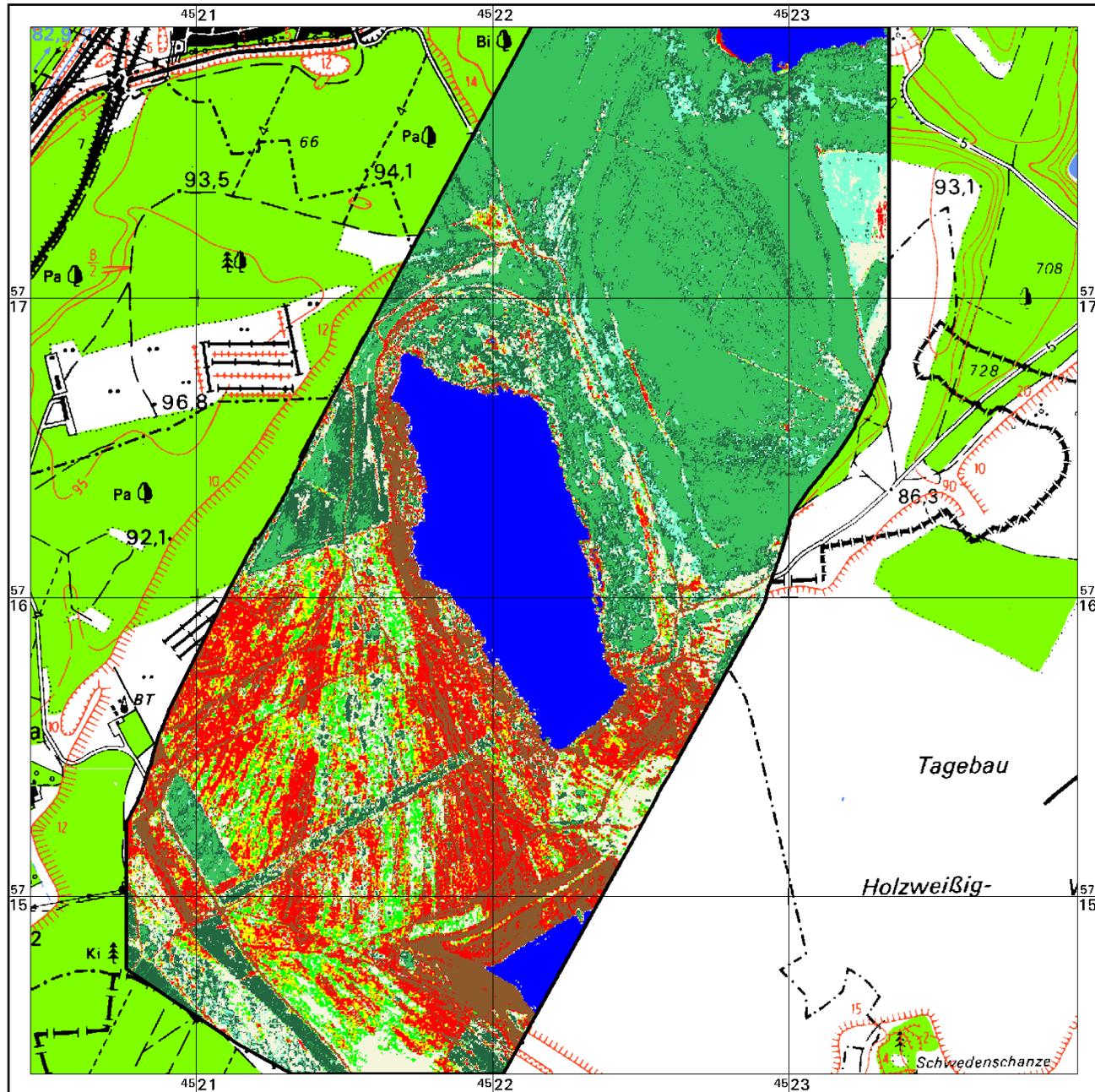
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

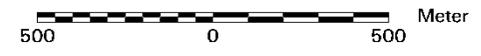
Klassifikation basierend auf:  
CASI-Originaldaten (2000),  
Befliegung durch Freie Universität Berlin,  
Institut für Weltraumwissenschaften

BIRGER (2002)

Beiblatt 16: SAM-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf CASI-Daten vom 14.08.2000



- Wasserfläche
- vegetationsfreies Sediment
- artenarmer Sandtrockenrasen
- artenreiche Sandstrohlblumen-Silbergrasgesellschaft
- ruderalisierter Sandtrockenrasen
- Landreitgrasreicher Sandtrockenrasen/  
Landreitgras-Dominanzbestand
- Hochstaudenflur mit Gebüsch
- Laubgehölz
- Nadelgehölz/Ginstergebüsch



