LUND UNIVERSITY

Modellierung der Verbreitung von Bergwiesenarten unter Klima- und Landnutzungsszenarien in Sachsen

Purschke, Oliver

2006

Link to publication

Citation for published version (APA):
Purschke, O. (2006). Modellierung der Verbreitung von Bergwiesenarten unter Klima- und Landnutzungsszenarien in Sachsen. Anhalt University. http://www.mendeley.com/profiles/oliver-purschke/

Total number of authors:
1

General rights
Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.
• Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
• You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
• You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: https://creativecommons.org/licenses/

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

Modellierung der Verbreitung von Bergwiesenarten unter Klima- und Landnutzungsszenarien in Sachsen

Diplomarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur (Dipl.-Ing. FH)

vorgelegt der

Hochschule Anhalt (FH)
Hochschule für angewandte Wissenschaften
Abteilung Bernburg
Fachbereich Landwirtschaft/Ökotrophologie/Landschaftsentwicklung
im Studiengang Naturschutz und Landschaftsplanung

von

Oliver Purschke

Datum der Abgabe: 05.07.2006

1. Gutachter: Prof. Dr. Sabine Tischew

Hochschule Anhalt (FH), Abteilung Bernburg
Hochschule für angewandte Wissenschaften
Fachbereich Landwirtschaft/Ökotrophologie/
Landschaftsentwicklung
Studiengang Naturschutz und Landschaftsplanung

2. Gutachter: Dr. Carsten F. Dormann
Dr. Dagmar Haase

UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Dept. Angewandte Landschaftsökologie

Bibliographische Beschreibung

Name, Vorname:	Purschke, Oliver
Thema der Diplomarbeit:	Modellierung der Verbreitung von Bergwiesenarten unter Klima- und Landnutzungsszenarien in Sachsen

2006/127 Seiten (Text)/88 Seiten (Anhang)/95 Abbildungen/39 Tabellen

Bernburg: Hochschule Anhalt (FH) Hochschule für angewandte Wissenschaften, Fachbereich Landwirtschaft/Ökotrophologie/ Landschaftsentwicklung - Diplomarbeit

Autoreferat

In der vorliegenden Arbeit wird das Ziel verfolgt, die zukünftige Verbreitung von 18 Pflanzenarten der Bergwiesen unter veränderten Klima- und Landnutzungsbedingungen für das Jahr 2020 im Freistaat Sachsen auf Ebene der Mesoskala (2,7 x 2,7 km) vorherzusagen. Hierzu wurden die ökologischen Ansprüche der Arten auf Grundlage flächendeckender Datensätze zu abiotischen Umweltparametern und Pflanzenverbreitungsdaten, mittels beschreibender statistischer Modelle quantifiziert. Es erfolgte zudem eine standortbezogene Berechung von Biotoptypen, die sich potentiell unter verschiedenen Szenarien auf brachfallenden Flächen entwickeln können. Diese Entwicklungspotentiale wurden ebenso wie die veränderten Klimawerte räumlich explizit verteilt. Anhand der projizierten Umweltveränderungen wurde mit Hilfe der parametrisierten Modelle die Verbreitung der Bergwiesenarten unter den einzelnen sowie gekoppelten Effekten von Klima- bzw. Landnutzungsänderungen vorhergesagt. Generell konnte eine mittelmäßige bis gute Übereinstimmung von Vorhersagen der gegenwärtigen mit den Vorhersagen der zukünftigen Verbreitung der Arten festgestellt werden. Die prognostizierten Verbreitungsräume der meisten Arten lassen einen Rückgang potentiell geeigneter Lebensräume erkennen. Hierbei wurde ein stärkerer Effekt von Klima- gegenüber Landnutzungsänderungen festgestellt. Durch den hier verwendeten Ansatz können insbesondere in Naturschutzbelangen die Auswirkungen möglicher Umweltveränderungen auf die Verbreitung der untersuchten Bergwiesenarten abgeschätzt werden.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denen bedanken, die mir während der Bearbeitung meiner Diplomarbeit hilfreich zur Seite standen.

Ganz besonders möchte ich hierbei Dr. Carsten F. Dormann (UFZ, Dept. Angewandte Landschaftsökologie) danken, der die Anregung für das Thema dieser Arbeit gab und mich von Anfang bis Ende zuverlässig unterstützte. Neben der gelegentlich benötigten Motivation, gab er stets hilfreiche Lösungsvorschläge und dies auf oftmals sehr unterhaltsame Weise.

Einen herzlichen Dank möchte ich auch Frau Dr. Dagmar Haase (UFZ, Dept. Angewandte Landschaftsökologie) ausprechen, die mich insbesondere hinsichtlich der Landnutzungsszenarien betreute und bei der Beschaffung vieler Datensätze half. Ebenso hilfreich waren ihre Hinweise zur Stukturierung der Arbeit.

Frau Prof. Dr. Sabine Tischew danke ich für die Betreuung der Diplomarbeit seitens der Hochschule Anhalt in Bernburg sowie für die zahlreichen kritischen Anmerkungen aus der Perspektive der angewandten Wissenschaften. Auch werden mir die passionierten Vorlesungen und Exkursionen während des Studiums in guter Erinnerung bleiben.

Herrn Dr. Michael Glemnitz und Frau Edelgunde Jerusel vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. in Müncheberg möchte für die mir entgegengebrachte Hilfsbereitschaft sowie die umfangreiche Unterstützung bei der Berechnung der Biotopentwicklungspotentiale danken.

Matthias Rosenberg danke ich für die Beschaffung der RAUMIS-Daten und die vielen hilfreichen Anmerkungen zur Anwendung von Szenarien.

Ein dickes Dankeschön auch an Sven Lautenbach, der vor allem bei Fragen zu geographischen Informationssytemen weiterhalf sowie an Steffi Erfurth für die Aufbereitung der Biotoptyp-Daten.

Auch Christoph Schneider möchte ich für unzählige Dinge, die unter anderem im Zusammenhang mit dieser Arbeit stehen, sowie nicht zuletzt für die Freundschaft danken.

Danken möchte ich auch meiner Familie, die mir das Studium ermöglichte. Ich danke dir Frieda.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis **IV**

Tabellenverzeichnis **VIII**

Symbolverzeichnis **X**

Abkürzungsverzeichnis **XIII**

Zusammenfassung **XVI**

1 Einleitung **1**

1.1 Problemstellung 1

1.2 Ziel der Arbeit 3

2 Theoretische Grundlagen und Begriffe **6**

2.1 Umweltveränderungen in Sachsen 6

2.1.1 Landnutzungsänderungen in Sachsen 6

2.1.2 Klimaveränderung global und regional 8

2.2 Szenarien 11

2.2.1 SRES-Szenarien 11

2.2.2 Landnutzungsszenarien 13

3 Untersuchungsgebiet und -gegenstand **16**

3.1 Untersuchungsgebiet 17

3.1.1 Naturräumliche Gliederung 17

3.1.2 Klima 18

3.1.3 Relief 20

3.1.4 Böden 21

3.2 Untersuchte Arten 22

4 Material und Methoden **27**

4.1 Datengrundlage 27

4.2 Hypothesen zur Verbreitung der Arten 31

4.3 Datenaufbereitung 32

4.3.1 Aufbereitung der Rohdaten 32

4.3.2 Skalentransfer 35

4.3.3 Zonale Statistik 36

4.4 Entwicklung von Szenarien 36

4.5 Analyse und Auswertung der Daten 40

4.5.1 Logistisches Regressionsmodell - Theoretische Grundlagen 40

4.5.2 Vorbereitung des Ausgangsdatensatzes 42

4.5.3 Vorbereitende Analyseschritte 45

4.5.4 Das erklärende Modell 51

4.5.5 Modellgüte 53

4.5.6 Berechnung der Biotopentwicklungspotentiale 55

4.5.7 Klimaprojektion 68

4.5.8 Prognose der Artverbreitung 70

5 Ergebnisse **73**

5.1 Habitatmodelle 73

5.1.1 Bistorta officinalis 76

5.1.2 Meum athamanticum 77

5.1.3 Arnica montana 79

5.1.4 Alchemilla glaucescens 81

5.1.5 Linum catharticum 82

5.2 Biotopentwicklungspotentiale 84

5.2.1 Flächenumwidmung 84

5.2.2 Neuverteilung der Landnutzung 89

5.3 Prognose der zukünftigen Artverbreitung 94

5.3.1 Arten mit Verlust potentiell geeigneten Lebensraumes 96

5.3.2 Arten mit Vergrößerung des potentiell geeigneten Lebensraumes 99

5.3.3 Arten mit Verlagerung des potentiell geeigneten Habitates 101

6 Diskussion **105**

6.1 Methodenkritik . . . 105

6.1.1 Diskussion der Datengrundlage . . . 105

6.1.2 Anwendbarkeit des Modellieransatzes . . . 107

6.1.3 Diskussion der Szenarien . . . 114

6.2 Diskussion der Ergebnisse . . . 116

6.2.1 Diskussion der Ergebnisse der Biotopentwicklungspotentiale . . . 117

6.2.2 Diskussion der Verbreitungsprognose . . . 118

6.3 Ausblick . . . 125

Literaturverzeichnis **127**

A Anhang **137**

A.1 Steckbriefe der Arten . . . 137

A.2 Datenaufbereitung . . . 156

A.3 R-Befehle . . . 156

A.4 Habitatmodelle . . . 161

A.5 Biotopentwicklungspotentiale . . . 183

A.6 Prognosekarten für die Artverbreitung . . . 190

Abbildungsverzeichnis

Abb.2.1 SRES-Szenarien nach Rounsevell et al. (2003) 12

Abb.3.1 Lage und administrative Gliederung Sachsens 16
Abb.3.2 Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes 18
Abb.3.3 Mittlere Jahrestemperatur und mittlerer Jahresniederschlag des Zeitraumes 1961-1990 in Sachsen 19
Abb.3.4 Höhe über N.N. im Untersuchungsgebiet 21

Abb.4.1 Beziehungen zwischen direkten und indirekten Umweltvariablen 33
Abb.4.2 Konvertierung der Vektordatensätze ins Rasterformat von 10 m Auflösung 36
Abb.4.3 Übersicht der einzelnen Szenarien 40
Abb.4.4 Logarithmus-Transformation des Parameters *dist.9* 44
Abb.4.5 Bias-Variance-Tradeoff (aus Reineking & Schröder 2004b) 48
Abb.4.6 Ablaufschema zur Kalibrierung und Validierung der Modelle 52
Abb.4.7 ROC-Kurve (aus Reineking & Schröder (2004a)) 54
Abb.4.8 Ablaufschema zur Berechnung von Biotop-Entwicklungspotentialen. . . 65
Abb.4.9 Klimaprojektion für das Jahr 2020 69

Abb.5.1 Responseoberflächen für *Bistorta officinalis* 76
Abb.5.2 Beobachtetes Vorkommen und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Bistorta officinalis* 77
Abb.5.3 Responseoberflächen für *Meum athamanticum* 78
Abb.5.4 Beobachtetes Vorkommen und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Meum athamanticum* 79
Abb.5.5 Responseoberflächen für *Arnica montana* 79
Abb.5.6 Beobachtetes Vorkommen und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Arnica montana* 80
Abb.5.7 Responseoberflächen für *Alchemilla glaucescens* 81

Abb.5.8 Beobachtetes Vorkommen und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Alchemilla glaucescens* 82

Abb.5.9 Responseoberflächen für *Linum catharticum* 83

Abb.5.10 Beobachtetes Vorkommen und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Linum catharticum* 84

Abb.5.11 Umwidmungsflächen für Offenland- und Waldbiotop-Entwicklungspotentiale. 85

Abb.5.12 Diagramm der Schwellenwerte für die landwirtschaftliche Vergleichszahl (LVZ) 86

Abb.5.13 Diagramm der Schwellenwerte der Wahrscheinlichkeit der Biotop-Entwicklungspotentiale 87

Abb.5.14 Abweichungen der tatsächlich umgewidmeten Flächengröße von der umzuwidmenden Flächengröße der Szenarien. 88

Abb.5.15 Anteile an Acker, Grünland, Wald und der einzelnen Kategorien des Wirtschaftsgrünlandes in den Szenarien 89

Abb.5.16 Gegenwärtige Anteile an Acker, Grünland und Wald; Änderung des Waldanteils 91

Abb.5.17 Prozentuale Änderung der Landnutzungskategorien Brache, Acker und Grünland an der LN in den Szenarien 92

Abb.5.18 Prozentuale Änderung der Grünlandkategorien Mesophiles Grünland, Saatgrasland und Feuchtgrünland an der LN in den Szenarien 93

Abb.5.19 Art mit Habitatverlust: Vorhergesagte gegenwärtige und zukünftige Verbreitung von *Nardus stricta* 97

Abb.5.20 Art mit Habitatvergrößerung: Vorhergesagte gegenwärtige und zukünftige Verbreitung von *Centaurea pseudophrygia* 100

Abb.5.21 Art mit Habitatvergrößerung: Vorhergesagte gegenwärtige und zukünftige Verbreitung von *Trisetum flavescens* 102

Abb.A.1 Responseoberflächen für *Centaurea pseudophrygia* 170

Abb.A.2 Responseoberflächen für *Cirsium heterophyllum* 172

Abb.A.3 Responseoberflächen für *Crepis mollis* 173

Abb.A.4 Responseoberflächen für *Dactylorhiza majalis* 174

Abb.A.5 Responseoberflächen für *Geranium sylvaticum* 175

Abb.A.6 Responseoberflächen für *Lathyrus linifolius* . . . 176
Abb.A.7 Responseoberflächen für *Nardus stricta* . . . 177
Abb.A.8 Responseoberfläche für *Phyteuma nigrum* . . . 178
Abb.A.9 Responseoberflächen für *Phyteuma spicatum* . . . 179
Abb.A.10 Responseoberflächen für *Poa chaixii* . . . 180
Abb.A.11 Responseoberfläche für *Rhinanthus minor* . . . 180
Abb.A.12 Responseoberflächen für *Thlaspi caerulescens* . . . 181
Abb.A.13 Responseoberflächen für *Trisetum flavescens* . . . 182
Abb.A.14 RAUMIS-Modellkreise . . . 187
Abb.A.15 Gegenwärtige Verbreitung von *Alchemilla glaucescens* . . . 191
Abb.A.16 Verbreitungsprognose von *Alchemilla glaucescens* . . . 192
Abb.A.17 Gegenwärtige Verbreitung von *Arnica montana* . . . 193
Abb.A.18 Verbreitungsprognose von *Arnica montana* . . . 194
Abb.A.19 Gegenwärtige Verbreitung von *Bistorta officinalis* . . . 195
Abb.A.20 Verbreitungsprognose von *Bistorta officinalis* . . . 196
Abb.A.21 Gegenwärtige Verbreitung von *Centaurea pseudophrygia* . . . 197
Abb.A.22 Verbreitungsprognose von *Centaurea pseudophrygia* . . . 198
Abb.A.23 Gegenwärtige Verbreitung von *Cirsium heterophyllum* . . . 199
Abb.A.24 Verbreitungsprognose von *Cirsium heterophyllum* . . . 200
Abb.A.25 Gegenwärtige Verbreitung von *Crepis mollis* . . . 201
Abb.A.26 Verbreitungsprognose von *Crepis mollis* . . . 202
Abb.A.27 Gegenwärtige Verbreitung von *Dactylorhiza majalis* . . . 203
Abb.A.28 Verbreitungsprognose von *Dactylorhiza majalis* . . . 204
Abb.A.29 Gegenwärtige Verbreitung von *Geranium sylvaticum* . . . 205
Abb.A.30 Verbreitungsprognose von *Geranium sylvaticum* . . . 206
Abb.A.31 Gegenwärtige Verbreitung von *Lathyrus linifolius* . . . 207
Abb.A.32 Verbreitungsprognose von *Lathyrus linifolius* . . . 208
Abb.A.33 Gegenwärtige Verbreitung von *Linum catharticum* . . . 209
Abb.A.34 Verbreitungsprognose von *Linum catharticum* . . . 210
Abb.A.35 Gegenwärtige Verbreitung von *Meum athamanticum* . . . 211
Abb.A.36 Verbreitungsprognose von *Meum athamanticum* . . . 212
Abb.A.37 Gegenwärtige Verbreitung von *Nardus stricta* . . . 213
Abb.A.38 Verbreitungsprognose von *Nardus stricta* . . . 214

Abb.A.39 Gegenwärtige Verbreitung von *Phyteuma nigrum* 215
Abb.A.40 Verbreitungsprognose von *Phyteuma nigrum* 216
Abb.A.41 Gegenwärtige Verbreitung von *Phyteuma spicatum* 217
Abb.A.42 Verbreitungsprognose von *Phyteuma spicatum* 218
Abb.A.43 Gegenwärtige Verbreitung von *Poa chaixii* 219
Abb.A.44 Verbreitungsprognose von *Poa chaixii* 220
Abb.A.45 Gegenwärtige Verbreitung von *Rhinanthus minor* 221
Abb.A.46 Verbreitungsprognose von *Rhinanthus minor* 222
Abb.A.47 Gegenwärtige Verbreitung von *Thlaspi caerulescens* 223
Abb.A.48 Verbreitungsprognose von *Thlaspi caerulescens* 224
Abb.A.49 Gegenwärtige Verbreitung von *Trisetum flavescens* 225
Abb.A.50 Verbreitungsprognose von *Trisetum flavescens* 226

Tabellenverzeichnis

Tab.3.1 Habitatansprüche der Arten. 26

Tab.4.1 Datengrundlagen 30
Tab.4.2 Klassifikation der Hangneigungs- und Expositionsklassen 33
Tab.4.3 Bodentypenklassen und Bodenartenhauptgruppen nach KA4 (AG Boden, 1994) 34
Tab.4.4 Im Modell verwendete erklärende Variablen. 47
Tab.4.5 Eigenwerte der kanonischen Diskriminanzfunktionen der Offenland-Biotoptypen des Elbtals 61
Tab.4.6 Centroiden der nicht standardisierten Diskriminanzfunktionen für Offenland-Biotoptypen des Elbtals 62
Tab.4.7 Klassifizierungsergebnisse der Offenland-Biotoptypen des Elbtals 63
Tab.4.8 Anteile von Acker, Grünland und Brache an der LN in verschiedenen Datengrundlagen bzw. Szenarien 66
Tab.4.9 Klassifikationsmatrix (*confusion matrix*) 71

Tab.5.1 Modellgüte 75
Tab.5.2 Anteile von Acker, Grünland, Wald und der Kategorien des Wirtschaftsgrünlandes in den Szenarien 90
Tab.5.3 Verbreitungsänderung der Arten in den Szenarien 95

Tab.A.1 Artensteckbrief von *Alchemilla glaucescens* 138
Tab.A.2 Artensteckbrief von *Arnica montana* 139
Tab.A.3 Artensteckbrief von *Bistorta officinalis* 140
Tab.A.4 Artensteckbrief von *Centaurea pseudophrygia* 141
Tab.A.5 Artensteckbrief von *Cirsium heterophyllum* 142
Tab.A.6 Artensteckbrief von *Crepis mollis* 143
Tab.A.7 Artensteckbrief von *Dactylorhiza majalis* 144

Tab.A.8 Artensteckbrief von *Geranium sylvaticum* 145
Tab.A.9 Artensteckbrief von *Lathyrus linifolius* 146
Tab.A.10 Artensteckbrief von *Linum catharticum* 147
Tab.A.11 Artensteckbrief von *Meum athamanticum* 148
Tab.A.12 Artensteckbrief von *Nardus stricta* 149
Tab.A.13 Artensteckbrief von *Phyteuma nigrum* 150
Tab.A.14 Artensteckbrief von *Phyteuma spicatum* 151
Tab.A.15 Artensteckbrief von *Poa chaixii* 152
Tab.A.16 Artensteckbrief von *Rhinanthus minor* 153
Tab.A.17 Artensteckbrief von *Thlaspi caerulescens* 154
Tab.A.18 Artensteckbrief von *Trisetum flavescens* 155
Tab.A.19 Ableitung der KAK_{pot} nach AG Boden (1994) 156
Tab.A.20 Strukturmatrix (Korrelationsgrößen der Variablen innerhalb der Diskriminanzfunktionen für Offenland-Biotoptypen des Elbtals) 184
Tab.A.21 Eigenwerte der kanonischen Diskriminanzfunktionen für Wald-Biotoptypen des Elbtals 185
Tab.A.22 Strukturmatrix (Korrelationsgrößen der Variablen innerhalb der Diskriminanzfunktionen für Wald-Biotoptypen des Elbtals) 186
Tab.A.23 Centroiden der nicht standardisierten Diskriminanzfunktionen für Wald-Biotoptypen des Elbtals 186
Tab.A.24 Anteil der korrekt klassifizierten Wald-Biotoptypen des Elbtals 187
Tab.A.25 Größe der Brachflächen in den einzelnen Szenarien je Landkreis 188
Tab.A.26 Schwellenwerte für die Umwidmungskriterien *p.pot* bzw. *LVZ* sowie die jeweiligen Brachflächengrößen 189

Symbolverzeichnis

Symbol	Beschreibung
y	Abhängige Variable (Vorkommen/Nichtvorkommen einer Art)
$\boldsymbol{x}$	Vektor der unabhängigen Variablen
$\boldsymbol{\epsilon}$	Fehlerterm im Modell
ϵ_{bin}	Binomial verteilter Fehler
σ^2	Varianz
$\pi(\boldsymbol{x})$	Erwartungswert
$g(\boldsymbol{x})$	Logit-transformierter Wert von $\pi(\boldsymbol{x})$
$\boldsymbol{x}(i)$	Vektor aller Prädiktorvariablen an der Stelle i
$y(i)$	Wert der Responsevariablen an der Stelle i
x_k	k-te Prädiktorvariable
$x_k(i)$	i-ter Wert der k-ten Prädiktorvariablen
β_0	Interzept (Schnittpunkt mit der Y-Achse)
β_k	Regressionskoeffizient der k-ten Prädiktorvariablen
$\boldsymbol{\beta}$	Vektor der zu schätzenden Regressionskoeffizienten $(\beta_0, \beta_1, \ldots, \beta_q)$
$q+1$	Anzahl der Modellparameter
$l(\boldsymbol{\beta})$	Likelihood der Regressionskoeffizienten
σ	Standardabweichung
$\varrho_e(x_j, x_k)$	Pearson-Korrelationskoeffizient des Variablenpaares $x_j,\ x_k$

$\bar{x}_k$	Mittelwert der k-ten Prädiktorvariablen
$x'_k(i)$	Standardisierter Wert des i-ten Wertes der k-ten Prädiktorvariablen
β_{jk}	Regressionskoeffizient der Interaktion $x_j x_k$
β_{m2}	Regressionskoeffizient des quadratischen Terms $(x_m)^2$
AIC	Akaike Information Criterion
LL	Log-likelihood
r	Rücktransformierte Vorkommenswahrscheinlichkeit
D	Devianz
R^2	Gütemaß der Modellanpassung
AUC	Area Under Curve; Maß zur Einschätzung der Klassifizierungsgüte
p	Wahrscheinlichkeit, dass Nullhypothese fälschlicherweise abgelehnt wird
$n1$	Anzahl der Vorkommenspunkte
n	Anzahl der Beobachtungen (Vorkommen und Nichtvorkommen)
$\bar{R}_1$	Mittlerer Rang der Vorhersagen für Beobachtungen mit tatsächlichem Vorkommen
z	Diskriminanzvariable
b_0	Konstantes Glied der Diskriminanzfunktion
b_k	Diskriminanzkoeffizient für die erklärende Variable x_k
$\bar{z}_g$	Mittlerer Diskriminanzwert der Gruppe g (Gruppenzentroid)
I_g	Element der Gruppe g
z_{gi}	Diskriminanzwert des Elements i der Gruppe g
$\bar{y}_g$	Gesamtmittel der Diskriminanzwerte
SS_b	Streuung zwischen den Gruppen
SS_w	Streuung innerhalb der Gruppen
γ	Diskriminanzkriterium (Eigenwertanteil) $= \frac{SS_b}{SS_w}$
F_g	Funktionswert zur Klassifizierung

$P(g)$	*A-priori*-Wahrscheinlichkeit der Gruppe g
p_{pot}	Biotopentwicklungspotential
κ	Cohen´s Kappa-Statistik
c, d, e, f	Belegungen der *confusion-matrix*
$\%korrekt$	Anteil korrekter Vorhersagen
p_D	Anteil der Vorkommen in allen Beobachtungen
p_V	Als Vorkommen klassifizierter Anteil der Vorhersagen
κ_{max}	Schwellenwert für das Vorkommen einer Art; Wahrscheinlichkeit an der Stelle des maximalen κ-Wertes

Abkürzungen

Abkürzung	Beschreibung
AIC	Akaike Information Criterion
ANN	Artificial Neural Network
arct	arktische Zone
AUC	Area Under (ROC-)Curve
b	boreale Zone
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BK_konz	Konzeptionelle Bodenkarte
CAP	Common Agricultural Policy
CIR	Color-Infrarot
DA	Diskriminanzanalyse
DEM	Digital Elevation Modell
demo	demontan
EUR	Europa
GAM	Generalized Additive Model
GIS	Geographisches Informationssystem
GLM	Generalized Linear Model
ID	Identifikationsnummer
IPCC	Intercovernmental Panel of Climate Change

k	kontinental
KAK_{pot}	Potentielle Kationenaustauschkapazität
LEP	Landesentwicklungsplan
LK	Landkreis
LN	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LVZ	Landwirtwschaftliche Vergleichszahl
m	meridionale Zone
MANOVA	Multivariate analysis of variance
mo	montan
MTBQ	Meßtischblattquadrant
oz	ozanisch
P/A	Präsenz-Absenz; Daten zum Vorkommen bzw. Nichtvorkommen (Inzidenz)
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem
RB	Regierungsbezirk
ROC	Receiver Operating Characteristics
SächsWaldG	Sächsisches Waldgesetz
salp	subalpin
SIB	Sibirien
sm	submeridionale Zone
SRES	Special Report on Emmissions Scenarios
subk	subkontinental
suboz	subozeanisch
temp	temperate Zone
UFZ	Umweltforschungszentrum Leizig-Halle GmbH
WAM	Westamerika

WBK	Waldbodenkarte
WAS	Westasien
WSIB	Westsibirien
ZALF	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung

Zusammenfassung

Aufgrund des globalen Klimawandels sowie einer veränderten Landnutzung durch die Reformierung der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU werden gravierende Änderungen der Biodiversität in terrestrischen Ökosystemen erwartet. Insbesondere auf landwirtschaftlich ertragsschwachen Standorten der montanen Lagen ist mit einer Nutzungsaufgabe zu rechnen. Ebenso wird eine Aufforstung von Flächen im Rahmen der Waldmehrungsplanung stattfinden. Da Pflanzenarten der Bergwiesen sowohl an sehr spezifische Nutzungsformen als auch klimatische Lebensbedingungen angepasst sind, wird angenommen, dass diese Arten besonders stark durch Veränderungen ihrer Lebensräume aufgrund von Verbrachung aber auch durch zunehmend trockenere und wärmere Umweltverhältnisse bedroht sind.