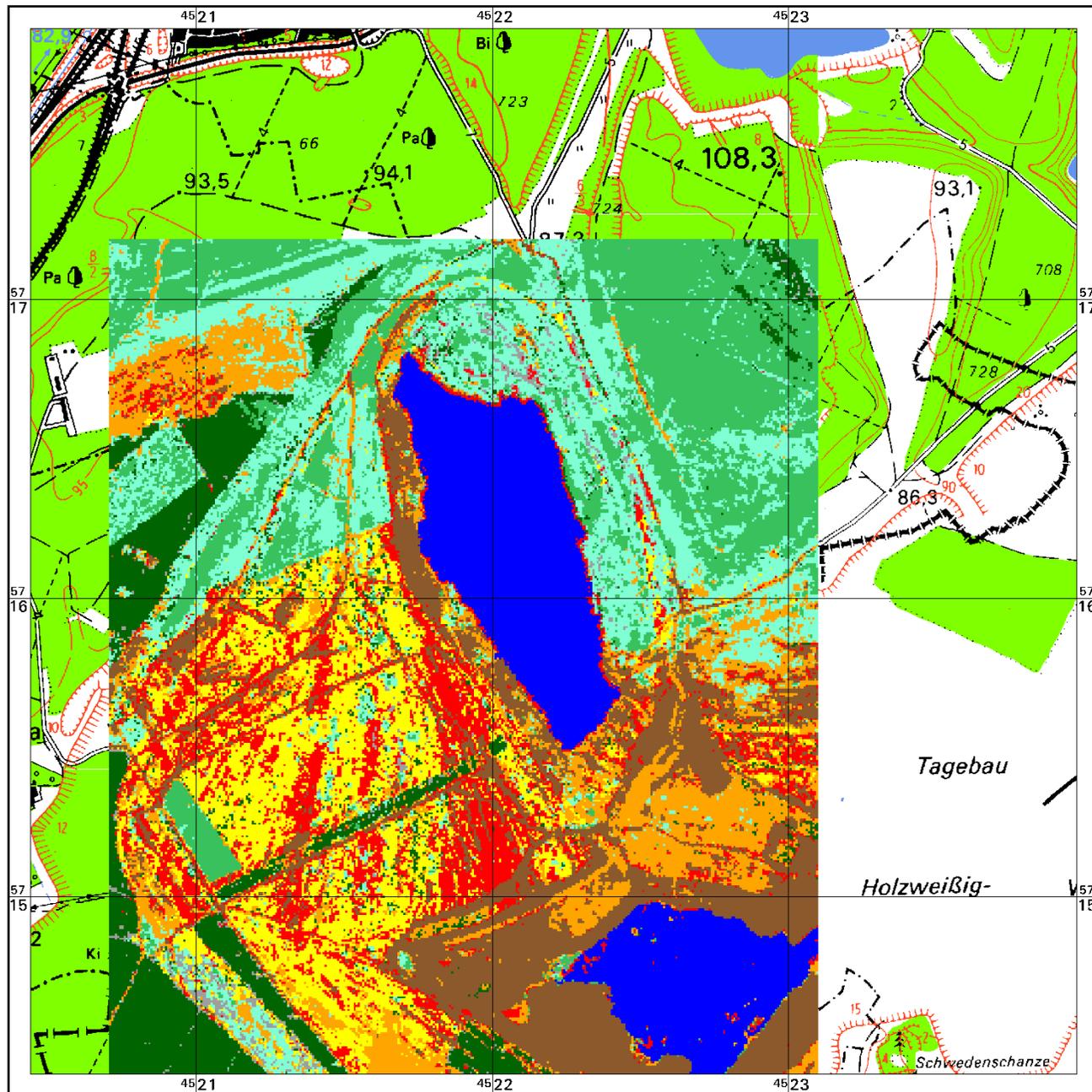
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Klassifikation basierend auf:  
CASI-Originaldaten (2000),  
Befliegung durch Freie Universität Berlin,  
Institut für Weltraumwissenschaften

BIRGER (2002)

Beiblatt 17: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Sandtrockenrasens bei Petersroda basierend auf HYMAP-Daten vom 02.09.1998



- Wasserfläche
- vegetationsfreies Sediment
- artenarmer Sandtrockenrasen
- artenreicher Sandtrockenrasen
- gras- und staudenreicher Sandtrockenrasen
- Hochstaudenflur mit Gebüsch
- Laubgehölz
- Nadelgehölz
- Ginstergebüsch (großflächig)



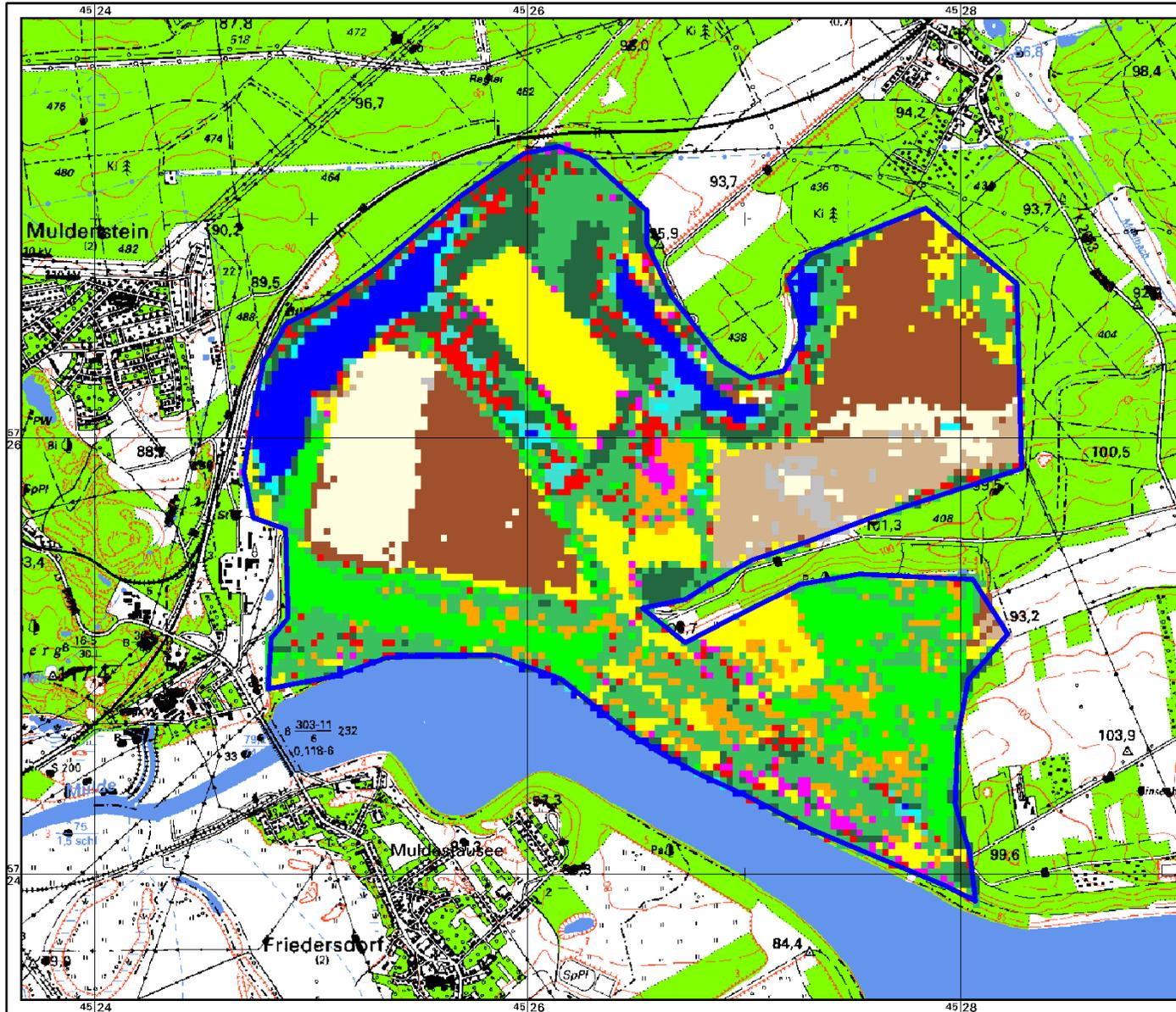
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Klassifikation basierend auf:  
 HYMAP-Originaldaten (1998), HyVista

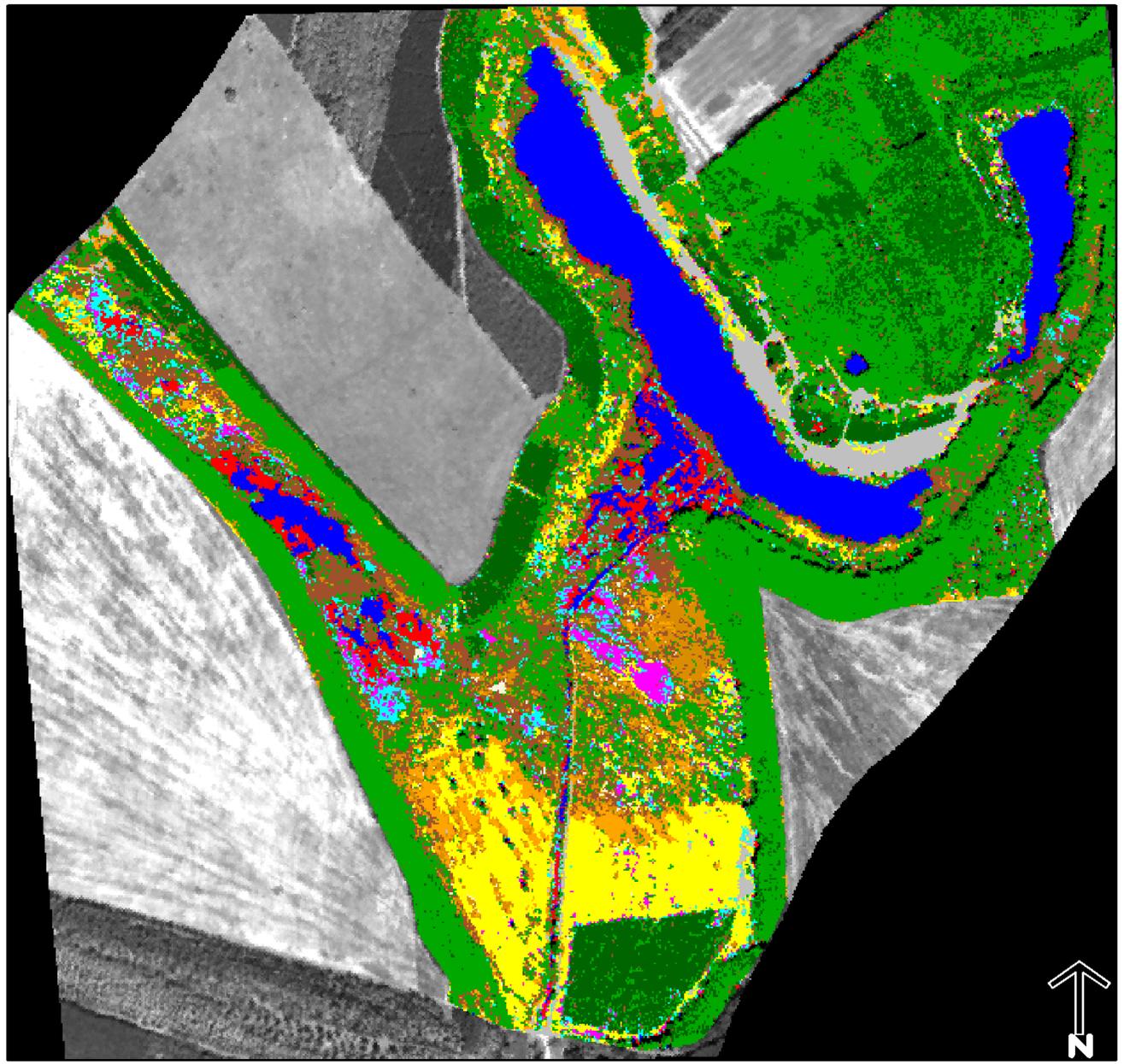
BIRGER (2002)