Ziel dieser Arbeit ist es, die potentielle zukünftige Verbreitung von ausgewählten Pflanzenarten der Bergwiesen unter veränderten Umweltbedingungen für das Jahr 2020 im Freistaat Sachsen zu prognostizieren. Hierzu wurden die ökologischen Ansprüche der Arten anhand von beschreibenden statistischen Modellen zunächst identifiziert und quantifiziert. Ein Teilziel stellte hierbei die Evaluierung der Modelle in Bezug auf ihre Anpassungs- sowie Vorhersagegüte dar. Darüber hinaus bestand die Aufgabe, die veränderten Umweltparameter räumlich explizit vor dem Hintergrund möglicher Entwicklungsszenarien im Untersuchungsgebiet zu verteilen. Schließlich sollte die potentielle Verbreitung der Arten unter dem Einfluß sowohl der einzelnen als auch gekopppelten Effekte der Klima- und Landnutzungsszenarien prognostiziert und bewertet werden.

Die Quantifizierung der Beziehung zwischen den gegenwärtigen Umweltbedingungen und dem Vorkommen von 18 Pflanzenarten der Bergwiesen erfolgte artspezifisch mittels linearer, logistischer Regressionsmodelle (GLM). Hierbei gingen flächendeckend erhältliche, raumbezogene Datensätze zu Klima-, Boden-, Landnutzungs-/Biotoptyp- und Reliefparametern sowie der Pflanzenverbreitung auf Ebene der Mesoskala (2,7 x 2,7 km) in die Analyse ein. Ebenso wurden Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Umweltparametern in Form von zweifach-Interaktionen aber auch nichtlineare Zusammenhänge berücksichtigt.

Es wurden für alle Arten ökologisch sensible Modelle unterschiedlicher Komplexität, im Bereich von sechs (*Crepis mollis*) bis 38 (*Bistorta officinalis*) Parametern, erzeugt. Für zehn Arten wird die Verbreitung der Art anhand von Klima- und Landnutzungsparametern erklärt. Somit kann bestätigt werden, dass auf der Mesoskala eine Vielzahl von Parametern die gegenwärtige Verbreitung der Art beschreibt. Durch die Modelle für geklumpt vorkommende Arten, wie z.B. *Meum athamanticum* und *Cirsium heterophyllum*, können mindestens 69 % der Gesamtvarianz in der Artverbreitung erklärt werden. Eine geringe Anpassungsgüte weisen die Modelle für zerstreut verbreitete Arten, z.B. für *Linum catharticum* und *Dactylorhiza majalis*, mit einem erklärten Varianzanteil von maximal 23 %, auf. Eine Validierung der einzelnen Modelle anhand der AUC-Werte für einen unabhängigen Datensatz lässt erkennen, dass die am besten angepassten Modelle die höchste Vorhersagegüte besitzen.

Basierend auf den Vorgaben eines *Referenz-* bzw. *Teilliberalisierungsszenarios* des sozioökonomischen Modells RAUMIS wurden die Anteile potentiell brachfallender, gegenwärtig landwirtschaftlich genutzter Flächen auf Ebene der Landkreise anhand räumlicher Verteilungsregeln allokiert. Durch eine Diskriminanzanalyse erfolgte die Berechnung von standortbezogenen Entwicklungspotentialen, sowohl zu naturnahen Offenland- als auch Waldbiotoptypen, die den potentiell brachfallenden Flächen zugewiesen wurden. Die räumliche Verteilung gegenwärtig landwirtschaftlich genutzter und potentiell brachfallender Flächen ist im *Referenzszenario* sehr heterogen und weitestgehend auf die montanen Lagen begrenzt. Im Szenario *Teilliberalisierung* ist eine Verteilung dieser Fläche nahezu über das gesamte Untersuchungsgebiet zu erkennen. Hinsichtlich der zukünftigen Landnutzung ist im Szenario *Teilliberalisierung* ein Rückgang des Ackeranteils an der Landesfläche um 12 % auf 24,4 % zugunsten eines Anstieges des Grünlandanteils auf 34,4 % zu erkennen. Hierbei wird der Anteil extensiv genutzter Grünländer zunehmen und der Anteil intensiv bewirtschafteter Grünländer abnehmen. Die Zunahme bzw. Abnahme fällt unter dem Szenario *Teilliberalisierung* wesentlich stärker als im *Referenzszenario* aus. Die Projektionen des zukünftigen Klimas wurden ebenfalls räumlich explizit verteilt.

Anhand der Ergebnisse der beschreibenden Modelle wurde die zukünftige potentielle Verbreitung der jeweiligen Arten auf Grundlage der veränderten Klima- und Landnutzungsparameter vorhergesagt. Der Effekt der veränderten Parametergruppen wurde durch Einzel- bzw. kombinierte Szenarien ersichtlich. Eine Quantifizierung der Verbreitungsänderung im Jahr 2020 erfolgte anhand des Verhältnisses der unter Szenarienbedingungen vorhergesagten Vorkommen an den vom Modell vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommen. Hierbei wurde die Wahrscheinlichkeit an der Stelle des maximalen Kappa-Wertes als Schwellenwert für das Vorkommen einer

Art herangezogen. Für acht Arten wird eine Verkleinerung, für sechs Arten eine Verlagerung und für drei Arten eine Vergrößerung des gegenwärtig potentiell geeigneten Lebensraumes aufgrund der veränderten zukünftigen Lebensbedingungen prognostiziert. Hierbei fällt das Ausmaß der Verbreitungsänderung durch die Klimaänderung am stärksten aus. Demnach ziehen sich insbesondere *Crepis mollis, Rhinanthus minor* und *Lathyrus linifolius* unter einem Habitatverlust von bis zu 99 % in die höchsten montanen Lagen zurück und werden somit innerhalb des Untersuchungsgebietes stark bedroht sein. Effekte von Landnutzungsänderungen werden vor allem bei zerstreut verbreiteten Arten ersichtlich. Die Vergrößerung geeigneter Habitate kann am Beispiel von *Centaurea pseudophrygia* auf Klima- bzw. Landnutzungsänderungen, bei *Phyteuma nigrum* und *Phyteuma spicatum* weitestgehend auf den Temperaturanstieg zurückgeführt werden. Zudem kann der Habitatverlust einiger Arten in einem gewissen Maße durch Entstehung neuer geeigneter Habitate ausgeglichen werden, was sich im Fall der Art *Poa chaixii* auf Klimaänderung sowie bei *Alchemilla glaucescens* und *Arnica montana* auf eine Änderung der Landnutzung zurückführen lässt. Die Aufforstung hat bei allen Arten nur einen geringen Effekt auf die Verbreitungsänderung.

Generell sind montan verbreitete Arten am stärksten vom Habitatverlust betroffen. Demnach sollten montane Regionen im Fokus des Artenschutzes stehen, da sie zu wichtigen Rückzugsgebieten werden. Der hier verwendete Ansatz liefert insbesondere in Naturschutzbelangen eine erste Abschätzung möglicherweise dramatischer Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die Verbreitung der Bergwiesenarten. Um die Besiedlung der potentiell geeigneten Lebensräume zu ermöglichen, sollte zukünftig die Ausbreitung der Arten über große Distanzen sichergestellt werden und ggf. eine Translokation bzw. ein Monitoring sensibler Arten erfolgen. Ebenso ist es erforderlich Schutzgebietsgrenzen sowie schutzgebietsrelevante Pläne an die veränderten Umweltbedingungen anzupassen.

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Problemstellung

Klima- und Landnutzungsänderungen sind die Hauptursachen für Veränderungen der Biodiversität in terrestrischen Ökosystemen (Sala et al., 2000). Durch eine fortschreitende Liberalisierung des Welthandels und einer damit einhergehenden Reformierung der Gemeinsamen Agrarpolitik (Common Agricultural Policy, CAP) sowie deren Umsetzung in nationales Recht im Jahr 2003, werden gravierende Veränderungen in der Agrarstruktur und der Landnutzung erwartet (van Haarem, 2005). Besonders auf landwirtschaftlich unrentablen Standorten ist mit einer Änderung der bisherigen Nutzungsweisen zu rechnen. Für den Naturschutz ergeben sich daraus sowohl Chancen als auch Risiken: durch eine vermehrte Bereitstellung von Fördermitteln für Agrarumweltmaßnahmen sowie die Einführung von Auflagen bei Inanspruchnahme von Fördermitteln werden zunehmend Möglichkeiten zur Extensivierung von Grünlandstandorten geschaffen. Jedoch drohen auf ertragsschwachen Standorten, die ohne zusätzliche Förderung nicht mehr rentabel sind, großflächige Nutzungsaufgaben (DVL & NABU, 2005). Diese in der Vergangenheit oft weniger intensiv genutzten Gebiete besitzen aufgrund ihrer Heterogenität ein besonders hohes Naturschutz- und Biodiversitätspotential (Dauber, 2005). Nutzungsänderungen werden desweiteren im Rahmen der Umsetzung der Waldmehrungsplanung erfolgen, die eine Aufforstung landwirtschaftlich genutzter Offenlandstandorte mit dem Ziel der Erhöhung und gleichmäßigeren Verteilung des Waldflächenanteils Sachsens vorsieht (SMUL, 2000) bzw. §1 und §10 des SächsWaldG.

Der Anstieg der Temperatur sowie räumlich variierende Veränderungen der Niederschlagsmengen aufgrund des globalen Klimawandels zählen neben den Landnutzungsänderungen zu weiteren

treibenden Kräften der zukünftigen Verbreitungsänderung von Arten (Halpin, 1997). Fragen zur Eignung von Lebensräumen und der damit verbundenen Verbreitung, insbesondere geschützter bzw. bedrohter Arten sensibler Lebensräume, sind von großer Bedeutung, wenn es darum geht, Folgen zukünftiger Umweltveränderungen abzuschätzen und zu bewerten, neue Schutzgebiete zu planen bzw. bestehende Schutzgebiete an die veränderten Verbreitungsgrenzen der Arten anzupassen. Dabei werden Intensität und Ausprägung der Umweltveränderungen sowie das Ausbreitungpotential der entsprechenden Arten das Maß der zukünftigen Verbreitungsänderung, die Zusammensetzung von Artengemeinschaften und somit die Biodiversität bestimmen (Skov & Svenning, 2004). Zur Abschätzung der Auswirkungen von Klima- und Landnutzungswandel durch zukünftige Umweltszenarien auf die Verbreitung von Arten ist die Kenntnis ihrer ökologischen Ansprüche unerlässlich.

Aufgrund der guten Verfügbarkeit von sowohl biotischen, abiotischen als auch Prognosedaten zukünftiger Entwicklungen von Klima und Landnutzung sollen am Beispiel des Freistaates Sachsen mögliche Auswirkungen von Umweltveränderungen auf potentiell gefährdete Pflanzenarten abgeschätzt werden. Vorangegangene Untersuchungen (Peters & Darling, 1985) haben ergeben, dass insbesondere Lebensräume der montanen Lagen der Mittelgebirge sowie deren Arten von den Veränderungen betroffen sein werden. Dabei werden durch einen Anstieg der Temperatur die Arten mit engem Lebensraumspektrum in klimatisch geeignetere höhere Lagen verdrängt. Die Lebensräume mit dem kühlsten und feuchtestem Klima gehen dabei verloren. Dies wird insbesondere die Gruppe von Pflanzenarten der Bergwiesen betreffen, die zudem an besondere Landnutzungsformen gebunden sind (Böhnert, 1998). Waren die Pflanzengesellschaften der Bergwiesen vor wenigen Jahren noch durch die Intensivierung ihrer Nutzung gefährdet, so sind die heutigen Gefährdungsursachen hauptsächlich in der Verbrachung der Flächen aufgrund geänderter ökonomischer Rahmenbedingungen zu suchen (Böhnert, 1998). Die Bestände der Bergwiesenarten sowie deren Gemeinschaften werden gegenwärtig als gefährdet eingestuft (Böhnert et al., 2001) bzw. unterliegen einem Schutzstatus nach Anlage 1 der BArtSchV.

Aus Sicht des Naturschutzes sind Kenntnisse zu den Habitatansprüchen einer Art nötig, um ihren Erhalt zu sichern (Hovestadt et al., 1994). Mittels geeigneter statistischer Verfahren (Schröder, 2000; Hosmer & Lemeshow, 2000) lassen sich Art-Habitat-Beziehungen auf Grundlage von abiotischen Parametern sowie Art-Verbreitungsdaten quantifizieren. Arten mit spezifischen Lebensraumansprüchen und geringer Mobilität lassen sich besonders gut durch Modelle beschreiben (Morrison et al., 1998). Für den Freistaat Sachsen sind Daten zu topographischen, edaphischen und klimatischen Umweltfaktoren, Landnutzung und Biotopausstattung sowie Da-

ten zur Inzidenz (Vorkommen/Nichtvorkommen) von Pflanzenarten flächendeckend vorhanden. Um Vorhersagen über die Auswirkung zukünftiger Umweltveränderungen auf die Artverbreitung bzw. Lebensraumeignung treffen zu können, muss die zukünftige Ausprägung dieser Faktoren sowohl identifiziert als auch quantifiziert werden.

Mithilfe von Szenarien lassen sich anhand definierter Rahmenbedingungen (IPCC, 2001; Gömann et al., 2003) mögliche Entwicklungen der Landnutzung in die Zukunft projizieren (Weinbrenner, 2001). Im Freistaat Sachsen sind Prognoseergebnisse des regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems RAUMIS in Form von zukünftigen Landnutzungsanteilen auf Landkreisebene erhältlich (Gömann et al., 2003). Möchte man diese Daten mit der zukünftigen Verbreitung von Arten in Verbindung bringen, stellen sich sowohl Fragen zur Art der sich potentiell entwickelnden Biotoptypen bzw. Landnutzung als auch zur räumlich expliziten Disaggregierung dieser Daten.

1.2 Ziel der Arbeit

In dieser Arbeit soll die Auswirkung möglicher Klima- und Landnutzungsveränderungen auf die Verbreitung ausgewählter Pflanzenarten der Bergwiesen für das Jahr 2020 im Freistaat Sachsen betrachtet werden. Durch Anwendung eines geeigneten Modellansatzes sollen die Habitatansprüche der Arten bestimmt werden. Durch eine räumliche Verteilung der bereits vorhandenen Prognosedaten sollen des Weiteren die Auswirkungen der Klima- bzw. Landnutzungsänderungen auf den Verbreitungsraum der betrachteten Arten projiziert werden. Es wird das Ziel verfolgt, die durch Umweltveränderungen bedingten Gefährdungen bzw. Potentiale bezüglich der Entwicklung der einzelnen Arten im Freistaat Sachsen abzuschätzen und vor dem Hintergrund der Möglichkeiten und Einschränkungen dieser Herangehensweise zu bewerten und zu diskutieren.

Die drei Hauptziele der Arbeit werden im Folgenden genauer vorgestellt.

1. Modellentwicklung

   Im ersten Teil soll auf Grundlage der Ableitung der tatsächlichen Habitatansprüche der Zielarten eine *a priori*-Auswahl der beschreibenden Variablen erfolgen. Auf deren Grundlage werden sowohl Hypothesen zur Bedeutung einzelner Parameter als auch zu möglichen Auswirkungen der Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Verbreitung der einzelnen Arten aufgestellt. Anhand flächendeckender, raumbezogener Daten sollen die Habitatansprüche der Arten möglichst genau beschrieben werden. Es wird die Entwicklung

von Modellen angestrebt, die den Lebensraum der Arten anhand möglichst weniger erklärender Umweltparameter hinreichend genau beschreiben (Hosmer & Lemeshow, 2000). Im einzelnen werden folgende Fragen gestellt:

- Welche Umweltvariablen beschreiben die derzeitige Verbreitung einer Art?
- Welche Wechselwirkungen (Interaktionen) zwischen den einzelnen Variablen sollten in das Modell miteinbezogen werden und sind diese interpretierbar?

Ein weiteres Teilziel stellt die Evaluierung der Modelle dar, wobei die Vorhersagegüte sowohl an dem zur Kalibrierung verwendeten, als auch einem unabhängigen Datensatz getestet werden soll. Die Entwicklung von Modellen, die so komplex wie nötig und einfach wie möglich sind, steht dabei im Vordergrund. Zudem sollten die Modelle möglichst generalisierbar sein.

Hierbei steht die Beantwortung folgender Fragen im Vordergrund:

- Stimmen die Vorhersageergebnisse mit der beobachteten Verbreitung der Art überein?
- Inwiefern spiegeln die Modellergebnisse die tatsächlichen Habitatansprüche der Arten wieder?
- Sind die entstandenen Modelle auch auf andere Datensätze übertragbar?

2. Disaggregation der Szenarien

   In diesem Teil sollen mögliche Entwicklungen unter verschiedenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen bzw. unter Klimawandel in Sachsen formuliert sowie im Untersuchungsgebiet verteilt werden. Dabei werden Szenarien entwickelt, die sowohl die veränderte Ausprägung der Einzelfaktoren als auch Kombinationen dieser Faktoren in Form von Szenarienbündeln widerspiegeln. Um die vorhandenen Prognosedaten der Landnutzung des Jahres 2020 räumlich explizit zu verteilen, ist es erforderlich Flächen zu ermitteln, die potentiell von Landnutzungsänderungen betroffen sind. Das Ziel besteht darin, diesen Flächen anhand definierter Regeln einen der veränderten Landnutzung entsprechenden Biotop-/Landnutzungstyp zuzuweisen. Somit entstehen Datensätze, auf deren Grundlage Vorhersagen über die Verbreitung der Arten unter den veränderten Bedingungen getroffen werden können.

   Hierbei stellen sich folgende Fragen:

- Welche Landnutzungs-/Biotoptypen werden von Landnutzungsänderungen betroffen sein?
- Welche Regeln lassen sich finden, um Entwicklungspotentiale für Biotop-/Landnutzungstypen räumlich zu verteilen?
- Wie geeignet ist die CIR-Biotoptypen-/Landnutzungskartierung als Referenzdatenbasis, um die vorhandenen Prognoseergebnisse räumlich zu verteilen?

3. Vorhersage

   Ziel dieses Teils ist es, die Verbreitung der Arten unter den Szenarienbedingungen vorherzusagen und zu bewerten. Die Ergebnisse können als Grundlage zur Ausgestaltung bzw. Modifizierung von Maßnahmen des Naturschutzes, in Hinblick auf das Management und die Planung von Schutzgebieten, gesehen werden. Durch die Vorhersagen können potentielle Gebiete bzw. Arten identifiziert werden, für die besonderer Handlungsbedarf besteht.

   Dabei stehen folgende Fragen im Vordergrund:

   - Wie ist die Gefährdung der Bergwiesenarten unter den einzelnen Entwicklungsszenarien zu beurteilen?
   - Welche Arten werden ihren Verbreitungsraum innerhalb des Untersuchungsgebietes vergrößern, verkleinern bzw. beibehalten?
   - Welche Arten können möglichen Habitatverlust durch Besiedlung neuer potentiell geeigneter Habitate an anderer Stelle innerhalb des Untersuchungsgebietes ausgleichen?

Im Rahmen dieser Arbeit sollen die Ansprüche einer Art aus ihrer derzeitigen Verbreitung anhand statistischer Modelle abgeleitet werden. Auf Grundlage räumlich explizit verteilter Klima- und Landnutzungsprojektionen auf Ebene der Verbreitungsdaten wird schließlich die zukünftige potentielle Verbreitung der Arten vorhergesagt.

Kapitel 2

Theoretische Grundlagen und Begriffe

2.1 Umweltveränderungen in Sachsen

Im folgenden Abschnitt werden die im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigten Umweltveränderungen in Form von Landnutzungs- und Klimaänderungen bezüglich ihrer Ursachen und möglichen Folgen betrachtet.

2.1.1 Landnutzungsänderungen in Sachsen

Die landwirtschaftliche Flächennutzung hat maßgeblichen Einfluß auf die Zukunft der Kulturlandschaft sowie die Biodiversität. Durch die Umsetzung der EU-Agrarreform werden sich sowohl Chancen als auch Probleme für den Naturschutz in Agrarlandschaften ergeben. Im Folgenden werden die Grundzüge der Reform sowie die damit verbundenen Folgen für landwirtschaftlich genutzte Flächen kurz dargestellt. Auch soll auf die Möglichkeit der Aufforstung im Rahmen der Waldmehrung eingegangen werden.

Gemeinsame Agrarpolitik der EU

Der Grundstein für eine Neuausrichtung der EU-Agrarpolitik ab dem Jahr 2005 wurde bereits mit den Beschlüssen zur Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union, im Folgenden CAP (Common Agricultural Policy) genannt, im Juni 2003 gelegt. Im Wesentlichen besteht die CAP aus zwei Säulen. Die erste Säule betrifft die Markt- und Preispolitik und umfasst Direktzahlungen bzw. Preisstützung. Die Finanzierung erfolgt vollständig aus EU-Mitteln. Die

zweite Säule beinhaltet die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes und umfaßt z.B. Agrarumweltmaßnahmen und Ausgleichszulagen, die aus EU-Mitteln als auch durch die Länder kofinanziert werden (BMVEL, 2005).

Bisher stellten Direktzahlungen, die dem Abbau der Preisstützung entgegenwirkten, das zentrale Element der CAP dar. Da es für jeden Hektar Acker bis zum Jahr 2004 Direktzahlungen gab, war es durchaus rentabel auch ertragsschwache Flächen weiterhin zu nutzen, wodurch meist ökologisch wertvolle Ackerstandorte auf Sand- und Kalkböden weiter genutzt wurden (DVL & NABU, 2005). Auch die Stilllegung von Ackerflächen wurde prämiert, durfte aber einen Anteil von 33 % an der gesamten Ackerfläche nicht übersteigen. Für Grünland gab es keine Direktzahlungen, jedoch vielerorts eine Förderung im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen.

Folgen der Agrarreform

Die Umsetzung der EU-Agrarreform führt seit 2005 zur **Entkopplung der Direktzahlungen von der Produktionsmenge**. Die Bereitstellung dieser Mittel erfolgt demzufolge allein anhand der Flächengröße und ist zudem an **Mindeststandards** (*cross compliance*), z.B. Umweltstandards, gebunden (DVL & NABU, 2005). Die Kürzungen von Direktzahlungen der ersten Säule erfolgen zugunsten der Aufstockung von Mitteln der zweiten Säule (**Modulation**) und können für den Ausbau bestehender Agrarumweltmaßnahmen bereitgestellt werden. Aufgrund einer neuen Stilllegungsregelung können bis zu 100 % der Ackerfläche stillgelegt werden, was auf ertragsschwachen Standorten zu einer vollständigen Produktionsaufgabe führen kann. Auch Landschaftselemente wie Hecken, Tümpel, Lesesteinwälle und Feldraine zählen nach der neuen Regelung zur beihilfefähigen Fläche. Auf Dauergrünlandflächen kann es durch Entkopplung der Tierprämien ebenfalls zur Flächenstilllegung kommen. Auch besteht die Gefahr, dass nur noch aufwendig zu pflegende Flächen zukünftig beweidet werden, da lediglich ein Mulchgang pro Jahr als Mindestpflegeanforderung im Rahmen der *cross compliance* für Grünland vorgesehen ist. Obwohl das Mulchen eine gewisse Instandhaltung nicht mehr kultivierter Flächen ermöglicht, ist es auf vielen Standorten von geringem naturschutzfachlichem Wert, da es zur Verarmung von Grünlandgesellschaften beitragen kann. Zudem ist zu befürchten, dass für einige ökologisch wertvolle, schwer bewirtschaftbare Standorte keine Fördermittel beantragt werden und diese Flächen somit aus einer ökologisch verträglichen Nutzung fallen (DVL & NABU, 2005).

Generell wird durch die Reform der Agrarpolitik jedoch eine landwirtschaftliche Nutzung im Sinne des Naturschutzes, durch die Etablierung von Landschaftselementen, Extensivgrünland

oder auch Buntbrachen, erleichtert. Da die Flächennutzung aufgrund der Entkopplung der Direktzahlungen mancherorts nicht mehr rentabel ist, wird eine Extensivierung der Landnutzung gefördert. Auch könnten Agrarumweltmaßnahmen eine noch bedeutendere Rolle spielen und zur Erhaltung extensiver Nutzungsformen beitragen. Die Umsetzung des Naturschutzes in der Agrarlandschaft wird davon abhängen, wie sich die Bewirtschaftung auf Grenzertragsstandorten entwickelt und inwieweit schützenswerte Biotoptypen durch angemessene Nutzung weiterhin erhalten bleiben.

Waldmehrung

Der Waldanteil des Freistaates Sachsen liegt gegenwärtig bei 27,7 % an der gesamten Landesfläche und somit um 2,3 % unter dem Bundesdurchschnitt (LFP, 2005). Zudem ist die gegenwärtige Waldflächenverteilung im Untersuchungsgebiet sehr inhomogen. So sind das Erzgebirge sowie die Heidegebiete im Nordosten Sachsens zu ca. 80 %, die Lössebenen lediglich zu 3 % von Wald bedeckt. Auf Grundlage des SächsWaldG § 1 sowie des Landesentwicklungsplanes wird die Erforderlichkeit von Erstaufforstungen hervorgehoben. Daraufhin wurde eine Waldmehrungsplanung durchgeführt, welche die Rahmenbedingungen für eine verstärkte Aufforstungsaktivität liefert. Nach Aussagen des LFP (2005) liegt die Entscheidung zur tatsächlichen Aufforstung jedoch beim Grundstückseigentümer. Die im Rahmen der Waldmehrungsplanung identifizierten Flächen stellen demnach potentielle Aufforstungsflächen dar, die anhand von Vorzugflächen, wie z.B. Sanierungs- und Rekultivierungsgebieten, Biotopverbundstrukturen oder auch Flächen für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, ermittelt wurden.

2.1.2 Klimaveränderung global und regional

Im Laufe der Erdgeschichte hat es immer wieder drastische Veränderungen der Klimaverhältnisse gegeben. Eine Betrachtung der jüngsten Vergangenheit lässt seit der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts einen globalen Temperaturanstieg erkennen, der um 1940 ein erstes Maximum erreichte und sich in den letzten 30 Jahren erheblich verstärkt hat. Diese gravierenden Änderungen sind hauptsächlich auf eine anthropogene Beeinflussung des Klimas zurückzuführen. Nach Küchler & Sommer (2005) erfolgen diese durch eine Veränderung der Landnutzung, Eingriffe in den Stoffhaushalt und die Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre. Zudem hat sich durch die Verwendung fossiler Energieträger seit Beginn der Industriealisierung diese Beeinflussung extrem verstärkt und somit den Strahlungs- und Wärmehaushalt und damit

einhergehend die atmosphärische Zirkulation verändert.

Es besteht die Gefahr, dass die Stabilität des Klimas der letzten zehntausend Jahre durch immer stärker werdende anthropogene Einflüsse beendet wird. Die mittlere jährliche globale Lufttemperatur stieg im 20. Jahrhundert um 0,7 °C an. Da höhere Temperaturen sowohl den hydrologischen Zyklus von Verdunstung und Niederschlag antreiben, als auch die Wasserdampfspeicherkapazität der Atmosphäre erhöhen, kommt es zur Veränderung der regionalen Charakteristiken des Niederschlages und der Temperatur. Ebenso führt höhere latente Energie in der Troposphäre zu einer Zunahme von Extremereignissen wie Hitzeperioden, Stürmen oder auch Starkniederschlägen.