Beiblatt 18: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Untersuchungsgebietes "Ehemaliger Tagebau Muldenstein" basierend auf Landsat7 ETM-Daten vom 14.08.2000



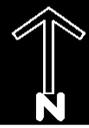
- Gewässer**
- Tagebaurestsee
  - Flachwasser
- Mischsedimente mit überwiegendem Quartäranteil an der Oberfläche**
- vegetationsfreies Mischsediment - dunkel
- Röhricht- und Seggenriedbestände**
- Flachwasser mit Vegetation (Rohrkolben- und lockere Binsenbestände)
  - geschlossene Röhricht- und Seggenriedbestände
  - Binsen-Dominanzbestände (dicht)
- Landreitgrasbestände**
- Landreitgrasbestände (feucht)
  - Landreitgrasbestände (trocken)
- Landwirtschaftsflächen**
- Landwirtschaftsflächen ohne Vegetation
  - Landwirtschaftsflächen mit trockener Vegetation
  - Landwirtschaftsflächen mit vitaler Vegetation
- Wälder und Forste**
- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
  - Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
  - Nadelholzforst (inklusive Jungwuchs)
- sonstige Darstellungen**
- Grenze des Untersuchungsgebietes für Satellitendaten
- 0 1 km
- Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Beiblatt 19: Kombinierte Parallelepiped-Maximum-Likelihood-Klassifizierung des Untersuchungsgebietes "Ehemaliger Tagebau Muldenstein"  
basierend auf CASI-Daten vom 14.08.2000



- Wasserfläche
- Flachwasser/wechselfeuchter Bereich
- Schilf
- Seggen
- Binsen (dichter Bestand)
- Rohrkolben/ Binsen locker im Flachwasser
- Landreitgras-trocken
- Landreitgras-frisch
- Landreitgras-feucht
- Laubgehölze
- Nadelgehölze
- Schatten

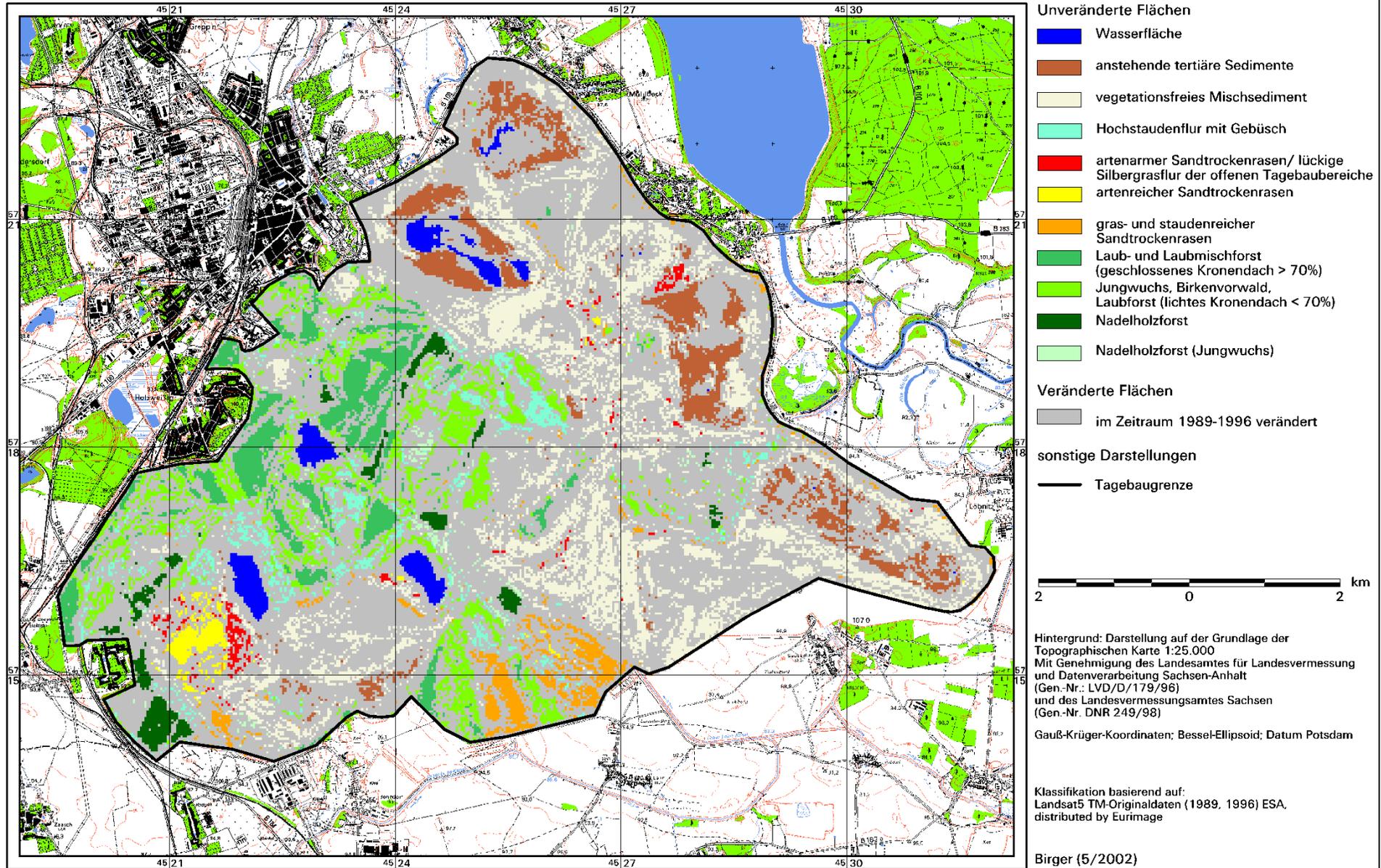
200 0 200 400 Meter



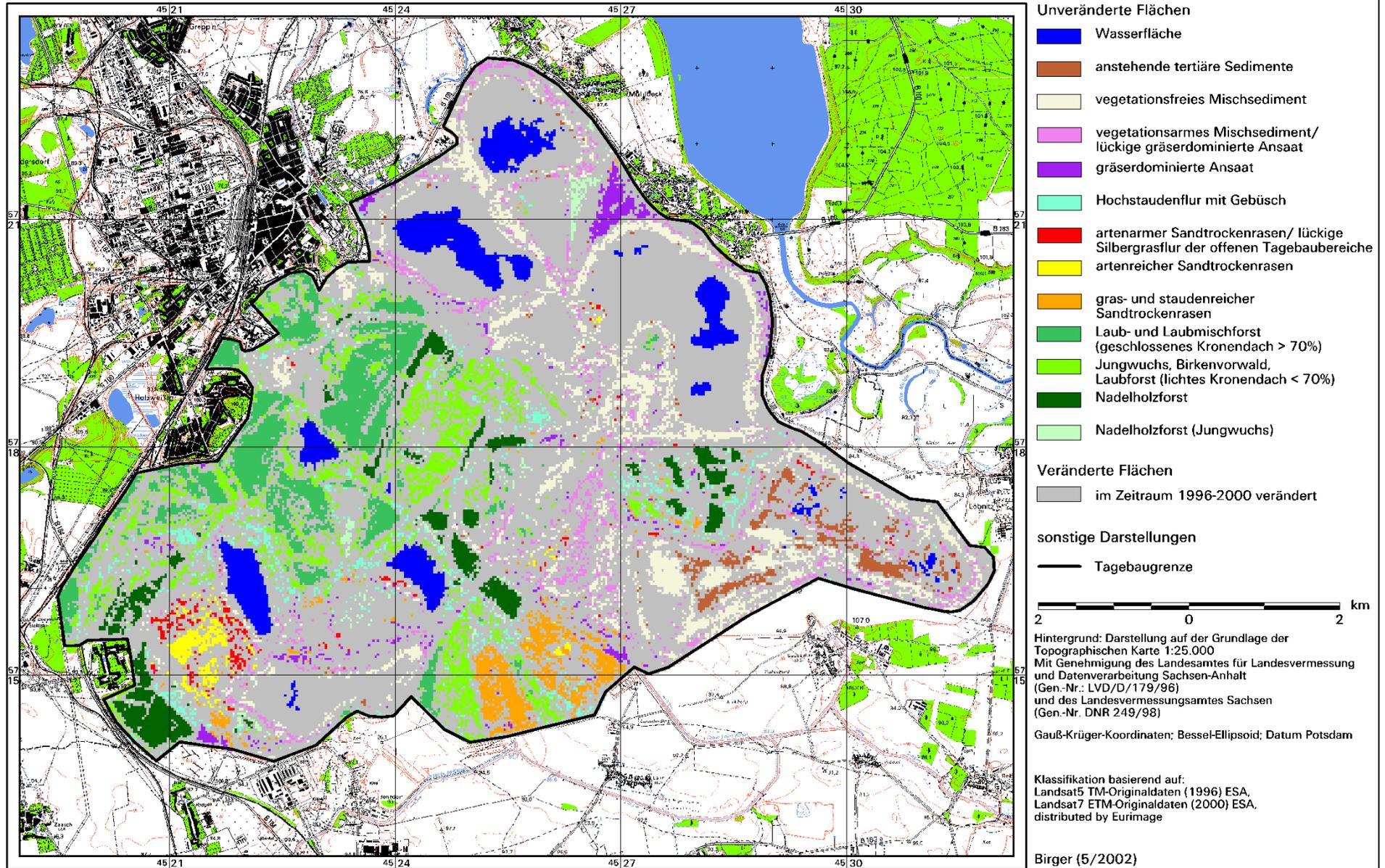
CASI-Originaldaten (2000),  
Befliegung durch Freie Universität Berlin,  
Institut für Weltraumwissenschaften