Eine Betrachtung regionaler bzw. lokaler Klimaveränderungen lässt im Vergleich zu globalen Mittelwerten eine wesentlich höhere zeitliche Variabilität erkennen (Schönwiese & Rapp, 1997). Sächsische Klimadatenreihen lassen aufgrund der großräumig veränderten Zirkulation einen Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 0,9 °C, mit den stärksten Anstiegen im Winter, eine Zunahme der Winterniederschläge sowie eine starke Abnahme der Sommerniederschläge von 10 bis 30 %, insbesonders in Nordsachsen, erkennen.

Mittels globaler Klimamodelle können anhand möglichst zuverlässiger globaler Randbedingungen, wie die der SRES-Emissionsszenarien im nachfolgenden Abschnitt 2.2.1, mögliche Veränderungen des Klimasystems durch Berechnung statistischer Kenngrößen (z.B. Temperaturmittelwerte) unter sich wandelnden Randbedingungen simuliert werden.

Aufgrund der sehr groben Auflösung lassen sich anhand globaler Klimamodelle nur begrenzt Aussagen über die Klimaentwicklung einer Region, z.B. Sachsen, treffen. Demzufolge wurde auf Basis regionaler Szenarien ein regionales Klimamodell entwickelt anhand dessen mögliche Veränderungen von Temperatur und Niederschlag ermittelt werden, die je nach Region und Relief unterschiedlich ausfallen (Küchler & Sommer, 2005). Einige Ergebnisse dieser Simulationen werden vor dem Hintergrund des relativ moderaten Emissionsszenarios B2 (Abschnitt 2.2.1) für Sachsen im Jahr 2050 im Folgenden kurz vorgestellt. So steigt die mittlere Lufttemperatur Sachsens in den kommenden 50 Jahren um ca. 2 °C. Hitze- und Dürreperioden werden im Sommerhalbjahr wesentlich häufiger auftreten. Der Temperaturanstieg wird im Winter am stärksten sein, wobei kaum geographische Unterschiede für diese Art von Veränderung innerhalb des Untersuchungsgebietes existieren. Es wird eine Zunahme der mittleren Niederschlagssummen im Winter, jedoch ein deutlicher Rückgang des mittleren Sommerniederschlages erwartet. Die Niederschlagsabnahmen fallen in Ost- und Nordsachsen mit bis zu 30 % am stärksten aus; im Vogtland und Westerzgebirge sind aber auch geringe Zunahmen zu verzeichnen, wodurch

signifikante geographische Unterschiede in der Niederschlagsentwicklung erkennbar werden.

Auswirkungen des Klimawandels auf Ökosysteme

Gemäß den eben aufgeführten Projektionen wird sich der Klimawandel innerhalb einer relativ kurzen Zeitspanne vollziehen. Im Untersuchungsgebiet werden demnach alle Teile des Naturhaushaltes, insbesondere jedoch aquatische und terrestrische Ökosysteme, betroffen sein (Küchler & Sommer, 2005). Als direkte Wirkungen, z.B. der Temperaturerhöhung, werden die Bedingungen für die Lebensvorgänge und somit auch die Standorteigenschaften verändert. So bedingt eine gesteigerte Aktivität von Mikroorganismen im Boden eine gesteigerte Mineralisierung bzw. Nährstofffreisetzung. Veränderungen von Bodeneigenschaften, des Wasserhaushaltes oder anderer Habitateigenschaften sind indirekte Folgewirkungen. So wirken sich Niederschläge auf die Bodenfeuchte aus und bestimmen somit die Verteilung von Pflanzenarten im Raum. Da Tier- und Pflanzenarten mehr oder weniger an spezifische klimatische Bedingungen angepasst sind, können sie nur in einem bestimmten biogeographischen Raum überleben. Arten reagieren individuell auf Klimaänderungen mit Verbreitungsänderung, wobei es zur Veränderung von Konkurrenzbedingungen kommt, die mit einer Veränderung der Dominanzverhältnisse und der Abundanz im jeweiligen Verbreitungsgebiet einhergehen. Somit können bestimmte Arten zurückgedrängt, andere Arten gefördert werden.

Insbesondere Arten mit enger Standortbindung können durch die veränderten Bedingungen vom Aussterben bedroht sein. Im Gebiet Sachsens kann dies vor allem boreal als auch arktisch-alpin verbreitete Arten betreffen, die innerhalb des Untersuchungsgebietes in isolierten kühlen Reliktarealen, wie z.B. in Gewässern und Mooren des Tieflandes, kühlen Tälern und Wäldern sowie Heide- und Rasengesellschaften im Bergland, vorkommen. Diese Arten müssten sehr große Distanzen von mitunter mehr als 100 km überwinden um auf geeignete Lebensverhältnisse zu treffen (Klose, 2000).

Auch Arten bzw. Ökosysteme kühl-feuchter Standorte, insbesondere Berg- bzw. Buchen- und Fichtenwälder des Tieflandes aber auch Gebirgsregenmoore, hygrophile Hochstaudenfluren und Biotope mit Bindung an hohe Grundwasserstände, wie z.B. Feuchtwiesen, Niedermoore, Auen- und Bruchwälder, werden von Arealverschiebung bzw. -verlust betroffen sein (Küchler & Sommer, 2005).

Leuschner & Schipka (2004) erwähnen zudem die Ausbreitung von ursprünglich submediteran, mediteran oder atlantisch verbreiteten Arten mit hohen Wärmeansprüchen in die immer wärmer

und trockener werdenden Bereiche Sachsens. Es ist von einer Verschiebung der Vegetationszonen um 200 - 300 km polwärts bzw. um 200 Höhenmeter auszugehen. Infolge dessen können montane Waldgesellschaften durch mesophile bis wechseltrockene Wälder abgelöst werden. Im Tief- und Hügelland werden die Lebensbedingungen zunehmend für die Etablierung von Trockenrasen bzw. Trockenwäldern und -gebüschen geeignet sein. Auch zahlreiche Neophyten bzw. synathrope Arten, auf stark anthropogen geprägten Standorten, werden sich ausbreiten können. Durch zeitgleiche Zu- und Abwanderungsprozesse von Arten, Umbildung der Ökosysteme bzw. Anpassung von Arten an die veränderten Umweltbedingungen ist nach Klose (2000) über längere, geologische Zeiträume mit einer Zunahme der Biodiversität zu rechnen.

2.2 Szenarien

Die zukünftige Entwicklung der Umwelt ist oftmals nicht vorhersagbar. Um Folgen von Veränderungen auf die Entwicklung komplexer Systeme bewerten zu können, stellen Szenarien nach Jenkins & Wright (1987) das Hauptwerkzeug zur Darstellung hypothetischer Entwicklungsmöglichkeiten dar.

Nach IPCC (2001) ist ein Szenario eine *„koherente, in sich konsistente und plausible Beschreibung eines möglichen Zustandes der Welt“*. Ein Szenario lässt sich demnach als alternatives Bild einer zukünftigen Entwicklung, jedoch keinesfalls als Prognose beschreiben. Projektionen in Form geschätzter, quantitativer Ergebnisse anderer Modelle[1] können in ein Szenario einfließen. Um die Unsicherheiten in diesen Projektionen zu berücksichtigen, werden oft mehrere Szenarien verwendet. Des Weiteren können Szenarien ein Verbindungsglied zwischen qualitativ erzählenden Beschreibungen (*storylines*) und quantitativen Ergebnissen vorhandener Modelle darstellen (Kankaanpää & Carter, 2004), worauf im Folgenden näher eingegangen wird.

2.2.1 SRES-Szenarien

Die möglichen Umweltveränderungen des 21. Jahrhunderts werden in Abhängigkeit von sozialen, demographischen, technologischen, ökonomischen sowie ökologischen Entwicklungen unterschiedlich ausfallen. Eine Beschreibung dieser Veränderungen liefern die des SRES-*storylines* (Special Report on Emmissions Scenarios)[2]. Im Folgenden sollen lediglich die *storylines* von

[1] Dies können Parameter aus Klimamodellen oder auch Landnutzungsänderungen aus sozioökonomischen Modellen sein.

[2] Diese qualitativ erzählenden Szenarien dienen der Abbildung einer Vielzahl von treibenden Kräften der Emission von Treibhausgasen. Demnach beschreibt jede *storyline* eine andere Welt.

drei Szenarien näher betrachtet werden, die im weiteren Verlauf der Arbeit in Bezug auf die Klimaänderungen im engeren Sinne sowie den Landnutzungsänderungen im weiteren Sinne Anwendung finden. Die zweidimensionale Ausrichtung in Abbildung 2.1 zeigt dabei die relative Entwicklungsrichtung bezüglich verschiedener Zusammenhänge.

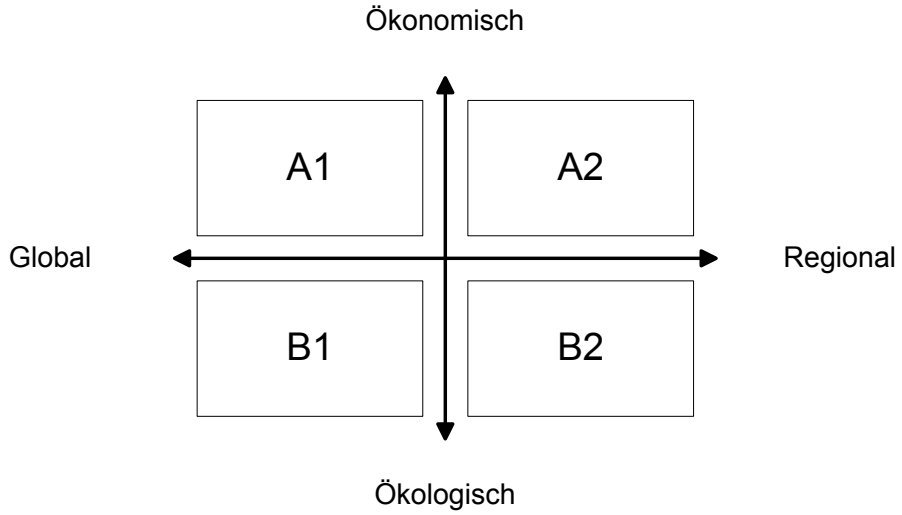


Abbildung 2.1: Zuordnung der SRES-Szenario-storylines bezüglich möglicher Entwicklungen, verändert nach Rounsevell et al. (2003)

A1-storyline

In diesem Szenario wird eine Welt mit schneller sowie erfolgreicher wirtschaftlichen Entwicklung beschrieben (IPCC, 2001). Die ökonomischen Unterschiede zwischen entwickelten Ländern und Entwicklungsländern werden möglicherweise ausgeglichen. Mittels der Inwertsetzung der Umwelt wird ein Übergang vom reinen Schutz der Natur zum Management natürlicher Ressourcen als auch der Leistungen der Umwelt (*ecosystem services*) stattfinden (Kankaanpää & Carter, 2004). Somit kann dieses Szenario auch als pessimistisch sowie global rein wachstumsorientiert angesehen werden. Im Rahmen einer fortschreitenden Liberalisierung wird bezüglich der Agrarpolitik eine Verstärkung der dualen Entwicklung der Landnutzung erfolgen. Somit wird die landwirtschaftliche Nutzung auf ertragreichen Standorten weiter intensiviert, auf Grenzertragsstandorten jedoch zunehmend eingestellt. Nähere Ausführungen hierzu finden sich im Abschnitt 2.2.2.

A2-storyline

Dieses ebenfalls pessimistische, regional rein wachstumsorientierte Szenario beschreibt eine differenzierte Welt hin zur Selbständigkeit der jeweiligen Regionen, einschließlich der Bewahrung

lokaler Indentitäten (IPCC, 2001). Die wirtschaftliche Entwicklung ist regional ausgerichtet und geht langsamer voran als in den anderen *storylines*. Das Ausmaß der Umweltzerstörung ist regional verschieden, während globale Umweltprobleme kaum Beachtung finden (Kankaanpää & Carter, 2004).

B2-storyline

Dieses sehr optimistische, lokal-ökologisch orientierte Szenario beschreibt eine Entwicklung hin zu Lösungsstrategien bezüglich ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit auf regionaler und lokaler Ebene. Es ist ein Trend zu lokaler Selbständigkeit zu beobachten, während der Einfluss internationaler Institutionen zurückgeht (IPCC, 2001). Der Schutz und die Entwicklung der Umwelt werden vorangetrieben, indem regionale Umweltprobleme erfolgreicher auf lokaler Ebene behandelt werden. Das Management der Landnutzung wird ebenfalls in die regionale Ebene integriert (Kankaanpää & Carter, 2004).

2.2.2 Landnutzungsszenarien

Die im vorangegangenen Abschnitt in Form von *storylines* angeführten Szenarien werden als qualitative Entwicklungsrahmen für eine Vielzahl von Modellen genutzt. Eine Möglichkeit diese Vorgaben für den Teilbereich Landwirtschaft und Agrarpolitik zu konkretisieren, bietet das Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem RAUMIS (Gömann et al., 2003). Es handelt sich hierbei um ein sozioökonomisches Landnutzungsmodell, das auf Grundlage von Szenarien zukünftige Änderungen der Landnutzung abbildet. Da in diesem Modell lediglich die Landwirtschaft betrachtet wird, kann auch von einem Sektormodell gesprochen werden, das die Zusammensetzung der Landnutzung unter veränderten sozioökonomischen und politischen Rahmenbedingungen darstellt (Zebisch, 2004). Durch Regionalisierung makroskaliger Einflussfaktoren des globalen Wandels wurde das Anpassungsverhalten der Landwirtschaft simuliert. Somit können überregionale Einflussfaktoren des globalen Wandels unter Berücksichtigung der EU-Agrarpolitik dargestellt werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Ergebnisse von RAUMIS herangezogen, welche für das Gebiet des Freistaates Sachsen in einer Datenbank in Form von Anbauanteilen der einzelnen Produktionsverfahren auf Ebene von 22 Modellkreisen (Abbildung A.14 im Anhang) vorliegen. Diese entsprechen weitestgehend der administrativen Abgrenzung der Landkreise und somit einer Auflösung auf der unteren Makroskala (FAL, 2002). Durch die räumliche und zeitliche Differenzierung auf Landkreisebene werden heterogene Stand-

ortfaktoren und unterschiedliche Betriebsstrukturen weitgehend berücksichtigt. Neben den aus Flächenerhebungen stammenden Referenzdaten des Jahrganges 1999 sind Ergebnisse der Projektionen für die Szenarien **Referenz** und **Teilliberalisierung** jeweils für das Jahr **2020** dargestellt. In der vorliegenden Arbeit werden die im Folgenden dargestellten Szenarien betrachtet.

Referenzszenario 2020

Um die Wirkung veränderter Landnutzung aufgrund alternativer agrar- und agrarpolitischer Maßnahmen auf die Verbreitung von Arten zu analysieren, ist es zweckmäßig ein Referenzszenario für den Zeithorizont 2020 zu verwenden. Die Ableitung dieses RAUMIS-Referenzszenarios erfolgte unter Einfluß umfangreichen Expertenwissens und kann in erster Linie zur Wirkungsanalyse verschiedener Entwicklungszenarien herangezogen werden. Demzufolge liegt diesem Szenario die Annahme zugrunde, dass die zum Zeitpunkt der Berechnung der RAUMIS-Ergebnisse herrschenden agrarpolitischen Rahmenbedingungen[3] bis zum Jahr 2020 beibehalten werden. Diese sind nach Gömann et al. (2003) u.a. wie folgt ausgestaltet:

- Der Anteil der stillgelegten Fläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) darf 50 % nicht überschreiten.
- Die Ankaufspreise für Milchprodukte sinken. Es erfolgt eine Kompensation der Verluste durch Direktzahlungen.
- Es werden flächenbezogene Prämien für Getreide-, Ölsaaten- und Eiweißpflanzenerzeuger gezahlt.
- Es erfolgt eine Subventionierung des Getreideexportes.

Projektionen für den Raum des Einzugsgebietes der Elbe (Gömann et al., 2003), das nahezu den gesamten Bereich der neuen Bundesländer einschließt und deren Tendenzen auch auf das Untersuchungsgebiet übertragen werden können, lassen unter den Bedingungen des Referenzszenarios folgende Tendenzen der Entwicklung landwirtschaftlich genutzter Flächen[4] erkennen (Gömann et al., 2003):

[3] Dies schließt die sukzessive Umsetzung der agrarpolitischen Maßnahmen der Agenda 2000 ein, die bereits 1992 durch die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik eingeleitet wurde.

[4] Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) wird in RAUMIS in Ackerland, Dauergrünland, Dauer- und Sonderkulturen sowie nicht genutzte landwirtschaftliche Fläche eingeteilt.

- Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) verringert sich bis zum Jahr 2020 um jährlich 0,2 % [5].
- Ansonsten gibt es nur geringfügige Änderungen der Anteile von Acker bzw. Dauergrünland an der LN, da Rahmenbedingungen nahezu unverändert bleiben.

Teil-Liberalisierung

Dieses Szenario nutzt den Entwicklungsrahmen der SRES-*storyline* A1 und geht von einer fortschreitenden Liberalisierung der Landwirtschaft bzw. Agrarpolitik bis ins Jahr 2020 aus (Gömann et al., 2003). Durch die EU-Osterweiterung und WTO-Verhandlungen besteht der Druck die CAP weiter zu liberalisieren, um sowohl finanziellen Defiziten als auch dem wettbewerbsverzerrenden Charakter von Zahlungen, die an Produktionsmengen gekoppelt sind, entgegenzuwirken (Gömann et al., 2003). Um lediglich die veränderte landwirtschaftliche Nutzung zu berücksichtigen, bleiben klimatische Veränderungen unberücksichtigt. Vor dem Hintergrund einer Liberalisierung der CAP liegen diesem Szenario gegenüber dem *Referenzszenario 2020* folgende Annahmen zugrunde:

- Subventionen für Getreide, Milch und Rindfleisch fallen weg.
- Es erfolgt eine Entkopplung von Direktzahlungen, indem Flächen- und Tierprämien unabhängig von der Produktionmenge gezahlt werden.
- Die Produktionsauflagen werden wegfallen[6].

Unter den soeben genannten Bedingungen einer Liberalisierung werden unterschiedliche Wirkungen auf die Zusammensetzung der landwirtschaftichen Nutzfläche projiziert. Aus Projektionen zur Entwicklung der Landnutzung aus dem Einzugsgebiet der Elbe lassen sich nach Gömann et al. (2003) folgende Tendenzen der Anpassung erkennen .

- Es erfolgt eine Zunahme der nicht landwirtschaftlich genutzten Fläche auf einen Anteil, der besonders auf ungünstigen Standorten nahezu der Hälfte der LN entspricht.
- Es werden sich möglicherweise extensive Landnutzungsformen[7] entwickeln.
- Der Grünlandanteil wird aufgrund verringerter Rindfleischproduktion zurückgehen.

[5] Dies ist sowohl auf die Ausdehnung der prämierten Flächenstilllegungen, als auch auf das Brachfallen von Grünlandflächen zurückzuführen.

[6] D.h. keine Pflicht bestimmte Anteile der LN stillzulegen, bzw. stillgelegte Flächen in einem landwirtschaftlich nutzbaren Zustand zu halten; keine sonstigen Auflagen.

[7] Diese können aufgrund einer anderen Verschlüsselung nicht in RAUMIS berücksichtigt werden.

Kapitel 3

Untersuchungsgebiet und -gegenstand

Im folgenden Abschnitt werden sowohl das Untersuchungsgebiet anhand seiner Lage und Natur- und Landschaftskomponenten, als auch die einzelnen Bergwiesenarten, die den Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit darstellen, beschrieben.

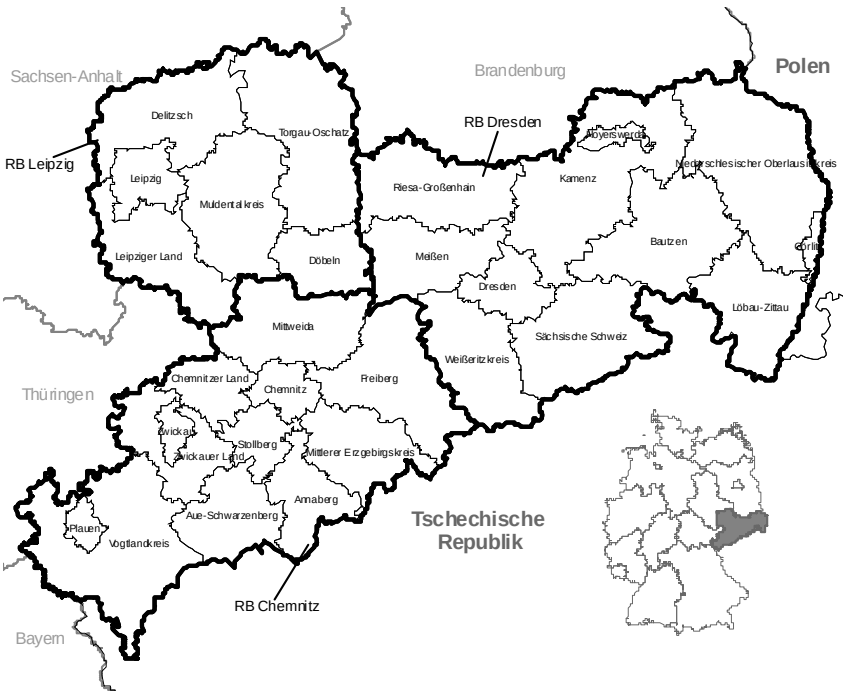


Abbildung 3.1: Lage und administrative Gliederung Sachsens in Regierungsbezirke und Landkreise

3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, der Freistaat Sachsen, erstreckt sich über eine Fläche von ca. 18400 km^2 und wird von 4,38 Mio. Einwohnern[1] bewohnt. Sachsen liegt im Osten der Bundesrepublik Deutschland und grenzt an die Bundesländer Sachsen-Anhalt, Bayern, Thüringen und Brandenburg sowie im Süden an die Tschechische Republik und im Osten an die Republik Polen. Die größten Städte sind Leipzig, Dresden und Chemnitz, die auch namensgebend für die drei Regierungsbezirke sind. Eine weitere administrative Gliederung erfolgt in 22 Landkreise sowie sieben kreisfreie Städte (Abb. 3.1), die wiederum in insgesamt 511 politisch selbständige Städte und Gemeinden eingeteilt sind.

3.1.1 Naturräumliche Gliederung

Die Naturausstattung Sachsens ist sehr vielschichtig. Dafür ist zum einen das Zusammenwirken des geologischen Untergrundes, der Böden, des Reliefs, des Klimas, der Tier- und Pflanzenwelt und zum anderen die Einflußnahme des Menschen über die Landnutzung verantwortlich. Aufgrund der relativ stabilen naturbedingten Merkmale lassen sich Naturräume definieren, die auch als Makrochoren (Großlandschaften) bezeichnet werden (siehe Abb. 3.2). Sachsen lässt sich durch Aggregierung der Makrochoren in acht Mikroregionen gliedern.

Innerhalb Sachsens sind Anteile an drei europäischen Naturregionen zu erkennen: dem Europäischen Tiefland mit der Sächsisch-Niederlausitzer Heide und einem Flächenanteil von 18 %, dem Lössgürtel mit dem Sächsischen Lössgefilde und einem Anteil von 49 % sowie der Mittelgebirgsschwelle mit dem Sächsischen Bergland und den Mittelgebirgen und einem Anteil vom 33 %. Die Besonderheiten dieser Einheiten sollen nach Bastian & Syrbe (2005) bzw. Borsdorf (2000) im folgenden nur grob umrissen werden. Zur detaillierteren Darstellung wird an dieser Stelle auf Richter (1995) verwiesen.

Das Sächsisch-Niederlausitzer Heideland ist durch stark verwitterte, nährstoffarme Böden sowie einen zumeist hohen Grundwasserstand geprägt, der durch den unterirdischen Zustrom vom Gebirge zustande kommt. Diese Naturregion ist Teil des Altmoränengebiets Altmark-Fläming-Lausitz. Die einzelnen Makrochoren dieser Region sind infolge des Braunkohletagebaus technogen überprägt, wodurch das Landschaftsbild stark verändert wurde. Durch Entwässerungen kam es zudem vielerorts zu Grundwasserabsenkungen. Gebietsweise ist ein großer Reichtum an Gewässern vorzufinden.

[1] Stand 30.09.05.

Die Sächsischen Lössgefilde nehmen fast die Hälfte des Freistaates Sachsens ein. Diese Region ist sehr waldarm und besitzt große Nutzflächenblöcke. Das Gebiet ist traditionell stark landwirtschaftlich geprägt und verfügt über ein dichtes Netz an ländlichen Siedlungen.

Die Naturregion des Sächsischen Berglandes und der Mittelgebirge nimmt ein Drittel der sächsischen Landesfläche ein. Aufgrund des geologischen Untergrundes und der Höhenstufen ist die Naturraumausstattung in diesem Gebiet sehr abwechslungsreich.

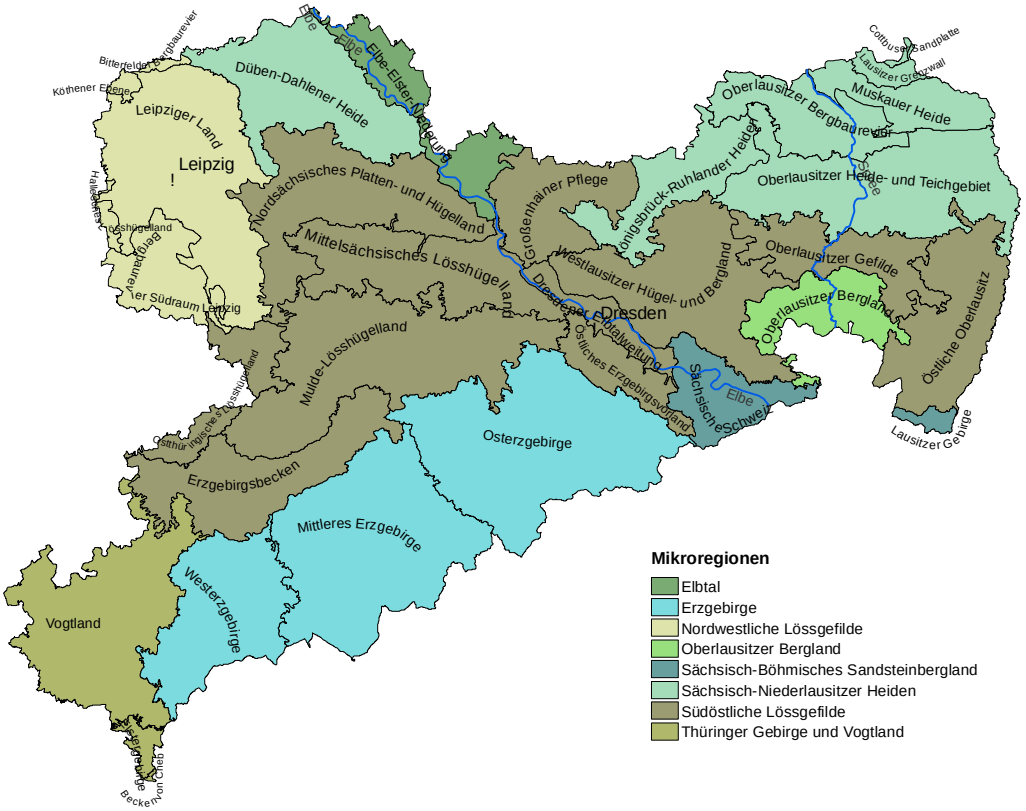


Abbildung 3.2: Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes

3.1.2 Klima

Das Klima Sachsens lässt sich der warm-temperierten Klimazone der gemäßigten Breiten mit feucht-temperierten Klima zuordnen. Abwandlungen des Klimas lassen sich größtenteils auf den Einfluss das Makroreliefs zurückführen. So werden Höhenstufeneffekte zumeist von Luv- und Lee-Effekten überlagert (Richter, 1995). Im deutschlandweiten Vergleich lässt sich aufgrund der östlichen Lage eine zunehmend kontinentale Ausprägung erkennen (Küchler & Sommer, 2005). Aufgrund der deutlichen Reliefgliederung lassen sich nach Küchler & Sommer (2005) folgende

Klimazonen innerhalb Sachsens unterscheiden:

- Deutsches Mittelgebirgsklima (Erzgebirge, Vogtland)
- Deutsches Berg- und Hügellandklima (Mittelgebirgsvorland, Elbsandsteingebirge)
- Ostdeutsches Binnenlandklima (Leipziger Tieflandsbucht, Lausitz, Elbtal)

Der Übergang vom Gebirgsklima zum Klima des Gebirgsvorlandes (mit jährlichen Niederschlagssummen von 650 mm - 750 mm/Jahr) verläuft im Bereich zwischen 250 m - 300 m Höhe über N.N., im vogtländischen Leebereich bis zu 100 m darüber. Häufige Trockenphasen und monatliche Niederschlagssummen von unter 40 mm sind dagegen für das Tieflandklima bezeichnend.