BIRGER (2002)

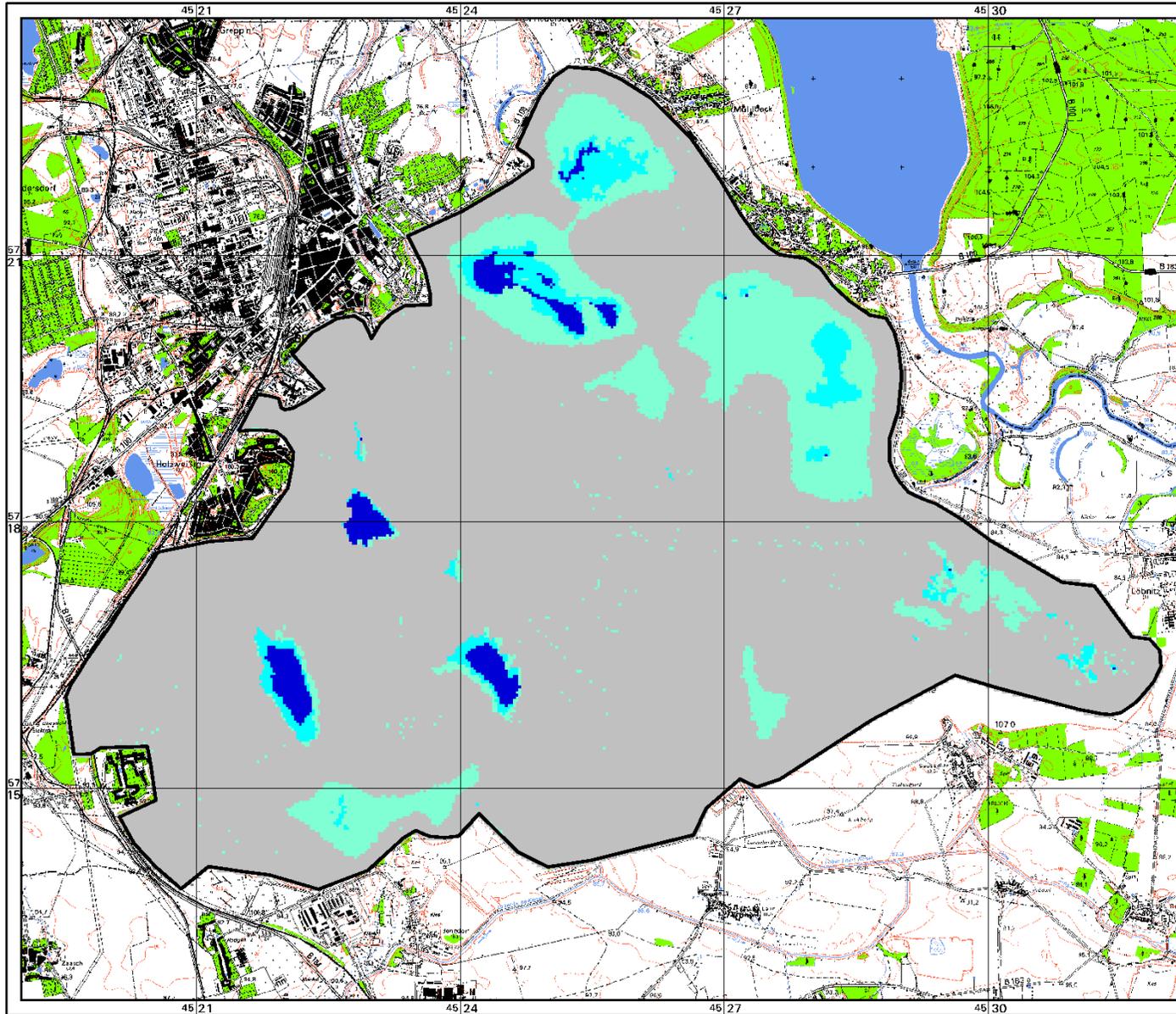
Beiblatt 20: Analyse der im Zeitraum 1989 bis 1996 im Tagebaukomplex Goitsche unveränderten Flächen basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen



Beiblatt 21: Analyse der im Zeitraum 1996 bis 2000 im Tagebaukomplex Goitsche unveränderten Flächen basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen

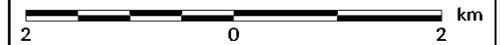


Beiblatt 22: Veränderungsanalyse der Wasserflächen im Tagebaukomplex Goitsche für den Beobachtungszeitraum 1989 bis 2000 basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen