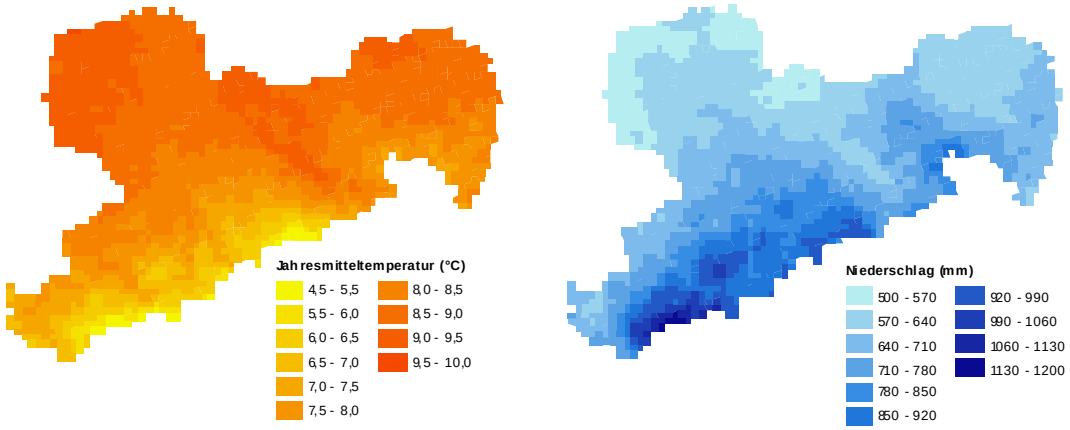


Abbildung 3.3: Mittlere Jahrestemperatur und mittlerer Jahresniederschlag des Zeitraumes 1961-1990 in Sachsen

Die Niederschlagsmenge ist neben der Höhe über N.N. von der relativen Lage zur Hauptwindrichtung abhängig. Durch die vorrangig herrschenden Westwinde, die feuchte, ozeanische Lufmassen mit sich bringen, werden im Mittelgebirgsraum Luv- und Lee-Effekte bemerkbar, die auf kleinstem Raum, aber auch bis ins Tiefland wirken. Entsprechend kommt es im Mittelgebirgsraum aufgrund des Reliefs zu starken klimatischen Unterschieden auf verhältnissmäßig engem Raum (Richter, 1995). Hohe Sommerniederschläge an der Nordseite des Erzgebirges sind daher relativ häufig. Wird also durch die NW-Winde eine starke Wolkenbildung verursacht, so ist der Nordwesten Sachsens vom Regenschatten des Harzes geprägt (Borsdorf, 2000). Diese Gebiete sind bezüglich ihres Feuchteregimes deutlich kontinentaler als Teile Mittel- und Ostsachsens. Das ostsächsische Tief- und Hügelland ist somit niederschlagsreicher als mitteldeutsche Gebiete.

Die jährlichen Niederschlagssummen liegen zwischen 400 mm im Tiefland und 1300 mm im oberen Westerzgebirge (Abb. 3.3). Insgesamt höhere Niederschlagsmengen sind im Lausitzer Bergland im Vergleich zum Erzgebirgez zu verzeichnen (Borsdorf, 2000). Aufgrund von Föhneffekten, die durch warme, abgeregnete und somit trockene Luftmassen hervorgerufen werden, kommt es sowohl im Erzgebirgsvorland als auch in den meisten Flusstälern häufig zu Trockenheiten.

Durch abfließende Kaltluft sind die Hanglagen der Gebirge meist temperaturbegünstigt, während sich in Senken und Mulden, insbesondere am Nordrand des Erzgebirges, Kaltluft sammeln kann. In der Leipziger Tieflandsbucht lässt sich neben der o.g. hygrischen zudem eine thermische Kontinentalität (kalte Winter, warme Sommer) verzeichnen. Die mittleren Jahrestemperaturen Sachsens liegen zwischen 2,8 °C (Fichtelberg) und 9,3 °C (Leipzig).

Klimabedingt lassen sich einige **floristische Besonderheiten** im Untersuchungsgebiet beobachten (Borsdorf, 2000). Innerhalb der wärmeliebenden Pflanzenarten sind vor allem die kontinentalen Arten anzutreffen, während mediterane Arten sehr selten sind. Des Weitern werden besonders in Gebirgsregionen mit dicker Schneedecke einige atlantische und subatlantische Arten zu Gebirgspflanzen. Eine klimatische Sonderstellung kann auch dem Gebiet der Sächsischen Schweiz zugesprochen werden, wo aufgrund kühler, feuchter Schluchten und einer verminderten nächtlichen Ausstrahlung in bewaldeten Bereichen ebenfalls Verhältnisse vorherrschen, die dem atlantischen Klima ähneln (Borsdorf, 2000).

3.1.3 Relief

Das Relief Sachsens (Abb. 3.4), gegliedert nach Makro-und Mesoformen, ist grob betrachtet durch die geomorphologischen Unterschiede zwischen den Gebieten östlich und westlich der Elbe sowie der Abnahme des Deckgebirges und einem Anstieg der Oberfläche von Nord nach Süd gekennzeichnet (Richter, 1995). Im südöstlichen Bereich des Elbtales, geprägt durch klammartige Felsformationen und -wände sowie Tafelberge im Sandstein, sind wesentliche Unterschiede zum Relief des Erzgebirges und des Oberlausitzer Berglandes zu erkennen. Nach Nordwesten schließt sich das Meißen-Diesbarer-Engtal und die Riesaer Talbucht an. Weiter westlich, im Bereich des Leipziger Landes steigt die Oberfläche nach Süden und Südosten hin an und deutet den Übergang zum Hügelland an. Das Relief ist in diesem Bereich sowohl von Fest- als auch von Lockergestein geprägt. Des Weiteren ist eine Zunahme der Tiefe der Täler zu verzeichnen.

Noch weiter westlich vollzieht sich der Übergang vom Lösshügelland in die Hochflächen des

Vogtlandes (Richter, 1995). In Richtung des Anstieges zum Erzgebirgskamm werden die Täler im Vergleich zum Vogtland wesentlich tiefer und auf kleinerer Fläche dichter. Da sich die Elster-Eiszeit bis zum Rand des Erzgebirges erstreckte, lassen sich viele Bereiche Mitteldeutschlands dem Altmoränengebiet zuordnen. So sind die glazialen Formen im östlichen Gebiet des Petersberges bei Halle als Hügelländer bzw. flache Wälle ausgebildet. Eine Besonderheit innerhalb Nordsachsens bildet das Nordsächsische Platten- und Hügelland mit seinen felsigen Kuppen, Endmoränen und Höhen. Zudem wechseln hier auf kleinstem Raum Sand- und Lössdecken. Diese Erscheinungen sind ansonsten für größere Flächen im Gebiet Ostsachsens typisch (Richter, 1995).

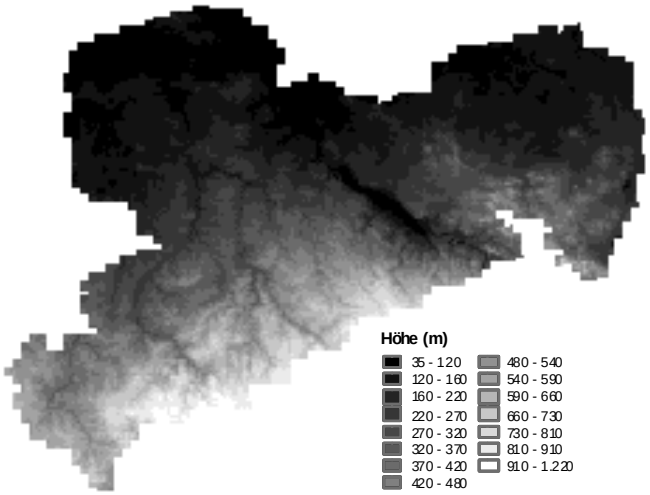


Abbildung 3.4: Höhe über N.N. im Untersuchungsgebiet

In Ostsachsen bilden Lössdecken nur im Oberlausitzer Gefilde, der Großenhainer Pflege der östlichen Oberlausitz größere Flächen, die durch Frostschuttdecken unterbrochen sind. Dabei sind glaziale Formen innerhalb der Lössdecken wenig ausgeprägt, während Sachsen oberhalb der nördlichen Lössgrenze in eine Vielzahl von Formenelementen gegliedert ist.

Im Gebiet zwischen Neiße und Schwarzer Elster, der Muskauer Heide, haben tief entwässerte Talsande zur Entstehung von Binnendünen geführt.

3.1.4 Böden

Die Abgrenzung der Bodenregionen Sachsens erfolgt im Wesentlichen durch die gebirgswärtige und nördliche Lössgrenze. Dabei folgt die nördliche Lössgrenze weitestgehend der Naturraumgrenze, während die Grenze zwischen Löss- und Gebirgsregionen stärker von dieser abweicht. Richter (1995) teilt die Bodendecke Sachsens in drei Bodenregionen ein:

- Staugley-, Gley- und Braunpodsolregion der Niederlaustiz
- Fahlerde-Staugley-Region Sachsens
- Braunerde-, -staugley- und -podsol-Region des Erzgebirges

Die einzelnen Bodenregionen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Komplexität, hervorgerufen durch verschiedene Begleitbodentypen, und ihrer Heterogenität; so bilden Substrate aus Auenlehm und Schuttdecken in der Löss-Fahlerde-Staugley-Region eigene Mosaike.

Während östlich des Elbtals die Heterogenitäten an anstehendes Gestein und glaziale Sedimente gebunden sind, sind die von der eigentlichen Bodenregion abweichenden Mosaike westlich des Elbtals an Täler und an den Erzgebirgsfuß gebunden. Hier liegt der Anteil der lössbestimmten Böden somit nie über 60 %. Eine größere Komplexität ist in der Bodenregion des Erzgebirges zu verzeichnen. Dies kommt insbesondere anhand des hohen Anteils von 90 % an bodenformengesellschaftstypischen Mosaiken zum Ausdruck und lässt sich auf die klimatische und paläoklimatische Bodenhöhenstufengliederung zurückführen. Die räumliche Heterogenität ist in dieser Bodenregion im Vergleich zur Komplexität eher mäßig, da sich der Wechsel von Tälern und Hochflächen relativ häufig wiederholt. Andere Bodenregionen, die nur zu sehr kleinen Teilen im Untersuchungsgebiet liegen, unterscheiden sich mitunter erheblich von den Haupteigenschaften ihrer Bodenregion. So ist z.B. die Schwarzerde-Region des Harzvorlandes innerhalb Sachsens hauptsächlich von Griserden und Sandlöss-Schwarzerden geprägt, die von Fahlerde-Inseln durchsetzt sind. Dieses Erscheinungsbild ist für den Westteil des Leipziger Landes typisch.

3.2 Untersuchte Arten

Im Folgenden werden sowohl die Kriterien zur Auswahl der Arten als auch die untersuchten Arten hinsichtlich ihrer tatsächlichen Habitatansprüche[2] vorgestellt (Tabelle 3.1). Weitere Angaben zu Gefährdungs-/Schutzstatus, Gefährdungsursachen, Bestandsentwicklung, pflanzensoziologischer Einordnung sowie die jeweiligen Literaturquellen sind im Anhang A.1 aufgeführt. Die Zeigerwerte (Angaben in Klammern) beziehen sich auf Ellenberg et al. (1992).

In dieser Arbeit wurden 18 Zielarten ausgewählt, deren Zuordnung innerhalb des Untersuchungsgebietes der Artengemeinschaft der Bergwiesen im engeren als auch im weiteren Sinne entspricht. Qualitativ decken die gewählten Arten somit verschiedene Ausprägungen der Bergwiesen und somit eine Vielzahl von Umweltfaktoren-Gradienten ab. Als weiteres Auswahlkrite-

[2]Kürzel der Verbreitung siehe Abkürzungsverzeichnis.

rium sollten die Arten eine adäquate Anzahl von Vorkommenspunkten aufweisen, da sich sehr seltene als auch extrem häufige Arten schwierig modellieren lassen (Thuiller et al., 2003). Viele der gewählten Arten sind aufgrund ihrer Bestandsentwicklung in eine Gefährungskategorie der Roten Liste Deutschlands bzw. Sachsen[3] eingestuft, einige Arten zudem besonders nach Anhang 1 der BArtSchV geschützt. Somit wurden dominante sowie für den Lebensraum Bergwiese strukturbildende Arten gewählt, von denen angenommen wird, von Klima- als auch Landnutzungsänderungen in besonderem Maße betroffen zu sein.

Art	Zeigerwerte	Verbreitung/Lebensraum	Boden
Alchemilla glaucescens	Halblichtpflanze (7), Frischezeiger (5), Säure- bis Mäßigsäurezeiger (4), Stickstoffarmut anzeigend (3)	sm/mo-b.subozEUR Magerwiesen, Geröllfluren, Felssimse, Frischwiesen und -weiden	auf frischen bis mäßig trockenen, basenreichen, aber meist kalkarmen, sauren, humosen Stein- und Lehmböden
Arnica montana	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Frischezeiger (5), Mäßigsäurezeiger (5), mäßigen Stickstoffreicht. anzeigend (5), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/mo-temp/demo.suboz.EUR, lückige Borstgras-Magerrasen, Bergwiesen, wechseltrockene Moorwiesen,	auf frischen (wechselfrischen), nährstoffarmen, mehr oder weniger basenreichen, kalkarmen, sauren, modrig-torfig-humosen Ton- und Lehmböden, Humuswurzler
Bistorta officinalis	Halblichtpflanze (7), Feuchtezeiger (7), Mäßigsäurezeiger (5), mäßigen Stickstoffreicht. anzeigend (5), mesohemerob (3) bis beta-euhemerob (4)	m/mo-arct.(k)EURAS+WAM, feuchte, nährstoffreichere Wiesen, Hochstaudenfluren und Gebüsche der Gebirge, Bruch- und Auenwälder	auf kühlen, sickernassen oder grundfeuchten (auch zeitweilig überfluteten), nährstoffreichen (vorwiegend kalkarmen), mild-mäßig sauren, humosen bis anmoorigen, Lehm- und Tonböden
Centaurea pseudophrygia	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Frischezeiger (5), Mäßigsäurezeiger (5), Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreicht. zeigend (4), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/temp.(subk)EUR, Bergwiesen, Zwergstrauchheiden- und Borstgrasrasen, Laub- und Tannenwälder	auf frischen, mehr oder weniger nährstoff- und basenreichen, meist kalkarmen, mäßig sauer bis neutralen, humosen, steinigen oder reinen Lehm- und Tonböden, Lehmzeiger

Tabelle 3.1 – Fortsetzung auf folgender Seite

[3]RL-Kategorien der Zielarten dieser Arbeit: 2 - stark gefährdet (Art ist erheblich zurückgegangen oder bedroht); 3 - gefährdet (Art ist merklich zurückgegangen oder bedroht); V (Art ist merklich zurückgegangen, aber noch nicht gefährdet)

Tabelle 3.1 – Fortsetzung der vorhergehenden Seite

Art	Zeigerwerte	Verbreitung/Lebensraum	Boden
Cirsium heterophyllum	Halblichtpflanze (7), Feuchte- bis Nässezeiger (8), Mäßigsäurezeiger (5), mäßigen Stickstoffreicht. zeigend (6), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/mo-b.(subk)EUR-SIB, Frisch- und Feuchtwiesen, Borstgras-Magerrasen, lichte Waldsümpfe, meist kalkarme Staudenfluren an Bächen	sickernass bis feucht, nährstoff- und basenreich, meist kalkarme, humose, sandige oder reine Tonböden
Crepis mollis	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Frischezeiger (5), Mäßigsäurezeiger (5), mäßigen Stickstoffreicht. anzeigend (5), mesohemerob (3)	sm/mo-temp/ demo. (suboz)EUR, Gebirgsfettwiesen und -weiden, Quellen und Quelläufe, Feuchtwiesen, Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen	auf frischen oder wechselfrischen, mehr oder weniger nährstoff- und basenreichen, mäßig sauren bis neutralen, humosen bis mittel-tiefgründigen Ton- und Lehmböden
Dactylorhiza majalis	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Feuchte- bis Nässezeiger (8), Schwachbasenzeiger (8), ausgesprochene Stickstoffarmut zeigend (2), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm-mo-temp.(oz.)EUR+(WAS), Feuchtwiesen, Braunseggensümpfe, Zwischenmoore, feuchte Bergwiesen und Magerrasen, Gräben, Quellsümpfe, Feuchtheiden	auf nassen (wechselnassen), nährstoffeichen, kalkarmen, neutral-mäßig sauren, humosen Tonböden (Sumpfhumus- und Gleyböden)
Geranium sylvaticum	Halbschatten- bis Halblichtpflanze (6), Frische- bis Nässezeiger (6), Mäßigsäure- bis Schwachbasenzeiger (6), Stickstoffreicht. zeigend (7), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/mo-b. subozEUR-WSIB, Bergwiesen, Hoch- und Uferstaudefluren, Auwälder, in hochstaudenreichen Laub- und Nadelgehölzen	auf (sicker-) frisch-feuchten, nährstoff- und basenreichen, humosen, mehr oder weniger tiefgründigen Ton- und Lehmböden
Lathyrus linifolius	Frischezeiger (5), Säurezeiger (3), ausgesprochene Stickstoffarmut zeigend (2), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/mo-temp.ozEUR, lichte, trockene Eichenmischwälder, Wiesenböschungen, Magerrasen, Borstgrasrasen, auch lichte, trockene Kiefernmischwälder, sonnige Gebüsche und Waldsäume	auf mäßig trockenen nährstoffarmen, nicht zu basenarmen, kalkfreien, sauren, humosen Lehmböden (Moder-Rohhumus)
Linum catharticum	Halblichtpflanze (7), Schwachbasenzeiger (7), ausgesprochene Stickstoffarmut zeigend (2), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/mo-temp/demo.suboz.EUR, magere Wiesen und Triften, (Hutungsrelikt), ruderal an Weg- und Strassenrändern auch Rohbodenbesiedler	auf feucht-wechselfrischen, kalkreichen (oder sonst basenreichen), mehr oder weniger milden, humosen oder rohen, meist dichten Lehm- und Mergelböden

Tabelle 3.1 – Fortsetzung auf folgender Seite

Tabelle 3.1 – Fortsetzung der vorhergehenden Seite

Art	Zeigerwerte	Verbreitung/Lebensraum	Boden
Meum athamanticum	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Frischezeiger (5), Säurezeiger (3), Stickstoffarmut anzeigend (3), oligohemerob (2) bis beta-euhemerob (4)	m/mo-temp, /mo.ozEUR, Borstgras-Magerrasen, magere Bergwiesen, Zwergstrauchheiden	auf frisch-mäßig trockenen, mäßig basenreichen, kalkarmen, mäßig sauren bis sauren, modrig humosen, sandig - steinigen oder reinen Lehmböden in humider Klimalage
Nardus stricta	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Starksäure- bis Säurezeiger (2), ausgesprochene Stickstoffarmut zeigend (2), oligohemerob (2) bis beta-euhemerob (4)	m/mo-b.(oz)EUR, Borstgrasrasen, magere Bergwiesen, Heiden, trockene lichte Wälder, planare bis subalpine saure Magerrasen, Moorränder	auf frischen bis wechselfrischen, mäßig nährstoffreichen, kalkarmen bzw. entkalkten, sauren, modrig-torfigen, humosen Lehmböden, auch Torfböden
Phyteuma nigrum	Halblichtpflanze (7), Frischezeiger (5), Mäßigsäurezeiger (5), Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreicht. zeigend (5), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	temp/demo, subozEUR, Bergwiesen, edellaubbaumreiche Mischwälder, Hochstaudenfluren und Gebüsche der Gebirge	auf frischen, mäßig nährstoffreichen, basenreichen aber kalkarmen, (neutral-) mäßig sauren, humosen Lehmböden, Mull-Moderböden
Phyteuma spicatum	Frischezeiger (5), Mäßigsäure- bis Schwachbasenzeiger (6), mäßigen Stickstoffreichtum anzeigend (5), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm/mo-temp.subozEUR, krautreiche Wälder, Waldsäume, Tieflagen- und Bergwiesen	auf frischen, nährstoff- und basenreichen, mäßig sauren bis milden, lockeren, humosen, mittel-tiefgründigen Lehmböden
Poa chaixii	Halbschatten- bis Halblichtpflanze (6), Frischezeiger (5), Säurezeiger (3), Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreichtum zeigend (4), oligohemerob (2) bis beta-euhemerob (4)	sm/mo-temp/demo.subozEUR, Buchen- und Hainbuchnwälder, Gebirgswiesen und -weiden, Teichdämme, feuchte Gebüsche, Parkrasen, Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen	auf (wechsel-)frischen, mäßig nährstoffreichen, basenreichen, kalkarmen, mäßig sauren, mull-modrig humosen Lehm- und Tonböden, Lehmzeiger, Verhagerungszeiger
Rhinanthus minor	Halblichtpflanze (7), Stickstoffarmut anzeigend (3), oligohemerob (2) bis mesohemerob (3)	sm-mo-b.(oz), Magerwiesen, Sümpfe, Strassen und Wegränder, vor allem in montanen Lagen, Feuchtwiesen, Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen	auf frischen bis feuchten oder nassen, auch wechselfeuchten, mehr oder weniger nährstoffreichen, meist kalkarmen, mäßig sauren bis neutralen, humosen Lehm- und Tonböden, oder Torfböden, Magerkeitszeiger

Tabelle 3.1 – Fortsetzung auf folgender Seite

Tabelle 3.1 – Fortsetzung der vorhergehenden Seite

Art	Zeigerwerte	Verbreitung/Lebensraum	Boden
Thlaspi caerulescens	Halblicht- bis Volllichtpflanze (8), Frischezeiger (5), Mäßigsäurezeiger (5), Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreicht. zeigend (4)	sm/salp-temp/demo.ozEUR, magere Bergwiesen, Auenwiesen, frische, nährstoffreiche, kalkarme Berg- und Stromtalwiesen, Xerothermrasen auf zinkreichen Böden (bes. Bergbauhalden)	frische, nährstoff- und basenreiche, kalkarme, mäßig saure und humose Lehmböden
Trisetum flavescens	Halblichtpflanze (7), mäßigen Stickstoffreichtum anzeigend (5)	m/mo-temp.(suboz)EUR, Bergwiesen, trockene und frische Fettwiesen	auf sickerfrischen, mäßig trockenen, nährstoff- und basenreichen, mäßig sauren bis milden, humosen, mitteltiefgründigen, lockeren Tonböden in humider Klimalage

Tabelle 3.1: Habitatansprüche der Arten.

Kapitel 4

Material und Methoden

4.1 Datengrundlage

Die Analysen in der vorliegenden Arbeit erfolgten ausschließlich auf Grundlage bereits vorhandener Daten des UFZ bzw. der unten genannten Bezugsquellen (siehe auch Tab. 4.1).

Pflanzendaten

Die Angaben zur Inzidenz (Vorkommen/Nichtvorkommen) der betrachteten Pflanzenarten entstammen der Verbreitungsdatenbank der Farn- und Blütenpflanzen Sachsens (LfUG, 2000) und repräsentieren eine Momentaufnahme der Verbreitung aller wildwachsenden Pflanzenarten im Zeitraum 1990 - 1999, wobei eine flächendeckende Kartierung lediglich zwischen 1994 und 1999 durchgeführt wurde. Die Kartierung erfolgte auf Grundlage von 2460 geviertelten Messtischblatt-Quadranten ($\frac{1}{4}$ -MTBQ) des Maßstabes 1 : 25 000 (Hardtke & Ihl, 2000). Die räumliche Ausdehnung eines Vorkommens einer Pflanzenart entspricht somit ca. 2,7 x 2,7 km.

Zur Analyse wurde ein Datensatz, erhalten von Dr. Ingolf Kühn des Dept. Biozönoseforschung, UFZ Halle, herangezogen, welcher aus der Gesamtdatenbank des LfUG generiert wurde und alle Pflanzenarten enthält, die nach 1990 im Untersuchungsgebiet kartiert wurden. Die Datenbank enthält keine Angaben zu Deckungsgrad und Häufigkeit der Arten.

Bodendaten

Zur Ableitung der edaphischen Parameter wurde die konzeptionelle Bodenkarte Sachsens (BK_{konz}) im Maßstab 1 : 50 000 herangezogen. Der Datensatz ist eine aktualisierte, flächendeckende, digitale Kartengrundlage zum Aufbau und zur Verbreitung von Böden im Freistaat

Sachsen, basiert auf der Zusammenführung zweier Altdatensätze (WBK 25[1] und der MMK[2]) und deckt, mit Ausnahme der Siedlungs- und Wasserflächen, das gesamte Landesgebiet ab. Die einzelnen bodenrelevanten Parameter sind je nach Ursprungsdatensatz (MMK/WBK) in verschiedenen Hierarchiestufen nach der KA4 (AG Boden, 1994) verschlüsselt.

Standortgüte

Zur Einstufung der Standortgüte wurde die Landwirtschaftliche Vergleichszahl (LVZ) herangezogen. Der Datensatz ist auf Ebene der Gemeinden Sachsens beim Sächsischen Landesamt für Landwirtschaft (LfL) erhältlich. und beschreibt die landwirtschaftliche bzw. gärtnerische Ertragsfähigkeit von landwirtschaftlich genutzten Flächen anhand von Faktoren wie Bodenqualität, Bodenfruchtbarkeit und klimatischen Bedingungen.