Veränderung der Wasserflächen

- Wasserfläche 1989
- Wasserfläche 1996
- Wasserfläche 2000
- übrige Klassen



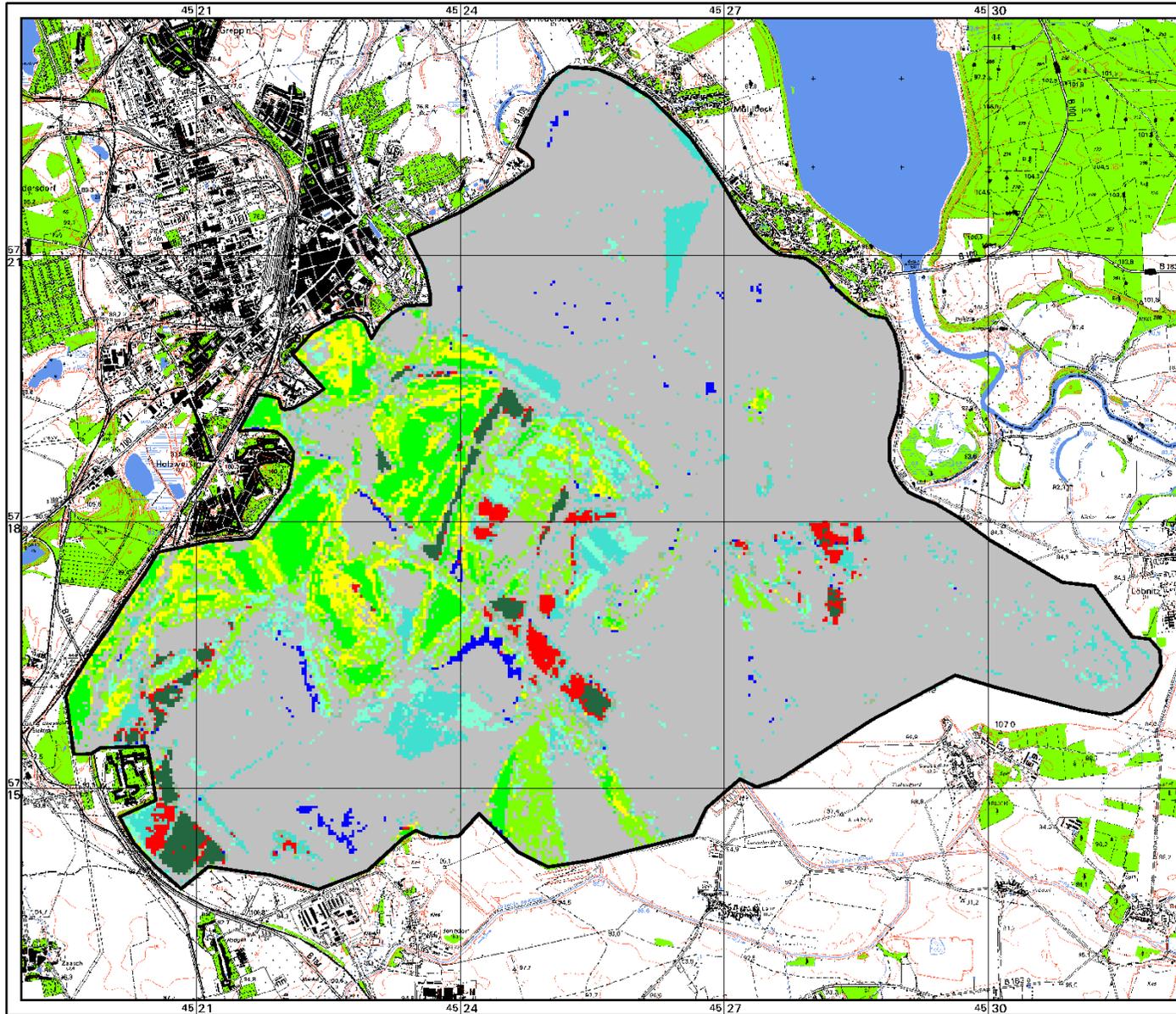
Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

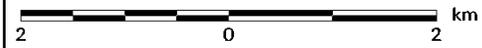
Klassifikation basierend auf:  
 Landsat5 TM-Originaldaten (1989) ESA,  
 Landsat5 TM-Originaldaten (1996) ESA,  
 Landsat7 ETM-Originaldaten (2000) ESA,  
 distributed by Eurimage

Birger (5/2002)

Beiblatt 23: Veränderungsanalyse der Forstflächen im Tagebaukomplex Goitsche für den Beobachtungszeitraum 1989 bis 2000 basierend auf den klassifizierten Landsat-Datensätzen



- Forstflächen im Zeitraum 1989-2000 unverändert**
- Laub- und Laubmischforst (geschlossenes Kronendach > 70%)
  - Jungwuchs, Birkenvorwald, Laubforst (lichtes Kronendach < 70%)
  - Nadelholzforst
  - Nadelholzforst (Jungwuchs)
- Forstflächen im Zeitraum 1989-2000 verändert**
- Entstehung neuer Laub- und Laubmischforste (inklusive Jungwuchs)
  - Entstehung neuer Nadelholzforste (inklusive Jungwuchs)
  - Laub- und Laubmischforste licht zu dicht
  - Nadelholzforste licht zu dicht
  - Wald zu Wasserfläche
- sonstige Darstellungen**
- übrige Klassen
  - Tagebaugrenze