Höhendaten

Die Ableitung der Reliefparameter bzw. Geländehöhen des Untersuchungsgebietes erfolgte aus einem digitalen Landschaftsmodell[3] auf Basis von SRTM-3 (Shuttle Radar Topography Mission) Daten. Die einzelnen Kacheln sind über einen ftp- bzw. http-Server des Earth Resources Observation Systems (EROS) Data Center unter http://edcsgs9.cr.usgs.gov./pub/data/srtm erhältlich und decken jeweils eine Fläche von 1° geographischer Länge und 1° geographischer Breite ab. Die verwendete, im Netz frei verfügbare Variante ist mit einer horizontalen Auflösung von 3 Arcsekunden (90 m) und 6 m (vertikal) den Fernerkundungsdaten mittlerer Auflösung zuzuordnen.

Klimadaten

Die verwendeten Klimadaten entstammen dem für Deutschland flächendeckend erhältlichen Datensatz des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2002) für das vieljährige Mittel der Periode 1961-1990. Am UFZ lagen die Daten in 1 x 1 km Auflösung vor. Für die durchgeführten Analysen wurden ausschließlich die Werte für Sommerniederschlag, Jahressonnenscheindauer und Jahresmitteltemperatur verwendet.

[1] Die WBK (Waldbodenkarte) im Maßstab 1 : 25 000 deckt alle vom Wald bedeckten Gebiete ab und wurde aus der Forstlichen Standortkartierung im Maßstab 1 : 10 000 generiert.

[2] Die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung, auf Basis von Karten im Maßstab 1 : 25 000 aufgenommen und digital im Maßstab 1 : 100 000 vorliegend, deckt alle Gebiete mit landwirtschaftlicher Nutzung ab.

[3] Ein digitales Landschaftsmodell ist ein Höhenmodell, bei dem die gesamte Oberfläche der Landschaft, also auch Vegetation und Bebauung, abgebildet wird.

Biotoptypen- und Landnutzungskartierung

Die beim Sächsischem Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) erhältliche Biotoptypen- und Landnutzungskartierung wurde als räumliche Repräsentation der aktuellen Flächenausstattung Sachsens herangezogen. Dieser Datensatz basiert auf interpretierten Color-Infrarot (CIR)-Luftbildern des Befliegungszeitraumes 1992/93 im Maßstab 1 : 10 000. Die Aufschlüsselung erfolgt hierarchisch durch einen achtstelligen Code in acht Haupt- und etwa 40 Untergruppen. Am UFZ konnte auf einen Datensatz, in Form von prozentualen Anteilen des jeweiligen Biotoptypes an der Fläche eines $\frac{1}{4}$-Messtischblattquadranten, auf Haupt- bzw. Untergruppenbasis, zurückgegriffen werden.

Naturräume

Die grobe naturräumliche Einteilung Sachsens erfolgt anhand der acht Mikroregionen(Abb. 3.2 bzw. Abschnitt 3.1.1). Somit können rechenintensive Analyseverfahren naturraumspezifisch durchgeführt werden.

Prognosedaten zu Landnutzung und Klima

Die Ableitung der zukünftigen Anteile einzelner Landnutzungsklassen sowie nicht genutzter Flächen im Jahr 2020 erfolgte anhand der Ergebnisse des regionalisierten Agrarsektormodells RAUMIS der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL, 2002). Diese liefern die jeweiligen Flächengrößen einzelner Ackeranbau-Kulturen, Grünlandtypen sowie stillgelegter und brachfallender Flächen unter verschiedenen Landnutzungsszenarien. In dieser Arbeit wurden Angaben der Szenarien *Referenz 2020* und *Teilliberalisierung 2020* verwendet, die auf Landkreisebene in Hektar vorliegen. Die RAUMIS-Prognosedaten des Basisjahres 1999 wurden dabei als Referenz herangezogen.

Die Identifizierung möglicher Erstaufforstungsflächen erfolgte anhand der Ergebnisse der Waldmehrungsplanung. Der digitale Datensatz ist im *shape*-Format seit dem Jahr 2005 beim Sächsischen Landesforstpräsidium (LFP) erhältlich und umfasst ca. 10 700 potentielle Waldmehrungsflächen mit einer Gesamtfläche von 55 000 ha (LFP, 2005). Die Darstellung der Flächen erfolgte während der Planung auf Grundlage von Karten im Maßstab 1 : 10 000. Die Daten liefern die Grundlage zur Zuordnung von Waldentwicklungspotentialen im Rahmen möglicher Landnutzungsszenarien.

Die Daten zur Änderung der möglichen zukünftigen Ausprägung des mittleren Sommerniederschlages im Jahr 2020 wurden aus einer digitalisierten Bilddatei der räumlichen Verteilung von

Niederschlagsänderungen für den Zeitraum 2040-2050 des Berichts zum Klimawandel in Sachsen (Küchler & Sommer, 2005) entnommen. Die Angaben zum Anstieg der Jahresmitteltemperatur sind ebenfalls an die Prognoseergebnisse dieses Berichts angelehnt. Änderungen der mittleren jährlichen Sonnenscheindauer entstammen einer mündlichen Mitteilung (Küchler, 2005).

Daten	**Stand**	**Maßstab/Aufl.**	**Format**	**Raum**
Pflanzenverbreitung				
Verbreitungsdaten der Farn- und Blütenpflanzen (LfUG, 2000)	1990 - 99	1 : 5 000 2,7km x 2,7km	.txt-Datei	Sachsen
Bodendaten				
Konzeptionelle Bodenkarte (BK_{konz}) (LfUG, 2005)	1970 - 80	1 : 50 000	shape-Datei	neue Bundesländer
Landwirtschaftliche Vergleichszahl (LVZ) (LfL, 2003)	(2003)	Gemeinden	dbf-Tabelle	Sachsen
Klima				
Langjähr. Mittel der Sonnenscheindauer Langjähr. Mittel der Jahrestemperatur Langjähr. Mittel des Sommerniederschlages (DWD, 2002)	1961 - 90	1 x 1 km	Raster/Grid	BRD
Biotop				
CIR-Biotoptypen-und Landnutzungskartierung (LfUG, 2000)	1992 - 93	1 : 10 000	coverage Polygon/Linie	Sachsen
Anteile der Biotoptyp-Haupt- und Untergruppen an $\frac{1}{4}$-MTBQ (UFZ, 2005)	1992 - 93	2,7 x 2,7 km	dbf-Tabelle	Sachsen
Relief				
Digitales Geländemodell (SRTM-3) (USGS, 2005)	2004	90 x 90 m	.hgt-Format	weltweit
Szenarien				
RAUMIS-Prognose-Daten zur Landnutzung (FAL, 2005)	2005	Landkreise	dbf-Tabelle	Sachsen
Waldmehrungsplanung (LFP, 2005)	2004	1 : 10000	shape-Datei	
Klimaprognose (LfUG, 2005)	2005	-	tiff-Format	

Tabelle 4.1: Bezugsquellen, Formate und Maßstab der verwendeten Datengrundlagen

4.2 Hypothesen zur Verbreitung der Arten

Die in Tabelle 3.1 vorgestellten Angaben zur Ökologie der Arten werden im Rahmen dieser Arbeit als Hypothesen zu den Habitatansprüchen der Arten betrachtet. Bei einer Waldart mit säurezeigendem Charakter wird z.B. erwartet, dass Parameter zum Wald-, Podsol- bzw. Sandanteil im Modell signifikant sind. Somit kann untersucht werden, inwieweit die Parameter eines Modells die tatsächlichen Habitatansprüche widerspiegeln. Bezüglich einer möglichen Verbreitungsänderung aufgrund der Klima- und Landnutzungsänderungen werden im Folgenden weitere Hypothesen aufgestellt, die sowohl die Skala, den gegenwärtigen Verbreitungscharakter als auch die Relevanz bestimmter Parametergruppen betreffen und bereits weitestgehend in der Zielstellung der Arbeit (Abschnitt 1.2) aufgeworfen wurden. Anhand der Modellergebnisse soll im späteren Verlauf dieser Arbeit überprüft werden, inwiefern die folgenden Hypothesen bestätigt werden können.

- Auf der untersuchten Skala werden sowohl Landnutzungs- als auch Klimaparameter das Vorkommen von Bergwiesenarten erklären (Pearson & Dawson, 2003).
- Arten mit geklumpten Verbreitungscharakter, die zudem innerhalb des Untersuchungsgebietes am Rand ihres gesamten Verbreitungsraumes vorkommen, lassen sich besser durch Habitatmodelle beschreiben als zerstreut bzw. weit verbreitete Arten (Luoto et al., 2005).
- Die Verbreitung rein montaner Arten wird hauptsächtlich von Reliefparametern erklärt (Guisan & Theurillat, 2000).
- Klimaänderung wird die zukünftige Verbreitung der Arten in stärkerem Maße beeinflussen als Landnutzungsänderungen (Pearson et al., 2002).
- Aufgrund der Klimaänderungen wird sich der potentielle Verbreitungsraum der untersuchten Bergwiesenarten innerhalb des Untersuchungsgebietes in klimatisch geeignete, montane Bereiche verlagern (Peters & Darling, 1985; Svenning & Skov, 2006; Hampe & Petit, 2005).
- Die Arten der höheren bzw. höchsten montanen Lagen (*Arnica montana, Crepis mollis, Lathyrus linifolius, Meum athamanticum*) werden innerhalb des Untersuchungsgebietes nahezu vollständig verschwinden.
- Durch Liberalisierung der Landnutzungspolitik im Rahmen der EU-Agarreform wird sich das Verbreitungsgebiet von Arten des mesophilen Grünlandes verkleinern (*Alchemilla glau-*

cescens, Centaurea pseudophrygia, Trisetum flavescens), der potentiell geeignete Lebensraum von Arten der extensiv genutzten Offenlandstandorten wird sich vergrößern (*Crepis mollis*).

- Einige Arten (z.B. *Bistorta officinalis*) werden durch Neuentstehung extensiver sowie Rückgang intensiv genutzter Standorte ihren Verbreitungsraum innerhalb des Untersuchungsgebietes verlagern.

- Arten die zum Teil in Wäldern vorkommen (z.B. *Geranium sylvaticum*) werden von einer Erhöhung des Waldanteils profitieren.

4.3 Datenaufbereitung

Die Aufbereitung der Daten erfolgte unter Verwendung der Geographischen Informationssysteme ArcView 3.2®, ArcGis9®, Erdas Imagine® sowie der freien Software 3DEM® [4] und R[5]. Es werden sowohl direkte als auch indirekte Variablen erzeugt (Abb. 4.1). Direkte Umweltparameter werden durch Variablen repräsentiert, die für die Pflanzenarten physiologisch bedeutsam sind (Klimaparameter, Boden). Indirekte Parameter hingegen sind Variablen, die keine direkte Relevanz für das Vorkommen der Art haben (Mesoklima, Reliefparameter, Biotoptyp/Landnutzung) (Guisan & Zimmermann, 2000) und Surrogate einer Vielzahl anderer Parameter darstellen.

4.3.1 Aufbereitung der Rohdaten

Aufbereitung des Höhenmodells

Um das Gebiet Sachsens vollständig mit den Daten abzudecken, wurden zehn Kacheln der STRM-3-Daten verwendet, die mittels des Programms 3DEM® zusammengefügt und im Format *geotiff*[6] abgelegt wurden. Da es sich hierbei um Rohdaten handelt, weisen diese noch zahlreiche Leerstellen in Form von Zellen, die keine Höheninformation besitzen, auf. Mittels der linearen Interpolationsfunktion von 3DEM® wurden den Fehlstellen Höhenwerte zugewiesen.

Es erfolgte eine Rückprojizierung des Datensatzes in Transvers Mercator der Bessel Zone 4 um die Überlagerbarkeit mit den anderen Datensätzen zu gewährleisten. Zudem fand eine Umwandlung in das grid-Rasterformat statt.

[4] Dieses Programm beinhaltet Mosaik-und Interpolationsfunktionalitäten für SRTM-Daten.

[5] R ist eine freie Software zur Bearbeitung und Visualisierung statistischer Probleme. In diesem Programm ist die statistische Programmiersprache S implementiert.

[6] Dieses Format hat den Vorteil, dass die Information zur Projektion erhalten bleibt.

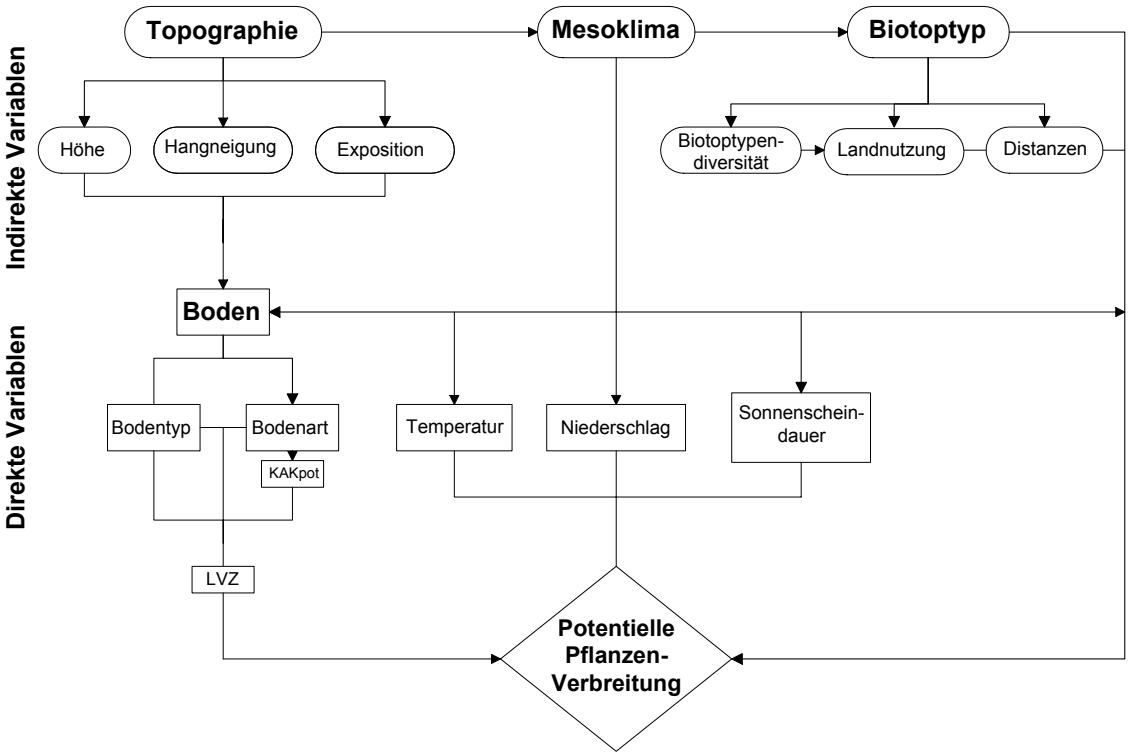


Abbildung 4.1: Konzeptionelles Modell der Beziehungen zwischen direkten und indirekten Umweltvariablen und ihren Einfluss auf die Verbreitung von Pflanzenarten; verändert nach Guisan & Zimmermann (2000)

Im nächsten Schritt erfolgte die Berechnung der Reliefparameter Hangneigung und der Exposition mittels der Erweiterung *Spatial Analyst* in ArcGis9®. Hierbei wurde jeder Rasterzelle jeweils der Wert der Neigung zur steilsten Nachbarzelle bzw. ein Wert der Himmelsrichtung, der die steilste Neigung einer Zelle zugewandt ist, zugewiesen. Die Berechnung der beiden Parameter erfolgte in Grad. Um eine Reduzierung der erklärenden Variablen zu erreichen, wurden die Werte für Hangneigung sowie der Exposition in vier Klassen (AG Boden, 1994) eingeteilt (Tabelle 4.2).

Klasse	Hangneigung (in °)	Klasse	Exposition (in °)
1	0 - 2	n (nord)	316 - 45
2	3 - 7	o (ost)	46 - 135
3	8 - 15	s (süd)	136 - 225
4	16 - 42	w (west)	226 - 315

Tabelle 4.2: Klassifikation der Hangneigungs- und Expositionsklassen

Aufbereitung der Bodendaten

Die einzelnen digitalen, topograhischen Kartenblätter der Bodendaten des Maßstabes 1 : 50 000 wurden mittels des *merge*-Befehls in ArcView 3.2® zusammengefügt. Da die analyserelevanten Parameter Bodenart und Bodentypen in einer sehr feinen thematischen Auflösung vorliegen bzw. je nach Datengrundlage (MMK, WBK) unterschiedlich verschlüsselt sind, wurden diese zu Bodenartenuntergruppen bzw. Hauptbodentypen und anschließend zu übergeordneten Bodentypenklassen und Bodenartenhauptgruppen (Tabelle 4.3) aggregiert. Diese aufgrund der Datengröße sehr zeitaufwendige Aufgabe erfolgte mit Hilfe attributbasierter Abfragen.

Symbol	Bodentyp	Symbol	Bodentyp	Symbol	Bodenart
A	Auenböden	M	Marschen	t	Ton
B	Braunerden	O	Terrestr. Rohböden	l	Lehm
F	O/C-Böden	P	Podsole	u	Schluff
G	Gleye	R	Ah/C-Böden	s	Sand
H	Natürliche Moore	S	Stauwasserböden	h	humos
J	Subhydrische Böden	T	Schwarzerden		
L	Lessives	Y	Terrestr. anthropog. Böden		

Tabelle 4.3: Klassifikation der Bodentypenklassen und Bodenartenhauptgruppen; abgeleitet nach KA4 (AG Boden, 1994)

Ein weiterer pflanzenphysiologisch relevanter Bodenparameter, die KAK_{pot}[7], wurde nach der KA4 (AG Boden, 1994) auf Grundlage der aggregierten Bodenarten abgeleitet (Tabelle A.19). Da keine flächendeckenden Angaben zum Humusgehalt des Bodens vorlagen, erfolgte die Berechnung der KAK_{pot} des humusfreien Mineralkörpers. Die Werte der KAK_{pot} (in [mmol/100g]) wurden gemäß einer Logarithmus-Funktion in drei Klassen[8] eingeteilt (Tabelle **??**).

Da die Daten zur Bodengüte lediglich in Form einer Tabelle vorliegen, mussten diese in Hinblick auf die Überlagerbarkeit der Datensätze in einen räumlichen Bezug zu den Gemeinden Sachsens gesetzt werden. Dies wurde durch eine Verschneidung mit der *shape*-Datei der Gemeindegrenzen erreicht.

Aufbereitung der Biotopdaten

Die bereits vorhandenen Biotoptypangaben beruhen lediglich auf Untergruppen. In der anstehenden Analyse sollen jedoch auch die einzelnen Anteile des Wirtschaftsgrünlandes (41), die auf dritter Hierarchiestufe (Bestand) des CIR-Kartierschlüssels vorliegen sowie die Anteile einiger

[7]Die KAK_{pot} des humusfreien Mineralkörpers errechnet sich nach AG Boden (1994) wie folgt: KAK_{pot}[mmol/100g]= 0,5 · Tongehalt + 0,05 · Schluffgehalt.

[8]Klasse 1 (1-15), Klasse 2 (16-25) und Klasse 3 (26-30)

linienhafter Biotoptypen, wie Baumreihen und Hecken, betrachtet werden. Um diese zu berechnen, wurden mittels räumlicher Abfragen in ArcGis9® die Biotoptypen[9] indifferentes Wirtschaftsgrünland (410), mesophiles Grünland (412), Saatgrasland (413), Feuchtgrünland (414), Baumreihen (62) und Hecken (65) selektiert.

Berechnung der Distanzen

Um das Vorkommen der betrachteten Arten mit dem Abstand zu Fließgewässern bzw. Siedlungen in Beziehung zu setzen und somit auf Nutzungsintensität zu schließen, erfolgte die Berechnung von Distanz-Grids. Es wurde der Euklidische Abstand zu Quellen, Bächen, Füssen und Siedlungen [10] mittels des Werkzeuges *Spatial Analyst* in ArcGis9® berechnet. Hierzu wurde jeder Zellen der Wert des Abstandes zur nächstgelegenen Zelle des jeweiligen Zielbiotoptypen zugeordnet. Eine Auflösung von 50 m erschien geeignet um die Datengröße in einem adäquaten Rahmen zu halten.

4.3.2 Skalentransfer

Die vorhandenen Datensätze lagen sowohl in unterschiedlicher räumlicher Ausdehnung (*extent*) als auch Auflösung (*grain*)[11] vor. So waren die Präsenz-/Absenz-Daten für das gesamte Untersuchungsgebiet vorhanden. Die Klimadaten, insbesondere im Grenzbereich zur Republik Polen sowie zur Tschechischen Republik, waren jedoch unvollständig. Bodendaten sind ebenfalls nicht für den gesamtsächsischen Raum erhältlich, da im Bereich zu angrenzenden Bundesländern einige Kartenblätter nicht vorlagen. Die Höhendaten sind für das Untersuchungsgebiet flächendeckend vorhanden, besitzen jedoch eine andere Auflösung als die Biotoptyp-Rasterdaten.

Alle Datensätze wurden auf Grundlage des kleinsten erhältlichen Datensatzes, in diesem Falle dem der Mikroregionen (Abschnitt 3.1.1), zugeschnitten um einen Angleich der räumlichen Ausdehnung zu gewährleisten.

Im Folgenden wurden die einzelnen Datensätze in eine Auflösung von 10 m Rasterweite überführt (Abb. 4.2). Somit werden beispielsweise bei den Biotoptyp- bzw. Bodendaten alle Flächen > 100 m^2 abgebildet.

[9] Die Angaben in Klammern beziehen sich auf den jeweiligen Code der CIR-Kartierung.
[10] Hierzu wurden lediglich Wohn- und Mischgebiete der CIR-Hauptgruppe 9 herangezogen.
[11] Nach Turner et al. (2000) ist die Skala sowohl durch die Auflösung (kleinste räumliche Einheit) als auch Ausdehnung (Größe des gesamten Gebietes) gekennzeichnet.

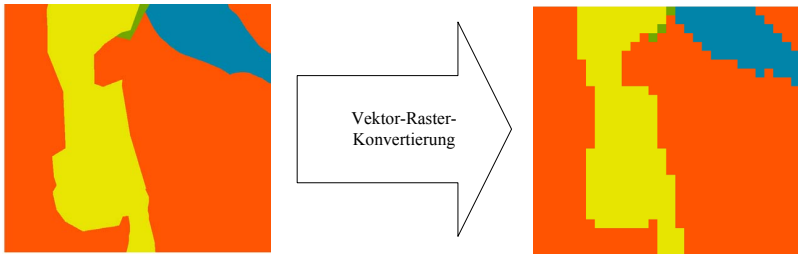


Abbildung 4.2: Konvertierung der Vektordatensätze ins Rasterformat von 10 m Auflösung

4.3.3 Zonale Statistik

Da in der bevorstehenden Analyse das Vorkommen von Pflanzenarten mit den erklärenden Umweltvariablen in Beziehung gesetzt wird, erfolgte die Berechnung der prozentualen Anteile bzw. des Mittelwertes und der Standardabweichnung der jeweiligen Parameter auf $\frac{1}{4}$-MTBQ-Basis mit Hilfe des Werkzeugs *Zonal Statistics* des *Spatial Analyst* in ArcGis9®.

Mittelwerte und Standardabweichung wurden lediglich für die Reliefparameter Höhe und Hangneigung berechnet, da diese kontinuierliche Werte beinhalten. Für kategorische Parameter (Boden, Biotoptypen, Distanzen) wurde ein Rasterdatensatz für die jeweilige Kategorie erzeugt, auf dessen Grundlage eine zonale Statistik berechnet wurde, welche die Anzahl von Rasterzellen und somit der Flächengrößen einer Klasse je $\frac{1}{4}$-MTBQ angibt.

Diversitätsvariablen

Um das Vorkommen der untersuchten Arten mit der gegenwärtigen Vielfalt der Biotoptypen auf Basis der Unter- und Hauptgruppen auf Polygon- und Linienebene in Verbindung zu bringen, erfolgte die Berechnung der Biotoptypenanzahl auf Basis der $\frac{1}{4}$-MTBQ mitttels Verschneidung der beiden Datensätze.

4.4 Entwicklung von Szenarien

Um sowohl den Einzeleffekt von Klima- bzw. Landnutzungsänderungen unter verschiedenen Entwicklungsrahmenbedingungen als auch die Kombination dieser Effekte (*Szenarienbündel*) auf die Verbreitung der Arten zu untersuchen, wurden sieben Szenarien entwickelt. Dabei wurden sowohl Landnutzungsänderungen zu Offenland- als auch zu Waldbiotoptypen berücksichtigt. Hierbei wurden die Ergebnisse in Form der Kategorien Brachfläche bzw. Stillgelegte Fläche der RAUMIS-Szenarien (Abschnitt 2.2.2) *Referenz 2020* und *Teilliberalisierung 2020* sowie der

Waldmehrungsplanung herangezogen[12]. Bezüglich der Landnutzungsänderungen wurden folgende Annahmen getroffen[13]:

- Der Anteil der Brachfläche bzw. stillgelegten Fläche an der LN des *RAUMIS-Basisjahres 1999* entspricht dem Anteil der Ackerbrache an der LN der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung.
- Brachfallen von Acker und intensiv genutzten Grünlandstandorten folgender CIR-Biotoptypen-Untergruppen bzw. -Bestände:
  - Acker (81), Sonderkulturen (82)
  - Mesophiles Grünland, Fettwiesen und -weiden (412), artenarmes Saatgrasland (413)
  - Ruderal- und Staudenfluren (42)
- Entwicklung brachfallender Flächen zu Biotoptypen des extensiven Grünlandes bzw. naturnahen Offenlandes oder Waldbiotoptypen folgender CIR-Biotoptypen-Untergruppen bzw. -Bestände:
  - Moore und Sümpfe (3)
  - Mesophiles Grünland, Fettwiesen und -weiden (412), Feuchtgrünland, Nassgrünland (414)
  - Offene Flächen (54), Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen (55), Magerrasen trockener Standorte (56)
  - Wälder und Forsten: Laubwald (71), Nadelwald (72), Laub-Nadelwald-Mischwald (73, 74), Laubmischwald (75), Nadelmischwald (76), Feuchtwald (77)
- Feuchtgrünland (414) wird aufgrund des Schutzstatus nicht umgewidmet
- Kein Entwicklungspotential zum Biotoptyp Artenarmes Saatgrasland (413)
- Es werden benachteiligte Gebiete sowie Gebiete mit geringer LVZ brachfallen[14].
- Aufforstung aller Waldmehrungsflächen (Abschnitt 2.1.1 bzw. 4.1) anhand der Standorteigenschaften.

Im Folgenden werden die Annahmen der einzelnen Szenarien für das Jahr 2020 kurz vorgestellt:

[12]Die Bezeichnugen zu den Annahmen zur agrarpolitischen Entwicklung entsprechen hierbei den RAUMIS-Bezeichnungen: Rf.20=Referenz 2020, P2.20=Teilliberalisierung 2020.

[13]In Klammern ist der jeweilige Code des CIR-Kartierschlüssels angegeben.

[14]Benachteiligte Gebiete sind abgegrenzt durch Bergbiete: Höhe ¿ 800 m bzw. Höhe $>$ 600 m und LVZ $<$ 28; benachteiligte Agrarzonen: LVZ $<$ 28 (SMUL, 2000).

K (*Klima*)

Um den Einzeleffekt einer Klimaveränderung auf die Verbreitung der Arten zu untersuchen, werden in diesem Szenario nur Veränderungen der Jahresmitteltemperatur, der jährlichen Sonnenscheindauer sowie des mittleren Sommerniederschlages des SRES-Szenarios B2 für das Jahr 2020 berücksichtigt. Die vom sächsischem Klimamodell WEREX erstellten Projektionen für das Jahr 2050 werden in dieser Arbeit schon für das Jahr 2020 angenommen und lassen sich wie folgt beschreiben:

- Anstieg der Jahresmitteltemperatur (*t.ja.mw*) um 2°C.
- Anstieg der jährlichen Sonnenscheindauer (*sd.js.mw*) um 150 h.
- Regionenbezogene Änderung des mittleren Sommerniederschlages (*r.so.mw*).

Rf (*Referenz*)

Dieses *Referenzszenario* berücksichtigt die Entwicklung der Landnutzung unter den Bedingungen des RAUMIS Referenzszenarios:

- Keine Klimaänderung
- Fortführung der gegenwärtigen Agrarpolitik.
- Entwicklung potentiell brachfallender Flächen zu Biotoptypen des naturnahen Offenlandes.

Rf.w (*Referenz/Waldmehrung*)

Dieses Szenario entspricht den Annahmen des Referenzszenarios (**Rf**), jedoch findet zusätzlich eine Aufforstung von Flächen statt. Mithilfe dieses gebündelten Szenarios lässt sich somit der Effekt einer Aufforstung im Vergleich zur Entwicklung potentiell brachfallender Flächen zu Offenlandbiotopen untersuchen.

- Aufforstung der Waldmehrungsflächen
- Vorrang von Aufforstung vor Grünlandbiotop-Entwicklung auf potentiell brachfallenden Flächen, die der Waldmehrung dienen.

Rf.w.k (*Referenz/Waldmehrung/Klima*)

Dieses Szeanrio stellt das unter den agrarpolitischen Referenzbedingungen wahrscheinlichste Szenario dar, da es eine Kombination von Landnutzungs- und Klimaänderungen beinhaltet.

- Klimaänderungen des Szenarios **K** werden angenommen.
- Sonstige Annahmen entsprechen dem Szenario **Rf.w**.

Die folgenden Szenarien unterscheiden sich lediglich in ihren Annahmen zur agrarpolitischen Entwicklung vom Referenzszenario **Rf**.

P2 (*Teilliberalisierung*)

Diesem Szenario liegt die Annahme einer Liberalisierung des Agrarmarktes zugrunde (Abschnitt 2.2.2). Hierbei werden ähnlich dem *Referenzszenario* **Rf** lediglich Landnutzungsänderungen in Form der Entwicklung brachfallender Flächen hin zu Biotoptypen des Offenlandes berücksichtigt.

- Keine Klimaänderung
- Entwicklung brachfallender landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN) zu naturnahen Offenland-Biotoptypen.
- Agrarpolitische Annahmen folgen der SRES-storyline A1.

P2.w (*Teilliberalisierung/Waldmehrung*)

Dieses Szenarienbündel entspricht mit Ausnahme der agrarpolitischen Annahmen dem Szenario **Rf.w** .

- Vorrang der Aufforstung vor der Entwicklung zu Grünland.
- Agrarpolitische Annahmen folgen dem Szeanrio **P2**.

P2.w.k (*Teilliberalisierung/Waldmehrung/Klima*)

Mit Ausnahme der agrarpolitischen Annahmen entspricht dieses Szenarienbündel den Annahmen von **Rf.w.k**.

- Klimaänderungen des Szenarios **K** werden angenommen.
- Sonstige Annahmen entsprechen dem Szenarienbündel **P2.w**.

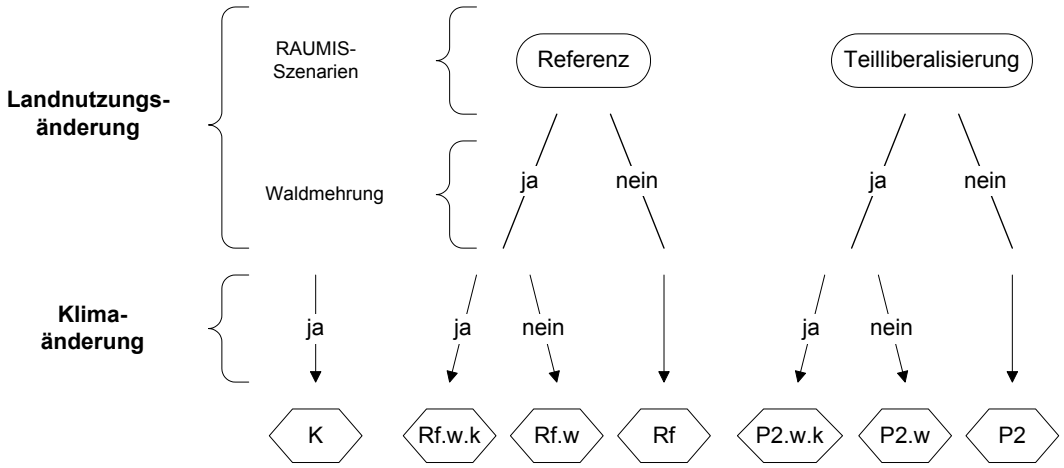


Abbildung 4.3: Übersicht der einzelnen Szenarien

4.5 Analyse und Auswertung der Daten

In diesem Abschnitt werden sowohl die theoretischen Grundlagen als auch die damit verbundenen vorbereitenden Schritte des verwendeten Modellieransatzes der beschreibenden Habitatmodelle, der Berechnung bzw. räumlichen Verteilung der veränderten Umweltparameter sowie der Prognose der potentiellen zukünftigen Artverbreitung dargestellt.

4.5.1 Logistisches Regressionsmodell - Theoretische Grundlagen

Allgemein betrachtet dienen Regressionsmodelle der Beschreibung von Beziehungen zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen[15]. Im Folgenden wird die unabhängige Variable als Response-, die abhängige Variable als Prädiktorvariable bezeichnet. Nach Quinn & Keough (2002) lässt sich ein statistisches Modell wie folgt beschreiben:

$$Abhängige\ Variable\ (y) = Modell + Fehler(\epsilon)\ .$$

Die Modellkomponente enthält sowohl die Prädiktorvariablen als auch Parameter, welche die Beziehung zur Responsevariablen erklären. Die Fehlerkomponente (ϵ) gibt die Unsicherheit in der Responsevariablen an[16]. Im Falle der logistischen Regression nimmt die Responsevariable die Werte Eins für das Vorkommen und Null für das Nichtvorkommen einer Art an. So kann die funk-

[15] Können auch als erklärende Variablen bezeichnet werden.
[16] Der Teil der Responsevariablen, der nicht durch das Modell erklärt werden kann.

tionale Abhängigkeit des Vorkommens bzw. Nichvorkommens einer Pflanzenart von einem oder mehreren Umweltparametern untersucht werden (Quinn & Keough, 2002). Anhand der multiplen logistischen Regression ist es demzufolge möglich, die realisierte ökologische Nische hinsichtlich einzelner Umweltfaktoren im mehrdimensionalen Parameterraum zu quantifizieren. Zudem wird mittels Regressionsanalyse ermittelt, wie viel der Varianz der Responsevariablen durch eine oder mehrere Prädiktorvariablen ($\boldsymbol{x}$) erklärt werden kann. Eine weitere Aufgabe der Regressionsanalyse besteht in der Vorhersage neuer Werte der Responsevariablen unter veränderten Werten der Prädiktorvariablen. Das logistische Regressionsmodell ist als Spezialfall des verallgemeinerten linearen Modells (Generalisiertes lineares Modell, GLM) anzusehen und basiert nach Sokal & Rohlf (1995) und Quinn & Keough (2002) auf folgenden Annahmen:

1. Die Prädiktorvariablen ($\boldsymbol{x}$) wurden fehlerfrei gemessen.[17]
2. Die Prädiktorvariablen können sowohl durch kategorische als auch kontinuierliche Variablen bzw. Interaktionen zwischen den Prädiktorvariablen oder auch von Polynomen der Prädiktorvariablen gebildet werden.
3. Der Erwartungswert $\pi(\boldsymbol{x})$ muss zwischen 0 und 1 liegen.
4. Die Binomialverteilung beschreibt die Verteilung der Fehler und stellt demzufolge die Verteilungsart dar, auf der die Analyse basiert.
5. Die Stichproben entlang der Regressionsgeraden haben eine gemeinsame Varianz (σ^2)[18].

Da lineare Modelle eine Normalverteilung der Residuen des angepassten Modells annehmen, die oft durch entsprechende Transformationen erreicht werden kann, ist es im Falle binärer abhängiger Variablen besser, die eigentlichen antstatt der transformierten Daten zu modellieren. Die Anwendung generalisierter linearer Modelle erlaubt neben der Normalverteilung auch andere Verteilungen (Quinn & Keough, 2002).

Im Folgenden soll das multiple logistische Regressionsmodell mit mehreren erklärenden Variablen betrachtet werden. Die spezielle Form ist in Gleichung 4.1 dargestellt, wobei $\pi(\boldsymbol{x})$ den erwarteten Wert der abhängigen Variablen y bei gegebener Ausprägung der unabhängigen Variablen $\boldsymbol{x}$ bezeichnet und gleichzeitig die Wahrscheinlichkeit angibt, dass der Wert der abhängigen Variable gleich 1 ist. Dieser Ausdruck kann auch als Vorkommenswahrscheinlichkeit und somit

[17] $\boldsymbol{x}$ wird demzufolge als feste Variable und y als abhängige Variable bzw. Zufallsvariable bezeichnet.
[18] Dies wird auch als Homoskedastizität bezeichnet.

als Habitateignung interpretiert werden (Schröder, 2000).

$$\pi(\boldsymbol{x}) = \frac{e^{(\beta_0+\beta_1 x_1+\ldots+\beta_q x_q)}}{1+e^{(\beta_0+\beta_1 x_1+\ldots+\beta_q x_q)}} \tag{4.1}$$

Das Regressionsmodell lautet dementsprechend:

$$y = \pi(\boldsymbol{x}) + \epsilon_{bin} \ .$$

Hierbei ist ϵ_{bin} der binomial verteilte Fehlerterm; die unbekannten Parameter sind $\beta_0, \beta_1, \ldots, \beta_q$.

$$logit[\pi(\boldsymbol{x})] = g(\boldsymbol{x}) = ln\left[\frac{\pi(\boldsymbol{x})}{1-\pi(\boldsymbol{x})}\right] = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \ldots + \beta_q x_q \tag{4.2}$$

Mittels der Logit-Transformation (Gleichung 4.2) wird die Anwendbarkeit von linearen Modellen erhöht, da g($\boldsymbol{x}$) jeden beliebigen Wert annehmen kann, während $\pi(\boldsymbol{x})$ auf Werte zwischen 0 und 1 beschränkt bleibt.

Maximum-Likelihood

Die Schätzung der unbekannten Regressionskoeffizienten $\beta_0, \beta_1, \ldots, \beta_q$ erfolgt durch die Maximum-Likelihood-Methode unter der Annahme, dass die Werte von $\boldsymbol{x}(i)$ und $y(i)$ unabhängige Beobachtungen darstellen.

Hierbei gilt es Werte zu finden, welche die Wahrscheinlichkeit maximieren, die beobachteten Daten zu erhalten (Hosmer & Lemeshow, 2000), demnach den Wert für $\boldsymbol{\beta}$ zu finden, der die Gleichung 4.4 maximiert, die das Produkt der Wahrscheinlichkeiten der Einzelbeobachtungen (Gleichung 4.3) angibt.

$$\pi(\boldsymbol{x}(i))^{y(i)}[1-\pi(\boldsymbol{x}(i))]^{1-y(i)} \tag{4.3}$$

$$L(\boldsymbol{\beta}) = \prod_{i=1}^{n} \pi(\boldsymbol{x}(i))^{y(i)}[1-\pi(\boldsymbol{x}(i))]^{1-y(i)} \tag{4.4}$$

Hierbei ist $\boldsymbol{\beta}$ der Vektor der Regressionskoeffizienten.

4.5.2 Vorbereitung des Ausgangsdatensatzes

Um die Eignung des Ausgangsdatensatzes für die weitere Analyse zu gewährleisten, wurden folgende, weitere Schritte durchgeführt.

Selektion der Zielarten

Die Verbreitungsdaten der im Untersuchungsgebiet nach 1990 kartierten Vorkommen der Zielarten liegen als Access-Datenbank lediglich ungeordnet vor. Auch werden die Arten durch Bezeichnungen unterschiedlicher Nomenklaturen als auch in Form von Unterarten repräsentiert. Um die Verbreitungspunkte der einzelnen Arten im späteren Verlauf der Analyse mit den abiotischen Parametern in Beziehung zu setzen, wurden Datensätze erzeugt, in denen jedem $\frac{1}{4}$-MTBQ die Präsenz (1) bzw. Absenz (0) einer Art zugeordnet wurde. Die Bezeichnung der Arten erfolgte gemäß der Nomenklatur nach Wisskirchen & Haeupler (1998). Der R-Syntax zur Selektion ist am Beispiel einer Art mit einheitlicher Nomenklatur (*Meum athamanticum*) sowie einer Art, die durch mehrere Unterarten verschlüsselt ist, (*Centaurea pseudophrygia*) im Anhang A.3 dargestellt. Die Arten *Cirsium heterophyllum, Dactylorhiza majalis, Lathyrus linifolius* und *Thlaspi caerulescens*, deren Verschlüsselung unterschiedliche Nomenklaturen zugrunde liegen, wurden zunächst einzeln selektiert und anschließend zusammengefasst.

Transformation der Variablen

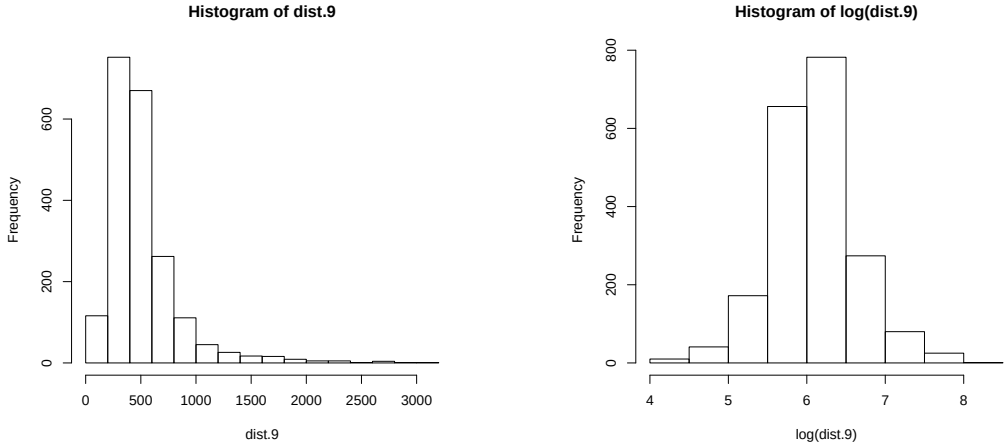
Die Werte eines Großteils der Prädiktorvariablen sind schief verteilt. Um eine gleichmäßigere Verteilung der Werte über das gesamte Spektrum zu erreichen, war es notwendig, diese mittels einer geeigneten Transformation einer Normalverteilung anzunähern. Somit wurden die Daten symmetrischer und der Effekt von Ausreißern minimiert. Die Logarithmus-Transformation wird dabei am häufigsten angewendet (Sokal & Rohlf, 1995). Zur Feststellung der Verteilung wurde für jede Variable ein Histogramm erzeugt. Es wurden folgende Transformationen durchgeführt (R-Syntax S. 156 im Anhang):

- Wurzel-Transformation
- Logarithmus-Transformation
- Addition des kleinsten Nicht-Null-Wertes und anschließende Logarithmierung

Die letztgenannte Transformation wurde für Datensätze, deren Wertebereich Nullen aufweist, angewandt, da der Logarithmus für Null nicht definiert ist (Quinn & Keough, 2002).

A-priori-Variablenselektion

Nach eigenem Ermessen wurden vor allem die Parameter aus dem Datensatz entfernt, die keine anderen biologisch sinnvollen Interpretionen als schon im Modell vorhandene Parameter zulassen.



(a) untransformiert (b) transformiert

Abbildung 4.4: Logarithmus-Transformation des Parameters *dist.9* (Mittlere Distanz zu Siedlungen) um eine gleichmäßigere Verteilung zu erreichen

Somit würden diese Variablen lediglich Surrogate darstellen. So wurden in der Gruppe der Reliefparameter alle Variablen mit Ausnahme der mittleren Höhe und Hangneigung (*h.mw* und *hn.mw*) sowie die Standardabweichung der KAK_{pot} (*kak.std*) und die Anzahl der linienförmigen Biotoptypen (*no.lin.62.65*) entfernt.

Teilen des Datensatzes

Im Bezug auf eine im späteren Verlauf der Arbeit geplante Validierung, wurde in diesem Schritt der Datensatz geteilt. Der Ausgangsdatensatz wird hierbei zweigeteilt, wobei man einen Trainings- und einen Testdatensatz erhält (R-Syntax S. 158 im Anhang). In dieser Arbeit erfolgte die Zweiteilung nach Steyerberg et al. (2001) im Verhältnis 50 : 50.

Die erste Datensatzhälfte wird im weiteren Verlauf zur Schätzung der Modellparameter[19] herangezogen. Auf Grundlage der zweiten Datensatzhälfte, dem Testdatensatz, wird die Güte der Modellvorhersagen untersucht (Guisan & Zimmermann, 2000). Das Verfahren des *data splitting* kann nur gewählt werden, wenn eine hinreichend hohe Anzahl an Stichproben vorhanden ist, da die Größe des Datensatzes stark verringert wird und somit viele Informationen verloren gehen. Nach Harrell (2001) sollte die Anzahl der unterrepräsentierten Kategorie[20] der Responsevariablen im gesamten Datensatz mindenstens 100 betragen, um dieses Verfahren zu rechtfertigen. Anschließend wurden die geteilten Datensätze auf Grundlage der gemeinsamen TK5-Codes mit den Verbreitungsdaten der jeweiligen Zielarten verschnitten. Der hierzu verwendete R-Syntax

[19] Dieser Schritt wird auch Kalibrierung genannt.

[20] Das kann sowohl die Anzahl der Vorkommenspunkte als auch die der Nichtvorkommmen sein.

ist für *C. pseudophrygia* auf S. 159 zu finden.

4.5.3 Vorbereitende Analyseschritte

Korrelationsanalyse

Die Korrelationsanalyse zählt zu den am weitesten verbreiteten Verfahren das Ausmaß der Abhängigkeit zwischen zwei kontinuierlichen Variablen zu untersuchen. Eine Ermittlung der Korrelationsstärke zwischen jeweils zwei Variablen ist zudem erforderlich, um eventuelle Multikollinearität zwischen den Prädiktorvariablen zu identifizieren. Es sollte hierbei nur eine der hochkorrelierenden Variablen in die Regressionsanalyse einbezogen werden. Durch diese Form der Analyse ist es zudem möglich, erste Hinweise über die Stärke und Richtung des linearen Zusammenhanges zu erhalten und somit eine *a-priori*-Selektion von Variablen durchzuführen. Die Korrelationsanalyse deckt jedoch nicht unbedingt kausale Zusammenhänge zwischen Variablen auf (Sokal & Rohlf, 1995).

Als Grenzwert wurde in dieser Arbeit ein Korrelationskoeffizient von 0,8 angenommen (Deutschewitz, 2001). Dabei ist zu beachten, dass dieser Wert nicht zu hoch angesetzt werden sollte, da sonst die Gefahr besteht, auch Parameter zu eleminieren, die für das Vorkommen der Arten relevant sind. Die Korrelationsmatrix wurde auf Grundlage des Pearson-Korrelationskoeffizienten erstellt. Neben den Annahmen Zufälligkeit der Stichproben sowie Unabhängigkeit der Beobachtungen wird zur Berechnung des Pearson-Koeffizenten eine bivariate Verteilung des betrachteten Variablenpaares angenommen[21]. Der Pearson-Korrelationskoeffizient $\varrho_e(x_j, x_k)$ ist wie folgt definiert:

$$\varrho_e(x_j, x_k) := \frac{\sum\limits_{i=1}(x_j(i) - \bar{x}_j)(x_k(i) - \bar{x}_k)}{\sqrt{\sum\limits_{i=1}(x_j(i) - \bar{x}_j)^2} \cdot \sqrt{\sum\limits_{i=1}(x_k(i) - \bar{x}_k)^2}} \; . \tag{4.5}$$

Hierbei sind $\bar{x}_j$ und $\bar{x}_k$ die Erwartungswerte zweier korrelierender Zufallsvariablen. Anhand der Korrelationsmatrix (Tab. **??** im Anhang) konnten zunächst extrem hohe Korrelationskoeffizienten zwischen Klima- und Reliefparametern festgestellt werden.

Bei der *a-priori*-Selektion aufgrund hoher Korrelationskoeffizienten wurde direkten Umweltvariablen Vorrang vor den indirekten (siehe Abb. 4.1) gewährt, da indirekte Parameter oftmals Kombinationen (Surrogate) direkter Variablen widerspiegeln.

Einige Reliefparameter, wie der minimale und maximale Höhenwert (*h.min, h.max*), die

[21] Die Verteilung beider Einzelvariablen sowie die gemeinsame Verteilung der beiden Variablen wird als normalverteilt angenommen.

Spannweite und Standardabweichung der Höhenwerte (*h.range, h.std*) sowie der Anteil an der Hangneigungsklasse 1 (*hn.1*) wurden aufgrund hoher Korrelationskoeffizienten mit den Klimavariablen ($> 0{,}8$) aus dem Datensatz entfernt. Die Bodenparameter Anteil an der KAK_{pot}-Klasse 3 (*kak.3*) sowie die mittlere KAK_{pot} (*kak.mw*) wurden entfernt, da eine hohe Korrelation zu Parametern der Bodenarten vorlag, auf deren Grundlage diese Variablen abgeleitet wurden.

Es erschien zudem angemessen einige hochkorrelierte Variablen im Datensatz zu belassen, da diese *a-priori* als relevant für die weitere Analyse erachtet wurden. Da der Distanzparameter *dist.9* lediglich mit einer Biotoptypen-Untergruppe (*ln.91*) hochkorreliert ist, wurde dieser ebenso im Datensatz belassen, wie die Reliefparameter mittlere Höhe und Hangneigung (*h.mw* und *hn.mw*).

Variable	**Beschreibung**	**Variable**	**Beschreibung**
Relief			
h.mw, hn.mw	Mittelwert der Höhe (m) bzw. Hangneigung (°)	exp.o, exp.s, exp.w, exp.n	Flächenanteil der jeweiligen Expositionsklasse (%)
Biotoptyp (%), Diversität (n), Distanzen (%)			
ln.2	Gewässer	ln.56	Magerrasen trockener Standorte
ln.31	Hochmoor, Übergangsmoor	ln.6	Feldgehölz/Baumgruppe
ln.32	Niedermoor, Sumpf	ln.71	
ln.410	Wirtschaftsgrünland (undifferenziert)	ln.72	Nadelbaumreinbestand
ln.412	mesophiles Grünland, Fettwiesen und -weiden, Bergwiesen	ln.73	Laubnadelmischwald
ln.413	Saatgrasland, artenarm	ln.74	Nadel-Laub-Mischwald
ln.414	Feuchtgrünland, Nassgrünland	ln.75	Laub-Mischwald
ln.42	Ruderal, Staudenflur	ln.76	Nadelmischwald
ln.51	anstehender Fels	ln.77	Feuchtwald
ln.52	Blockschutthalden	ln.79	Wiederaufforstung
ln.53	grössere Lesesteinhaufen und offene Steinrücken	ln.8	Acker, Sonderstandorte
ln.54	offene Flächen	ln.9	Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen
ln.55	Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen	lin.62.66	Gesamtlänge der Linienelemente „Baumreihe“ und „Hecke“

Tabelle 4.4 – Fortsetzung auf folgender Seite

Tabelle 4.4 – Fortsetzung der vorhergehenden Seite

Variable	**Beschreibung**	**Variable**	**Beschreibung**
no.ln1	Anzahl der Landnutzungshauptgruppen	no.ln2	Anzahl der Landnutzungsuntergruppen
dist.211.mw	mittlere Distanz zum Biotoptyp „Quelle“	dist.212.mw	mittlere Distanz zum Biotoptyp „Bach“
dist.214.mw	mittlere Distanz zum Biotoptyp „Fluß“	dist.9.mw	mittlere Distanz zum Biotoptyp „Siedlung“
Klima			
t.ja.mw, t.ja.std	Mittelwert und Standardabweichung der Jahrestemperatur(°C)	r.so.mw, r.so.std	Mittelwert und Standardabweichung des Sommerniederschlages (mm)
sd.ja.mw, sd.ja.std	Mittelwert und Standardabweichung der jährlichen Sonnenscheindauer (h)		
Boden			
ba.l	Lehm	ba.s	Sand
ba.t	Ton	ba.u	Schluff
ba.h	Humus		
bk.a	Auenböden	bk.	Braunerden
bk.f	O/C-Böden	bk.g	Gleye
bk.h	Natürliche Moore	bk.j	Subhydrische Böden
bk.l	Lessives	bk.m	Marschen
bk.o	Terrestrische Rohböden	bk.p	Podsole
bk.r	Ah/C-Böden	bk.s	Stauwasserböden
bk.t	Schwarzerden	bk.y	Terrestrische anthropogene Böden
lvz.mw, lvz.std	Mittelwert und Standardabweichung der landwirtschaftlichen Vergleichszahl	kak.1, kak.2	Flächenanteile der Böden mit KAK $_{pot}$-Klasse 1 bzw. 2 (%)

Tabelle 4.4: Im Modell verwendete erklärende Variablen.

Standardisieren der Variablen

Das Standardisieren stellt in multivariaten Analysen ein gebräuchliches Verfahren der Anpassung von Variablen dar, die in unterschiedlichen Einheiten vorliegen. Somit kann sichergestellt werden,

dass die Variablen in der gleichen Maßeinheit gemessen werden und die Relation der Werte einer Variablen erhalten bleibt (Bahrenberg et al., 1990). Mittels des Befehls *scale* (R-Syntax auf S. 159 des Anhanges) wurde der Datensatz zentriert (Venables & Ripley, 1994). Diese am häufigsten angewandte Methode der Standardisierung setzt den Mittelwert einer Variablen auf Null und die Standardabweichung auf den Wert Eins (Formel 4.6):

$$x'_k(i) = \frac{x_k(i) - \bar{x}_k}{\sigma} \ . \tag{4.6}$$

Hierbei entspricht $\bar{x}_k$ dem Mittelwert und σ der Standardabweichung der Variablen. Durch das Standardisieren wird zudem das Problem von hohen Korrelationen zwischen Interaktionen und ihren Einzelvariablen umgangen (Quinn & Keough, 2002). Außerdem ist anzumerken, dass sich durch das Standardisieren zwar der Regressionskoeffizient (Anstieg) einer Variablen verändert, dies sich jedoch nicht auf den Hypothesentest auswirkt, da der Regressionskoeffizient und dessen Standardfehler gleichermaßen von der Standardisierung betroffen sind (Quinn & Keough, 2002).