Hintergrund: Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1:25.000  
 Mit Genehmigung des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt (Gen.-Nr.: LVD/D/179/96) und des Landesvermessungsamtes Sachsen (Gen.-Nr. DNR 249/98)

Gauß-Krüger-Koordinaten; Bessel-Ellipsoid; Datum Potsdam

Klassifikation basierend auf:  
 Landsat5 TM-Originaldaten (1989) ESA,  
 Landsat7 ETM-Originaldaten (2000) ESA,  
 distributed by Eurimage

## Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde am Institut für Geographie des Fachbereiches Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg im Rahmen der vom BMBF und dem Land Sachsen-Anhalt geförderten Projekte „Geologische, morphologische, hydrologische, pedologische und biotische Kennzeichnung ausgewählter Tagebaue im Raum Leipzig - Halle mittels Fernerkundungsmethoden“ (FKZ 0339665 & FKZ 76213/31/96) und „Langfristige und großräumige Analyse und Prognose der mitteldeutschen Bergbaufolgelandschaften mittels hochauflösender Fernerkundungsdaten“ (FKZ 0339745 & FKZ0031KB0099) angefertigt.

Mein besonderer Dank gilt Frau Prof. Dr. Cornelia Gläßer. Durch sie erhielt ich den Einstieg in das faszinierende Fachgebiet der Fernerkundung. Sie überließ mir das Thema und durch ihre Anregungen und die helfende Kritik trug sie maßgeblich zur Anfertigung der Arbeit bei.

Besonders herzlich danken möchte ich Frau Prof. Dr. Sabine Tischew für die ausführliche Diskussion der vegetationskundlichen Aspekte der Arbeit und ihre Offenheit für interdisziplinäre Forschungsansätze sowie die Bereitstellung zahlreicher Kartierungsergebnisse.

Herrn Dipl.-Phys. Bernd Herrmann möchte ich für die jahrelange gute Zusammenarbeit, seine Hilfe bei der Einarbeitung in die Softwareprogramme zur digitalen Bildbearbeitung sowie die gemeinsamen Geländeeinsätze besonders danken.

Bedanken möchte ich mich auch sehr herzlich bei allen Mitarbeitern und ehemaligen Kollegen der Arbeitsgruppe Geofernerkundung, die durch ihre Aufgeschlossenheit und Gesprächsbereitschaft wesentlichen Anteil an der Schaffung eines angenehmen und konstruktiven Arbeitsklimas hatten.

Für die Hilfe bei feldspektrometrischen Untersuchungen möchte ich Frau Dipl.-Geogök. Kristin Böttcher herzlich danken.

Für die Bereitstellung zahlreicher vegetationskundlicher Erhebungen gilt mein herzlicher Dank den Mitarbeitern des Fachbereiches Landwirtschaft-Ökologie-Landespflege der Hochschule Anhalt, insbesondere Frau Dipl.-Biol. Sabine Jakob, Dipl.-Biol. Anita Kirmer und Dipl.-Biol. Antje Fliegner.

Herrn Dipl.-Biol. Jörg Huth von der Firma Oekokart möchte ich herzlich für seine Unterstützung bei der Bearbeitung der vegetationskundlichen Aspekte des Untersuchungsgebietes Muldenstein danken.

Mein Dank gilt weiterhin den vielen namentlich nicht genannten Mitarbeitern und Studenten des Fachbereiches Geowissenschaften, die durch ihre Hilfsbereitschaft zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben

## Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, daß die vorgelegte Arbeit „Multisensorale und multitemporale Fernerkundungsdaten zur Erfassung, Differenzierung und Veränderungsanalyse ausgewählter Vegetationsstrukturen der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands“ von mir selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel und Literatur angefertigt wurde. Die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde keiner anderen wissenschaftlichen Institution vorgelegt.

---

Jens Birger

Halle, den 02.07.2002

## Lebenslauf

### **Persönliche Daten**

Name	Jens Birger	
Geburtsdatum	13.August 1968	
Geburtsort	Halberstadt	
Anschrift	Hauptwohnsitz: Windthorststraße 37 38820 Halberstadt 03941/601958	Nebenwohnsitz: Hoppbergsblick 12 06118 Halle (Saale) 0345/ 2940602
Familienstand	verheiratet	
2 Kinder		

### **Schulbildung**

1975 bis 1985	Polytechnische Oberschule Mittlere Reife
1985 bis 1987	Erweiterte Oberschule Hochschulreife

### **Wehrdienst**

1987 bis 1989	Grundwehrdienst
---------------	-----------------

### **Berufsausbildung**

1989 bis 1994	Studium der Geographie an der Martin-Luther- Universität Halle-Wittenberg Abschluß: Diplomgeograph
---------------	--

### **Berufserfahrung**

1994 bis 1995	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
1995 bis 2000	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Oktober bis Dezember 2000	ohne Anstellung
ab 2001	Selbständigkeit als freiberuflicher Diplomgeograph

Halberstadt, den 02.07.2002