Univariate Variablenselektion

Ein Grundprinzip der statistischen Modellierung ist die Suche nach dem sparsamsten Modell, das jedoch noch hinreichend genau die Daten erklärt[22] (Hosmer & Lemeshow, 2000).

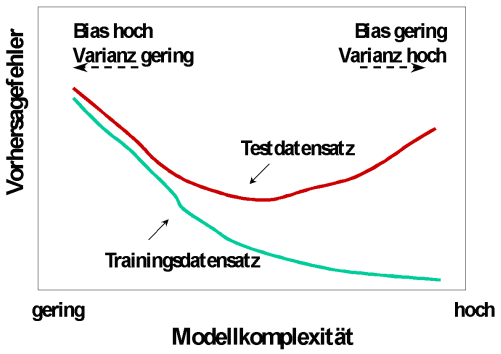


Abbildung 4.5: Bias-Variance-Tradeoff (aus Reineking & Schröder 2004b)

Eine Reduktion der Anzahl von Variablen im Modell hat zudem den Vorteil, ein generalisierbareres und stabileres Modell zu erhalten. Demzufolge steigt mit zunehmender Variablenzahl die Größe der Standardfehler und die Abhängigkeit des Modells von den beobachteten Daten. Ist die

[22] Dies wird auch als Parsimonieprinzip bezeichnet.

Anzahl der Variablen im Verhältnis zur Anzahl der Vorkommens- bzw. Nichtvorkommenspunkte zu hoch, so besteht die Gefahr der Überanpassung (*overfitting*) des Modells. Zudem sind Modelle mit sehr vielen Variablen oft schwerer zu interpretieren und machen schlechte Vorhersagen (Reineking & Schröder, 2004b). Hosmer & Lemeshow (2000) schlagen vor, die Selektionsprozedur mit einer gründlichen Analyse jeder einzelnen Variablen zu beginnen und im Falle von kontinuierlichen Variablen einzelne univariate logistische Regressionsmodelle zu fitten, um die Variablen u.a. auf Grundlage eines Signifikanztests ihrer Koeffizienten auszuwählen.

Abbildung 4.5 demonstriert das Sinken des systematischen Fehlers (*Bias*) eines Modells bei steigender Variablenanzahl. Im Gegensatz dazu steigt die Varianz eines Modells mit erhöhter Variablenanzahl, da Parameter lediglich auf Grundlage einer begrenzten Anzahl von Beobachtungen geschätzt wurden. Demzufolge besitzt ein sehr komplexes Modell auf den Trainingsdaten eine geringere Fehlerrate, auf anderen Daten jedoch erhöht sich die Fehlerrate im Vergleich zu einem schlankeren Modell. Das Grundprinzip der Variablenselektion ist es, die Anzahl der Variablen zu reduzieren und dabei die Variablen so auszuwählen, dass die Höhe der damit verbundenen Varianzreduzierung das Ausmaß der Verzerrungszunahme übertrifft. Dies wird auch als *Bias-Variance-Tradeoff* bezeichnet[23].

Nach Crawley (2002) ist es wichtig auch **nichtlineare Terme** zu spezifizieren, da oftmals nichtlineare Zusammenhänge zwischen der Response- und den Prädiktorvariabeln bestehen (Harrell, 2001). In dieser Arbeit werden demzufolge quadratische Terme ins Modell aufgenommen. Es wurde ein Signifikanztest für den quadratischen Term jeder Variablen durchgeführt, um Kurvilinearitäten zu idenifizieren und somit eine Begrenzung der Variablenanzahl für das volle Modell[24] zu erreichen. Crawley (2002) schlägt vor, zunächst die nichtlinearen Terme zu berechnen und auf Signifikanz zu prüfen, bevor dies mit den Interaktionstermen geschieht. Zur Veranschaulichung ist in Gleichung 4.7 ein Modell mit einem Polynom zweiter Ordnung dargestellt:

$$y = \frac{e^{\beta_0+\beta_1 x_1+\beta_{12} x_1^2+\ldots+\beta_q x_q+\beta_{q2} x_q^2}}{1+e^{\beta_0+\beta_1 x_1+\beta_{12} x_1^2+\ldots+\beta_q x_q+\beta_{q2} x_q^2}} + \epsilon \ . \tag{4.7}$$

Hierbei entspricht β_q dem linearen und $\beta_q 2$ dem quadratischen Koeffizienten der q-ten Prädiktorvariablen. Mit Hilfe des R-Skriptes (S. 159 im Anhang) wurden zunächst univariate Modelle für jeden quadratischen Term angepasst, um anschließend die Terme für die weitere Modellierung zu selektieren, die ein Sigfikanzniveau unter 0,05 aufweisen.

[23] Diese Bezeichnung kommt zustande, da *Bias* für Varianz eingetauscht wird.

[24] Das volle Modell enthält alle Variablen, einschließlich ihrer Interaktionen und quadratischen Terme.

Interaktionen von Variablen

In vielen biologischen Fragestellungen ist es notwendig, Interaktionen zwischen Variablen zu betrachten, da rein addititive Modelle keine Rückschlüsse auf den Effekt einer Variablen in Abhängigkeit von anderen Variablen auf die Responsevariable erlauben. Interaktionen werden als multiplikative Effekte von Einzelvariablen auf die Responsevariable verstanden (Quinn & Keough, 2002). Im Fall der Interaktion zweier Prädiktorvariablen x_j, x_k innerhalb eines multiplikativen linearen Modells lässt sich dies in Gleichung 4.8 wie folgt darstellen:

$$y = \frac{e^{\beta_0+\beta_1 x_1+...+\beta_q x_q+\beta_{jk} x_j x_k}}{1 + e^{\beta_0+\beta_1 x_1+...+\beta_q x_q+\beta_{jk} x_j x_k}} + \epsilon \ . \tag{4.8}$$

Nach Quinn & Keough (2002) entspricht $\beta_{jk} x_j x_k$ dem Interaktionsterm der Variablen x_j und x_k und gibt Aufschluss über die Abhängigkeit des Korrelationskoeffizienten von y gegen x_j auf den Wert von x_k und die Abhängigkeit des Korrelationskoeffizienten von y gegen x_k auf den Wert von x_j. Im Falle von kontinuierlichen Variablen agiert ein Interaktionsterm als neue Variable. Ist ein Haupteffekt (Einzelvariable) nicht signifikant, so kann jedoch eine Interaktion, die diese Variable enthält, signifikant sein. Um die Komplexität des Modells sowie die Interpretierbarkeit der Modelle im Rahmen zu halten, wurde die Festlegung getroffen, nur zweifach-Interaktionen[25] zwischen Variablen der verschiedenen Gruppen zuzulassen. Hierzu wurden die erklärenden Variablen des gesamten Datensatzes in die vier Gruppen Relief (Höhe, Exposition), Biotoptypen (Biotoptypen-Untergruppen, Distanzen, Diversität), Klima (Niederschlag, Temperatur, Sonnenscheindauer) und Boden (Bodenarten, -klassen, KAK_{pot}, LVZ) eingeteilt (R-Skript S. 159 im Anhang). Im Folgenden wurde ein Vektor erzeugt, der alle möglichen zweifach-Interaktionen von Variablen jeweils verschiedener Gruppen enthält. Somit wird vermieden, dass Variablen innerhalb einer Gruppe untereinander nicht sinnvoll interpretierbare Interaktionen bilden.

Bei einer Anzahl von 65 erklärenden Variablen liegen insgesamt 1344 mögliche zweifach-Interaktionen vor. Um die Anzahl an erklärenden Parametern im Modell möglichst gering zu halten, wurden wie im Falle der quadratischen Terme die Interaktionen selektiert, deren Signifikanzniveau im univariaten Modell unter 0,05 liegt (R-Skript S. 160 im Anhang). Je nach Pflanzenart wurden im Trainingsdatensatz zwischen 148 (*L. catharticum*) und 430 (*P. spicatum*) signifikante zweifach-Interaktionen ermittelt.

[25] Diese werden auch als Interaktionen erster Ordnung bezeichnet.

4.5.4 Das erklärende Modell

Es wurde zunächst ein vereinfachtes logistisches Regressionsmodell gebaut, das alle bereits ermittelten signifikanten quadratischen Terme sowie alle linearen Einzeleffekte der Prädiktorvariablen berücksichtigt. Hierbei handelt es sich um ein rein additives Modell. Interaktionen wurden erst später hinzugefügt. Die folgenden Schritte sind in Abbildung 4.6 dargestellt.

Schrittweise Variablenselektion

In Abschnitt 4.5.3 wurde bereits auf die Relevanz sowie einige Grundzüge der Variablenselektion eingegangen. Im multivariaten Modell (siehe R-Skript S. 160) erfolgte die Auswahl der Variablen anhand eines Kriteriums, das die Güte verschiedener Modelle bewertet und mit Hilfe eines Algorithmus das Modell heraussucht, das dieses Kriterium optimiert. Dabei wird neben der Anpassung des Modells an die Daten auch die Modellkomplexität berücksichtigt (Abb. 4.5). In dieser Arbeit wurde ein schrittweise rückwärtsgerichtetes Selektionsverfahren mit dem AIC[26] als Gütekriterium verwendet:

$$AIC = -2LL + 2q \ .$$

Der Term $-2LL$ ist ein Maß der Modellanpassung und lässt sich aus der Formel 4.4 herleiten. Dabei bezeichnet der Term LL die Log-Likelihood $\lg(L)$. Die Modellkomplextät wird durch die Anzahl der Variablen (q) angegeben und beim AIC zweifach gewichtet (bestraft).

In dieser Arbeit wurde ein Wert von $q = 7$ gewählt, um eine stärkere Bestrafung der Modellkomplexität zu erreichen und somit sparsamere Modelle mit weniger Variablen zu erhalten. Bei der hier angewendeten schrittweisen Selektion mittels der *step*-Funktion werden dem vollen Modell, das alle Variablen enthält, solange Variablen entfernt, bis sich der Wert des Selektionskriteriums nicht mehr signifikant verschlechtert.

Im Folgenden wurden additive Modelle gebaut, welche die Variablen des Modells der linearen und signifikanten quadratischen Terme (siehe Abschnitt 4.5.4) sowie jeweils 20 der signifikanten Interaktionen enthalten (siehe R-Skript S. 160 im Anhang). Im Falle der Art *Centaurea pseuodphrygia* mit 245 signifikanten zweifach-Interaktionen wurden somit 12 weitere Modelle angepasst (*gefittet*), deren Parameter schließlich zum Anpassen des finalen Modells verwendet wurden.

[26] Nach seinem Autor Akaike benanntes Kriterium *(Akaike Information Criterion).*

„Schrumpfen“ des Modells

Im Falle von 11 Arten waren die finalen Modelle trotz des schrittweisen Selektionsverfahrens im Hinblick auf die Anzahl der Vorkommenspunkte zu komplex. Nach Harrell (2001) sollte die Anzahl der Prädiktorvariablen im parametrisierten Regressionsmodell höchstens $\frac{1}{10}$ der Anzahl der unterrepräsentierten Kategorie (Präsenz bzw. Absenz) der Responsevariablen entsprechen. Mittels des *update*-Befehls wurden schrittweise-manuell die am wenigsten signifikanten Terme aus dem Modell entfernt (siehe R-Skript S. 160 im Anhang). Dabei ist zu beachten, dass nichtsignifikante Haupteffekte nur dann aus dem Modell eliminiert werden dürfen, wenn sie nicht Teil einer signifikanten Interaktion sind[27].

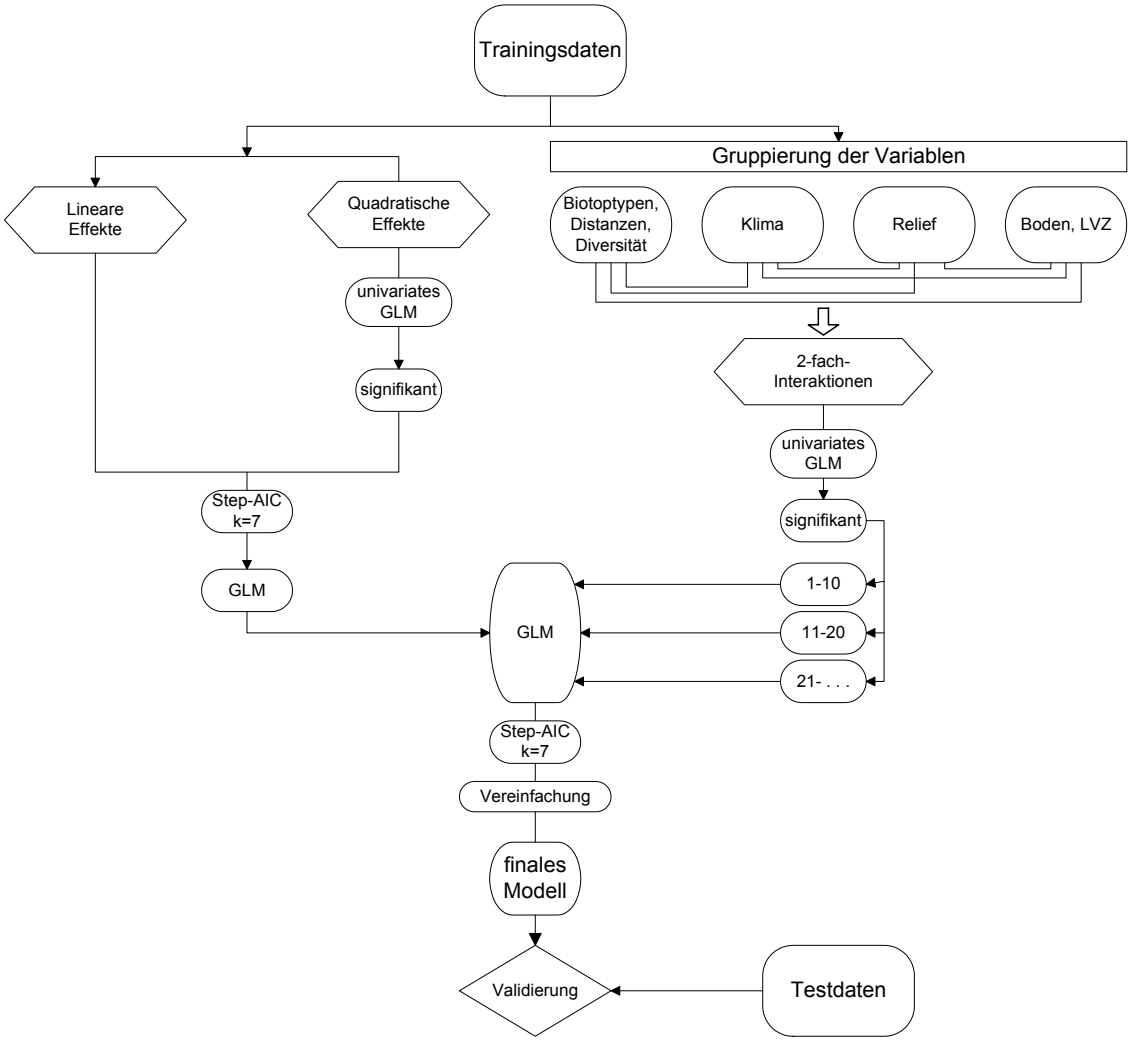


Abbildung 4.6: Ablaufschema zur Kalibrierung und Validierung der Modelle

[27]Dies wird auch als Marginalitätstheorem bezeichnet.

Interpretation der Modelle

In Bezug auf die Abhängigkeit des Vorkommens der Bergwiesenarten von den jeweiligen erklärenden Umweltvariablen werden sowohl die Regressionskoeffizienten als auch die Wahrscheinlichkeiten, dass die Nullhypothesen fälschlicherweise abgelehnt werden, betrachtet. Je niedriger die Wahrscheinlichkeit, desto signifikanter ist der Koeffizient von Null verschieden und desto stärker trägt die entsprechende Variable zur Erklärung der Varianz im Vorkommen der Art bei (Hosmer & Lemeshow, 2000). Umweltparameter mit einem Signifikanzniveau $p \leq 0,05$ werden im Rahmen dieser Arbeit als sigfikant, mit $p \leq 0,001$ als höchst signifikant eingestuft.

Das vereinfachte Modell entspricht der realisierten Nische der Art. Anhand der im Modell geschätzten Parameter wurden für jede Art Responsekurven für jeweils zwei hochsiginifikanter Variablen, gegebenenfalls auch ihrer Interaktionen, mit Hilfe des Programmes SigmaPlot®, dargestellt. Die Responsekurven verdeutlichen die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art im Parameterraum zweier Umweltvariablen. Die Umrechnung der Werte der Responsevariablen von der *logit*-Skala zu Vorkommenswahrscheinlichkeiten (r) erfolgte nach folgender Formel, wobei x die logit-transformierten Werte der Responsevariablen angibt:

$$r = \frac{1}{1 + \frac{1}{e^x}}$$

4.5.5 Modellgüte

Habitatmodelle liefern Aussagen, die räumlich und zeitlich auf die ihnen zugrundeliegenden Daten begrenzt sind. Nach Rykiel (1996) sollte in Bezug auf die Glaubwürdigkeit eines Modells durch eine Validierung festgestellt werden, mit welcher Güte die Prognosen eines Modells auch für andere Fälle anwendbar sind. Zur Beurteilung der Güte der angepassten Modelle wird sowohl die Trennschärfe des Modells (Diskriminierung), also die Fähigkeit des Modells, Vorkommen und Nichtvorkommen zu unterscheiden als auch die Anpassung des Modells an die Daten (*model fit*) untersucht. Da es möglich ist, dass schlecht kalibrierte Modelle gute Trenneigenschaften aufweisen können, ist es nötig sowohl die Diskriminierung als auch die Kalibrierung des Modells zu bewerten (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Anpassungsgüte der Modelle

Ein gebräuchliches Kriterium zur Einschätzung der Anpassung eines Modells stellt hierbei der Wert des Verhältnisses der vom angepassten Modell erreichten Devianz zur Devianz des Null-

modells (R^2, siehe Gleichung 4.9) dar. Dies kann auch als der Anteil der durch das Modell erklärten Varianz an der Gesamtvarianz bezeichnet werden, wobei sich die Devianz (D) aus der log-Likelihood berechnen lässt.

$$D = -2LL \ ,$$

$$R^2 = 1 - \left(\frac{D(Modell)}{D(Nullmodell} \right) \ . \tag{4.9}$$

Prognosegüte der Modelle

Zur Bestimmung der Klassifizierungsgüte der Modelle wurde ein schwellenwertunabhängiges Verfahren[28] verwendet. Dazu wurde der *AUC*-Wert *(Area Under Curve)* berechnet, der dem Flächeninhalt unter der ROC-Kurve (Receiver Operating Characteristics) entspricht.

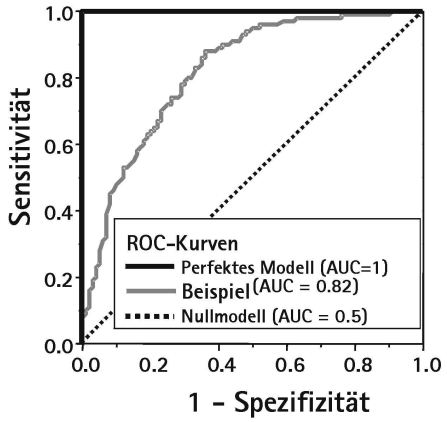


Abbildung 4.7: ROC-Kurve (aus Reineking & Schröder (2004a))

Der *AUC* ist ein Index zur Einschätzung der Gesamtgenauigkeit (Fielding & Bell, 1997) und gibt nach Reineking & Schröder (2004a) die Wahrscheinlichkeit an, dass bei einem zufällig gezogenem Paar von Beobachtungen, die jeweils ein Vorkommen und ein Nichtvorkommen beinhalten, eine höhere Wahrscheinlichkeit für das tatsächliche Vorkommmen durch das Modell vorhergesagt wird. In Gleichung 4.10 gibt $\bar{R}_1$ den mittleren Rang der Vorhersagen für Beobachtungen mit tatsächlichem Vorkommen, n die Gesamtzahl der Beobachtungen und $n1$ die Zahl der Vorkommen an:

[28] Eine Vielzahl von Maßen zur Bestimmung der Vorhersagerichtigkeit sind, wie z.B. Cohen´s Kappa, abhängig von einem Klassifikationsschwellenwert.

$$AUC = \frac{1}{n - n_1} \left(\bar{R}_1 - \frac{n_1 + 1}{2} \right) . \tag{4.10}$$

Zur Konstruktion der ROC-Kurven wird jede vom Modell vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit als Schwellenwert verwendet. Liegt die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Beobachtung unter diesem Schwellenwert, so wird diese als Nichtvorkommen, liegt sie darüber, als Vorkommen vorhergesagt. Die Sensitivität gibt dabei den Anteil der korrekt klassifizierten Vorkommen, die Spezifizität den Anteil der korrekten Nichtvorkommen an[29]. Hinsichtlich der Klassifizierungseigenschaften eines Modells wurden nach Thuiller (2003) vier Klassen zur Bewertung der *AUC*-Werte herangezogen. Modelle mit einem *AUC*-Wert $< 0,7$ indizieren demnach eine geringe Klassifizierungsgüte. Eine akzeptable Güte wird von Modellen mit einem $AUC > 0,7$ bzw. $< 0,8$ erreicht. Gute Klassifizierungseigenschaften werden von Modellen mit Werten $> 0,8$ und $< 0,9$, eine sehr gute Klassifikationsgüte von Modellen mit einem *AUC*-Wert $> 0,9$ erreicht.

Die Validierung der Modelle in Hinblick auf die Übertragbarkeit der beschreibenden Modelle erfolgte durch Berechnung des *AUC*-Wertes (Abschnitt 4.5.5) für die zweite Datensatzhälfte, dem Testdatensatz (Abschnitt 4.5.2). Ein Vergleich der *AUC*-Werte gibt Aufschluss darüber, inwiefern die Vorhersagegüte des Modells für den Trainingsdatensatz von der des Testdatensatzes abweicht und demzufolge wie gut sich die jeweiligen Modellergebnisse übertragen lassen.

4.5.6 Berechnung der Biotopentwicklungspotentiale

Die Berechnung von standortbezogenen Biotopentwicklungspotentialen erfolgte am Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie des Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V. in Müncheberg mittels des Statistikprogrammes SPSS®.

Die Ergebnisdaten des sozioökonomischen Modells RAUMIS (Abschnitt **??**) repräsentieren die Landnutzung unter veränderten agrarpolitischen Bedingungen auf Landkreisebene. Zur Prognose der Verbreitung der betrachteten Arten unter den veränderten Landnutzungsbedingungen ist es notwendig, sowohl den potentiell brachfallenden Flächen als auch den Waldmehrungsflächen entsprechend ihrer Standorteigenschaften Biotoptypen-/Landnutzungskategorien zuzuweisen, die sich auf diesen Flächen entwickeln könnten.

Ein geeignetes Verfahren der Zuweisung solcher Entwicklungspotentiale stellt die Diskriminanzanalyse dar. Mithilfe dieser Methode lässt sich die Standortbindung von Zielbiotoptypen halb-

[29] Der Wertebereich des *AUC* liegt zwischen 0,5 für Modelle ohne Klassifizierungsfähigkeiten und 1 für Modelle mit perfekter Klassifikation (Pearson et al., 2004).

natürlicher Offenlandstandorte als auch Waldbiotoptypen bestimmen (Glemnitz et al., 1999). Mittels der Diskriminanzanalyse wird analysiert, inwieweit sich bestimmte Gruppen, in diesem Falle Biotoptypen, hinsichtlich ihrer Umwelteigenschaften voneinander unterscheiden aber auch, inwiefern sich Beobachtungen erfolgreich klassifizieren lassen (Quinn & Keough, 2002). Des Weiteren können mit Hilfe dieses Klassifizierungsverfahrens Beobachtungen neuen Gruppen zugeordnet werden (Backhaus et al., 1996). Die Diskriminanzanalyse besitzt demnach sowohl beschreibenden als auch vorhersagenden Charakter. Nach Backhaus et al. (1996) wird vorausgesetzt, dass die Merkmalsvariablen metrisch und die Gruppierungsvariablen nominal skaliert sind. Quinn & Keough (2002) und McGarigal et al. (2000) führen folgende weitere Annahmen an:

- Homogenität der Innergruppen-Varianz[30].
- Normalverteilung der Variablen jeder Gruppe.
- Keine Ausreißer in den erklärenden Variablen.
- Erklärende Variablen sind untereinander unabhängig (unkorreliert)[31].

Die Diskriminanzanalyse wurde für Grünland- und Waldbiotoptypen jeweils getrennt durchgeführt. Es soll zunächst ein kurzer theoretischer Einblick in den Ablauf dieses Analyseverfahrens gegeben werden.

Aufstellen der Diskriminanzfunktionen

Der erste Schritt jeder DA ist das Aufstellen von Diskriminanzfunktionen. Diese Funktionen stellen lineare Kombinationen der erklärenden Variablen dar, wobei die erste Diskriminanzfunktion die lineare Kombination von Variablen bildet, die das Verhältnis der Varianz zwischen den Gruppen zur Varianz innerhalb der Gruppen maximiert (Quinn & Keough, 2002). Die ersten beiden Funktionen besitzen die größte Trennkraft (*discriminating power*) (Quinn & Keough, 2002). Die Diskriminanzfunktionen werden auch als kanonische Diskriminanzfunktionen bezeichnet, da eine Linearkombination von Variablen vorgenommen wird:

$$z = b_0 + b_1 x_1 + \ldots + b_q x_q \ . \tag{4.11}$$

[30] D.h. die Varianz einer erklärenden Variablen sowie die Korrelation zwischen jeweils zwei Variablen muss in jeder Gruppe gleich sein. Mit anderen Worten: die Innergruppen-Varianz-Kovarianzmatrix sollte in jeder Gruppe gleich sein.

[31] Sind Variablen hoch korreliert, so liegt *Multikollinearität* vor.

Mittels der Diskriminanzfunktion (Gleichung 4.11) soll zum einem eine optimale Trennung zwischen den Gruppen, zum anderen eine Prüfung der diskriminatorischen Bedeutung der erklärenden Variablen bestimmt werden (Backhaus et al., 1996). Dabei ist z die Diskriminanzvariable, b_0 das konstante Glied sowie b_q der Diskriminanzkoeffizient für die erklärende Variable x_q. Diese Funktion liefert für jeden Wert einer erklärenden Variablen einer bestimmten Gruppe einen Diskriminanzwert.

Die diskriminatorische Bedeutung einer Variablen zeigt sich in der Unterschiedlichkeit ihrer Mittelwerte zwischen den Gruppen.

Schätzung der Diskriminanzfunktion

Jede Gruppe lässt sich zunächst durch ihren mittleren Diskriminanzwert beschreiben, der auch als Zentroid bezeichet wird und folgendermaßen charakterisiert ist:

$$\bar{z}_g = \frac{1}{I_g} \sum_{I=1}^{I_g} z_{gi} \ . \tag{4.12}$$

Hierbei bezeichnet I_g ein Element der Gruppe g sowie z_{gi} den Diskriminanzwert der Diskriminanzfunktion (Backhaus et al., 1996).

Mittels eines Diskriminanzkriteriums wird die Unterschiedlichkeit zwischen den einzelnen Gruppen gemessen. Die unbekannten Koeffizienten $(b_0 \dots b_q)$ werden so geschätzt, dass dieses Kriterium maximiert wird und die Diskriminanzfunktion somit bestmöglich zwischen den Gruppen trennt. Das Diskriminanzkriterium (γ) lässt sich nach der Gleichung 4.13 als das Verhältnis der Streuung (SS_b) zwischen den Gruppen zur Streuung innerhalb der Gruppen (SS_w) beschreiben (Backhaus et al., 1996):

$$\gamma = \frac{SS_b}{SS_w} \tag{4.13}$$

mit

$$SS_b = \sum_{g=1}^{G} I_g (\bar{z}_g - \bar{z})^2 \tag{4.14}$$

und

$$SS_w = \sum_{g=1}^{G} \sum_{i=1}^{I_g} (z_{gi} - \bar{z}_g)^2 \ . \tag{4.15}$$

Die Streuung zwischen den Gruppen (SS_b) ist hierbei die Summe der quadrierten Abweichungen der Gruppenzentroide vom Gesamtmittel (Gleichung 4.14); die Streuung in den Gruppen (SS_w) die Summe der quadrierten Abweichungen vom jeweiligen Gruppenentroid (Gleichung

4.15). Durch SS_b wird somit der mittels Diskriminanzfunktion erklärte Anteil an der Gesamtstreuung, durch SS_w der nicht erklärte Anteil an der Gesamtstreuung angegeben (Backhaus et al., 1996). Der Wert dieses Verhältnisses wird als die relative Wichtigkeit oder auch der Eigenwertanteil[32] einer Diskriminanzfunktion bezeichnet.

Prüfung der Diskriminanzfunktion

Neben der Betrachtung des Diskriminanzkriteriums lässt sich die Güte (Trennschärfe) einer Diskriminanzfunktion durch den Vergleich der mittels Diskriminanzfunktion ermittelten Gruppenzugehörigkeit mit der tatsächlichen Gruppenzugehörigkeit untersuchen. Die Klassifikation lässt sich durch die relativen Häufigkeiten der korrekt klassifizierten Elemente anhand einer Klassifizierungsmatrix[33] beurteilen (Backhaus et al., 1996).

Prüfung der erklärenden Variablen

Die Beurteilung der erklärenden Variablen dient zum einen der Einschätzng der Unterschiedlichkeit der Gruppen, zum anderen können dadurch unwichtige Variablen aus der Diskriminanzfunktion entfernt werden (Backhaus et al., 1996). Die Basis für die multivariate Beurteilung des Einflusses einer Einzelvariablen auf die Trennschärfe bilden die Koeffizienten der Diskriminanzfunktion.

Liegen die erklärenden Variablen in verschiedenen Maßeinheiten vor, ist es erforderlich, die Diskriminanzkoeffizienten zu standardisieren, indem jeder Wert mit der Standardabweichung der jeweiligen Variablen multipliziert wird (Quinn & Keough, 2002).

Klassifizierung

Mittels dieses Schrittes werden Elemente unbekannter Gruppenzugehörigkeit bekannten Gruppen zugeordnet. Es wurde somit angenommen, dass der Biotoptyp potentiell brachfallender Flächen unbekannt ist. In dieser Arbeit wurde das Konzept der Klassifikationsfunktionen angewendet. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass innerhalb der Gruppen die gleiche Streuung vorliegt. Die Klassifizierung erfolgt hierbei direkt anhand der Merkmalswerte der erklärenden Variablen (Umweltparameter), wodurch den unbekannten Gruppen bereits bekannte Gruppen zugeordnet werden können:

$$F_g = b_{0g} + b_{1g}x_1 + \ldots + b_{qg}x_q \ .$$

[32] Der Maximalwert des Diskriminanzkriteriums wird auch als Eigenwert bezeichnet.
[33] Für diese Matrix kann auch die Bezeichnung *confusion-matrix* verwendet werden.

Soll ein Element klassifiziert werden, so muss anhand der jeweiligen Merkmalswerte für jede mögliche Gruppe der Funktionswert F_g berechnet werden. Das neue Element wird anschließend der Gruppe mit dem höchsten Funktionswert zugeordnet. Den einzelnen Gruppen wurden gleiche *a priori*-Wahrscheinlichkeiten ($P(g)$)[34] zugeordnet, die in der Summe für alle Gruppen den Wert Eins ergeben:

$$\sum_{g=1}^{G} P(g) = 1 \ .$$

Diese errechnen sich aus dem relativen Anteil des Funktionswertes einer Gruppe (F_g) an der Summe der Funktionswerte aller Gruppen, denen das jeweilige Element zugeordnet werden kann. Somit repräsentieren die Werte Wahrscheinlichkeiten zur Entwicklung einer Fläche zur Gruppe (Biotoptyp) mit dem jeweils größten Wahrscheinlichkeitswert. Diese Werte können demzufolge als Biotopentwicklungspotentiale interpretiert werden.

Erstellen eines Vektordatensatzes

Vor der Berechnung der Biotopentwicklungspotentiale wurde zunächst ein geeigneter Datensatz generiert, der sowohl den Annahmen der DA entspricht als auch eine höchstmögliche Genauigkeit der erklärenden Variablen aufweist. Zudem ist es erforderlich geeignete Gruppen festzulegen, die mittels der DA untersucht bzw. neu klassifiziert werden. Der bereits für die Regressionsanalyse aufbereitete Datensatz auf Grundlage der $\frac{1}{4}$-MTBQ ist als Datenbasis zur Durchführung einer DA ungeeignet, da die erforderlichen Gruppierungsvariablen, in diesem Falle die Biotoptypen, lediglich in Form metrisch skalierter relativer Anteile vorliegen. Mittels Verschneidung der in Abschnitt 4.3.1 aufbereiteten Datensätze wurde ein Vekordatensatz aller vorliegenden Umweltvariablen erzeugt. Vor der Verschneidung wurde der Datensatz der CIR-Biotoptypen-und Landnutzungskartierung auf die Kategorien reduziert, die gemäß der Szenarien (siehe Abscnitt 4.4) potentiell brachfallen bzw. auf brachfallenden Flächen neu entstehen können. Um die Anzahl von Polygonen im Vektordatensatz möglichst gering zu halten, wurden die Klima-, Relief- und Distanzvariablen sowie die Standortparameter LVZ und KAK auf Basis der $\frac{1}{4}$-MTBQ herangezogen. Jedem Element wurde eine Identifikationsnummer (ID) zugeordnet.

Auf Basis der acht Mikroregionen (Abb. 3.2) erfolgte eine naturräumliche Teilung des Gesamtdatensatzes. Diese Teilung besitzt neben der Reduktion der Datensatzgröße den Vorteil, dass innerhalb eines Naturraums homogenere Standorteigenschaften im Vergleich zum gesamten Untersuchungsgebiet vorherrschen. Innerhalb dieser räumlichen Einheiten kann somit eine

[34] Wahrscheinlichkeiten, die den Gruppen vor der Diskriminanzanalyse zugeordnet wurden.

schärfere Trennung (Diskriminierung) zwischen den einzelnen Zielgruppen erfolgen.

Vor Durchführung der Diskriminanzanalyse wurden die nominal (kategorisch) skalierten Bodenparameter in *dummy*-Variablen[35] umgewandelt.

Gruppierung und Durchführung der Analyse

Die in der DA berücksichtigten Gruppen entsprechen den Biotoptypen, die sich gemäß den jeweilgen Szenarienvorgaben des Abschnittes 4.4 entwickeln können.

Es wurden 16 Diskriminanzanalysen durchgeführt und somit Entwicklungspotentiale sowohl für Offenland- als auch Wald-Biotoptypen jedes Naturraumes getrennt ermittelt. Vor Beginn der eigentlichen Analyse erfolgte eine Transformation aller Variablen durch Division ihrer jeweiligen Maximalwerte, um einen Skalenangleich der Variablen zu erreichen. Mittels einer Korrelationsmatrix wurden hochkorrelierte Variablen[36] identifiziert.

Die Ergebnisse der einzelnen Diskriminanzanalysen sind im Abschnitt A.5 des Anhangs in tabellarischer Form aufgeführt und sollen an dieser Stelle am Beispiel der Offenland- und Wald-Biotoptypen der Mikroregion Elbtal lediglich kurz vorgestellt werden, um einen Ansatz zur möglichen Interpretation der Ergebnistabellen zu liefern. Die Bezeichnung der Kategorien der Gruppierungsvariablen erfolgt anhand des Feuchtegradienten[37].

Für das Beispiel der **Offenland-Biotoptypen** der Mikroregion Elbtal wurden folgende Gruppen in der Analyse verwendet:

- 1 Hochmoor, Übergangsmoor (31)
- 2 Niedermoor (32)
- 3 Feuchtgrünland (414)
- 4 Ruderal-/Staudenflur (42)
- 5 Artenarmes Saatgrasland (413)
- 6 Mesophiles Grünland, Fettwiesen/-weiden, Bergwiesen (412)
- 7 Magerasen trockener Standorte (56)
- 8 Zwergstrauchheiden, Borstgrasrasen (55)

[35] Hierbei wurde für jede einzelne Kategorie einer Variablen eine stellvertretende Variable mit den Ausprägungen „vorhanden“ (1) und „nicht vorhanden“ (0) erstellt.

[36] Variablen mit einem Korrelationskoeffizienten $> 0,9$ wurden von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

[37] Die Bezeichnung in Klammern folgt dem CIR-Schlüssel.

- 9 Offenflächen (54)

In die DA der **Waldbiotope** gingen folgende Gruppen ein:

- 10 Feuchtwälder (77)
- 11 Laubbaum-Reinbestand(71)
- 12 Laub-Mischwald (75)
- 13 Laub-Nadel-Mischwald (73)
- 14 Nadel-Laub-Mischwald (74)
- 15 Nadel-Mischwald (76)
- 16 Nadelbaum-Reinbestand (72)

Die Bezeichnungen der Variablen entsprechen denen des Ausgangsdatensatzes für die Regressionsanalyse[38].

Die Analyse der **Offenland-Biotope** der Mikroregion berücksichtigt eine Anzahl von 6204 Fällen (Biotope), wobei 2825 auf den Trainingsdatensatz entfallen. Die verbleibenden 3379 Fälle besitzen somit keine Gruppierungsvariable.

Funktion	Eigenwert	% der Varianz	Kumulierte %	Kan. Korrelation
1	0,289	42,8	42,8	0,473
2	0,128	18,9	61,7	0,337

Tabelle 4.5: Eigenwerte der kanonischen Diskriminanzfunktionen der Offenland-Biotoptypen des Elbtals

In diesem Beispiel wird nur auf die ersten beiden Diskriminanzfunktionen Bezug genommen, da diese den größten Anteil der Gesamtvarianz erklären und somit die stärkste Trennkraft besitzen. Anhand der Tabelle 4.5 wird ersichtlich, dass die Gesamtvarianz über sieben Trennfunktionen erklärt wird. Der gemeinsame Anteil der ersten beiden Trennfunktionen an der Gesamtvarianz beträgt 61,7 %.

Die Strukturmatrix (Tabelle A.20 im Anhang) lässt die Größe der absoluten Korrelation zwischen einer Variablen und der jeweiligen Diskriminanzfunktion, demzufolge die diskriminatorische Bedeutung von einzelnen Variablen für die jeweilige Trennfunktion, erkennen.

[38]Der Buchstabe T an erster Stelle bezeichnet transformierte Variablen.

	Funktion						
	1	2	3	4	5	6	7
2	1,216	0,248	0,421	0,157	-0,661	0,339	-0,394
3	2,246	0,855	0,575	0,224	0,614	-0,253	0,151
4	-0,309	0,013	0,082	-0,065	0,193	0,079	-0,080
5	0,488	-0,150	-0,558	-0,045	0,000	0,052	0,048
6	-0,075	-0,203	0,170	-0,014	-0,140	-0,113	0,067
7	-0,593	3,452	0,006	-3,679	-0,850	0,176	0,617
8	-0,765	1,916	-2,337	-0,724	-0,238	-2,664	-2,454
9	-0,788	0,906	-0,248	0,686	-0,170	0,018	0,125

Tabelle 4.6: Centroiden der nicht standardisierten Diskriminanzfunktionen für Offenland-Biotoptypen des Elbtals

Demnach trennt die **erste Diskriminanzfunktion** hauptsächlich zwischen tiefer gelegenen Lehm- bzw. Gleystandorten und Böden mit höherer LVZ anhand von Bodengüte- und Höhemerkmalen sowie Distanzen zu Fließgewässern (*T_DIS211, T_DIS212*).

Bei Betrachtung der mittleren Diskriminanzwerte (Zentroiden) der nichtstandardisierten Diskriminanzfunktionen in Tabelle 4.6 lassen sich durch diese Funktion die Feuchtwiesen (3) und Niedermoore (2) von den Biotoptypen der Heiden bzw. Borstgrasrasen (8), Offenflächen (9) und den anderen trockenen Standorten trennen.

Durch die **zweite Diskriminanzfunktion** lassen sich vor allem die frischen Grünländer, welche landwirtschaftlich interessante Grünlandbiotope darstellen, von den Extremstandorten der Feuchtwiesen (3) und Trockenrasen (7) und Heiden trennen. Als Variablen mit der größten Trennkraft treten hierbei erneut Distanz- und Bodenparameter (*T_DIS211, T_DIS212, T_DIS212, BKL_R*), jedoch auch Klimaparameter (*T_RWIMW*) hervor.

Eine Betrachtung der Klassifikationsmatrix (Tabelle 4.7) lässt erkennen, dass in 31,2 % der Fälle die mittels der Diskriminanzfunktionen ermittelte Gruppenzugehörigkeit der Elemente mit der tatächlichen Gruppenzugehörigkeit übereinstimmt. Die Gesamtklassifikationsgüte ist in Bezug auf die Güte des Ausgangsdatensatzes als gut zu beurteilen (Glemnitz, 2005). Besonders gut konnten die feuchten Biotoptypen (Niedermoore, Feuchtwiesen) abgebildet werden. Innerhalb der frischen Grünlandbiotope (4, 5 und 6) streuen die Reklassifikationswerte sehr stark, da diese Biotoptypen anhand der Standorteigenschaften wenig differenziert sind. Die trockenen

Biotope (7 und 8) werden extrem gut durch die Trennfunktionen abgebildet. Die Reklassifikationsgüte wird in diesem Falle jedoch aufgrund der geringen Anzahl der Trainingsdatensätze (< 10) für die Biotoptypen zu optimistisch eingeschätzt.

	Vorhergesagte Gruppenzugehörigkeit							
Tatsächliche Gruppe	2	3	4	5	6	7	8	9
2	60,9	21,7	3,3	0,0	3,3	4,3	0,0	6,5
3	14,3	64,3	10,0	1,4	0,0	10,0	0,0	0,0
4	8,7	3,1	25,6	15,5	23,0	3,0	3,7	17,4
5	19,6	12,5	12,5	29,6	12,9	0,4	3,4	9,1
6	14,7	5,5	19,8	14,3	28,8	2,4	2,1	12,3
7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	88,9	11,1	0,0
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
9	2,5	0,0	18,5	6,4	8,3	5,7	9,6	49,0
Ungruppierte Fälle	7,7	5,3	22,4	13,6	19,4	5,0	3,1	23,6
31,2% aller Fälle wurden korrekt reklassifiziert								

Tabelle 4.7: Klassifizierungsergebnisse der Offenland-Biotoptypen des Elbtals

In die Analyse für **Wald-Biotopentwicklungspotentiale** der Mikroregion Elbtal gingen aus einer Gesamtzahl von 6204 Elementen mit 1287 Elementen alle tatsächlichen Waldbiotope als Trainingsdaten ein. Die verbleibenden 4917 Elementen wurden mittels Klassifizierung neuen Gruppen zugeordnet. Die ersten beiden Funktionen besitzen mit 75,3 % den größten Erklärungsgehalt (Tabelle A.21 im Anhang).

Durch die **erste Diskriminanzfunktion** lassen sich die Feuchtwälder (10) von den Nadelrein- bzw. Mischwäldern (14 und 16) trockener Standorte unterscheiden (Tabelle A.23). Hierbei besitzen wiederum Distanz-, Bodengüte- und Klimavariablen (*T_DIS211, T_DIS214, BKL_A, BKL_R, BAHG_R, T_RWIMW*) die größte diskriminatorische Bedeutung (Tabelle A.22 im Anhang). Die **zweite Diskriminanzfunktion** ist ebenfalls von Distanz- und Klimamerkmalen sowie dem Bodengüteparameter *T_KAKMW* bestimmt und trennt besonders die laubholzdominierten Mischwälder (12 und 13) von den Feuchtwäldern (10) (Tabelle A.23).

Bezogen auf die Ausgangsdatengüte kann die Gesamtreklassifikationsgüte von 52,2 % nach Glemnitz (2005) als sehr gut eingestuft werden (Tabelle A.24). Mit ca. 60 % können mit Ausnahme der laubholzdominierten Wälder alle Wald-Biotoptypen sehr gut reklassifiziert werden.

Mittels des o.g. Ansatzes der Klassifizierungsfunktionen erfolgte sowohl die Zuordnung der Elemente deren Gruppenzugehörigkeit als unbekannt angenommen wird als auch die Neuzuweisung von Gruppen für die Elemente des Trainingsdatensatzes. Hierbei sei auf die Annahmen des Abschnittes 4.4 verwiesen. Jedem Element wurde somit ein mittels der Klassifikationsfunktionen ermittelter Wahrscheinlichkeitswert zur potentiellen Entwicklung eines Wald- bzw. Offenlandbiotoptyp zugeordnet und in der entsprechenden Spalte der Tabelle im dbf-Format zugewiesen.

Anhand der ID erfolgte die Verknüpfung der dbf-Dateien der Biotopentwicklungspotentiale der acht Mikroregionen mit dem Vektordatensatz im shape-Format, der den Ausgangsdatensatz für die Diskriminanzanalyse bildete. Anschließend erfolgte die Selektion aller Flächen der Biotoptypen Acker (81, 82) und Wirtschaftsgrünland (412, 413, 42), da diese gemäß der Szenarienannahmen des Abschnittes 4.4 potentiell brachfallen können. Die Attributtabelle enthält die einzelnen Entwicklungspotentiale zu Offenland- als auch Waldbiotoptypen. In diesem erweiterten Vektordatensatz wurden neben den einzelnen Entwicklungspotentialen lediglich die für eine räumliche Verteilung der Potentiale relevanten Parameter *H_MW, HN_MW* und *LVZ_MW* belassen. Anhand der *shape*-Datei der 22 RAUMIS-Modellkreise Sachsens (Abb. A.14 im Anhang) wurde der Datensatz geteilt. Dieser Schritt bildet die Grundlage der räumlichen Verteilung der Offenland-Biotopentwicklungspotentiale anhand der RAUMIS-Ergebnisse, die in Form von Anteilen der Brachfläche an der LN ebenfalls auf Landkreisebene vorlagen. Des Weiteren wurde die *shape*-Datei der potentiellen Waldmehrungsflächen mit den Vektordatensätzen auf Kreisebene verschnitten, um Wald-Biotopentwicklungspotentiale nach den Szenarienannahmen (Abschnitt 4.4) räumlich zu verteilen.

Eignung der CIR-Kartierung als Referenzdatensatz

Da angenommen wird, dass die CIR-Biotoptypen-und Landnutzungskartierung dem RAUMIS-Basisjahr 1999 entspricht, wurden die beiden Datensätze zunächst auf Konsistenz geprüft, um anschließend entscheiden zu können, inwiefern die Angaben des RAUMIS-Basisjahres 1999 und die darauf basierenden veränderten Angaben der Szenarien auf den CIR-Datensatz übertragbar sind bzw. welche Kategorien dafür geeignet erscheinen.

Da RAUMIS nur Angaben zur Zusammensetzung der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) auf

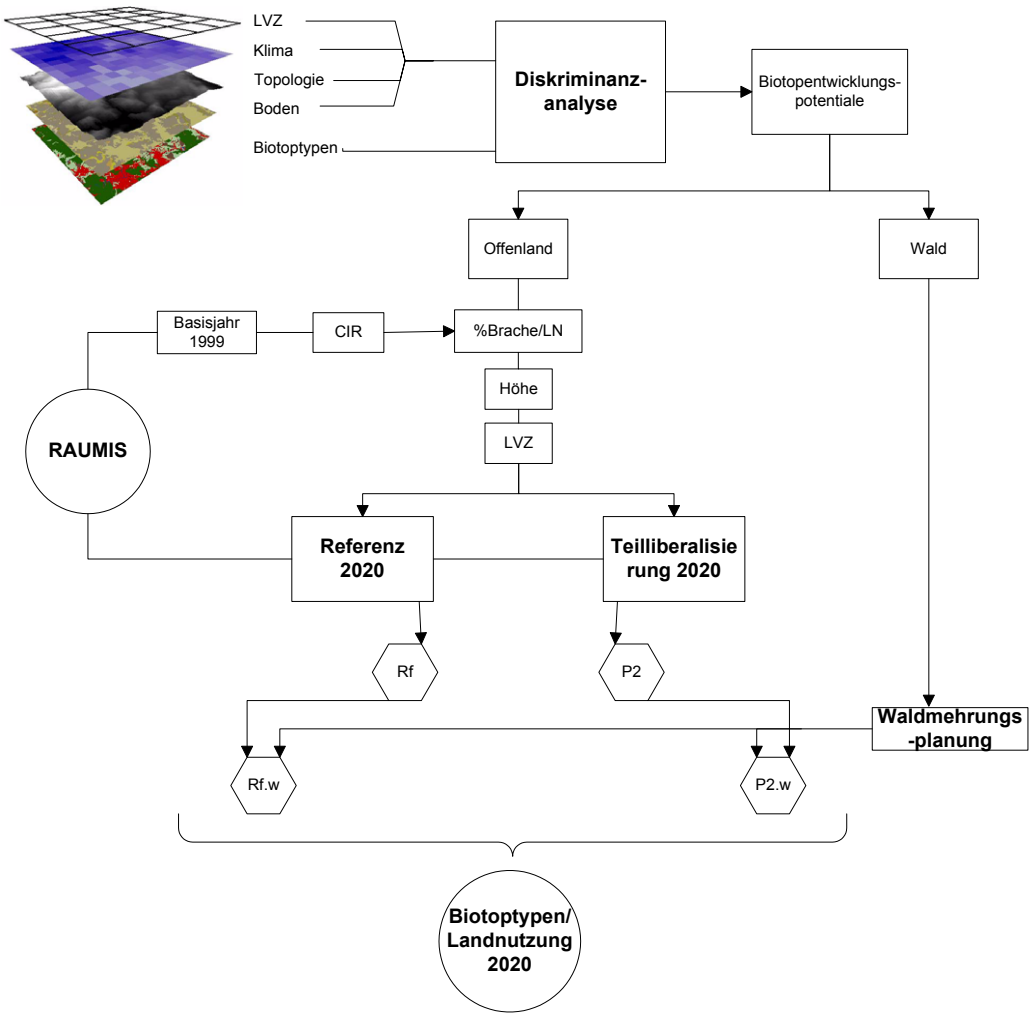


Abbildung 4.8: Ablaufschema zur Berechnung und räumlichen Verteilung von standortbezogenen Biotop-Entwicklungspotentialen.

Kreisebene bereitstellt, wurden die jeweiligen Anteile von Brachflächen[39], Ackerflächen[40] sowie Dauergrünland[41] an der LN des Basisjahres 1999 ermittelt und mit den Anteilen der jeweiligen Kategorien der CIR-Biotopkartierung verglichen, die sich anhand des CIR-Biotoptypenschlüssels aus Grünland (3, 41, 55, 56), Acker (81, 82) und Brachfläche (811) zusammensetzen.

Anhand der Tabelle 4.8 wird ersichtlich, dass die Anteile von Grünland und Acker in beiden Datensätzen in extrem unterschiedlichen Verhältnissen vorliegen. Der CIR-Datensatz enthält im Vergleich zum RAUMIS-Basisszenario wesentlich höhere Grünlandanteile, die insbesondere in

[39]Im Gegensatz zu Stilllegungsflächen, die in ackerfähigem Zustand gehalten werden müssen, sind Brachflächen dauerhaft aus der Nutzung gefallen und zählen nicht zur Ackerfläche (Gömann et al., 2003).

[40]Die Ackerfläche setzt sich aus den Anteilen von 25 verschiedenen Anbaukulturen zusammen.

[41]Die Kategorie Dauergrünland wird in RAUMIS durch die Kategorien Wiesen, Weiden, Hutungen und Extensivgrünland repräsentiert.

den Landkreisen der Mittelgebirge (Annaberg, Weißeritzkreis, Westlausitzkreis) zu Ungunsten des Anteils der Ackerfläche sehr hoch ausfallen.

	An	Bz	Cl	Dz	Dl	Fg	Vo	Lq	Dd	Me	Mw	Md	Gr	Rg	So	Ss	Cq	Tg	Wt	We	Wl	Zq
DGL_CIR	76	35	33	15	20	52	49	20	24	75	34	19	38	20	39	47	50	18	50	83	42	41
Acker_CIR	24	65	66	82	76	47	50	77	73	24	65	79	60	74	61	52	49	80	50	17	55	59
Brache_CIR	0	1	1	3	5	1	1	3	4	0	1	1	2	6	0	0	1	3	1	0	3	0
DGL_99	46	20	19	7	9	28	35	8	13	44	18	10	22	12	25	34	27	12	32	51	20	21
Acker_99	54	80	81	93	91	72	65	92	87	56	82	90	78	87	75	66	73	88	68	49	79	79
Brache_99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brache_Rf	29	12	7	7	4	5	3	5	3	8	3	3	10	6	3	8	3	5	8	30	9	11
Brache_P2	55	45	38	42	28	37	35	40	28	35	31	34	52	49	30	33	38	40	39	51	51	34

Tabelle 4.8: Anteile der Kategorien Dauergrünland (DGL), Acker und Brache an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Landkreise Sachsen in den verschiedenen Datengrundlagen bzw. Szenarien. *CIR* - CIR-Kartierung, *99* - RAUMIS-Basisszenario 1999, *Rf* - RAUMIS-Referenzszenario 2020, *P2* - RAUMIS-Szenario Teilliberalisierung.

Die Anteile von Brachflächen an der LN divergieren in beiden Datensätzen wesentlich schwächer. So enthält die CIR-Biotoptypenkartierung Brachflächenanteile von bis zu 6 %, da dieser Datensatz eine andere thematische Ausrichtung besitzt und vermutlich auch Stilllegungsflächen, die RAUMIS zu Ackerfläche zählt, in dieser Kategorie aufgeführt werden. Aus diesem Grund kann davon ausgegangen werden, dass der Anteil echter Brachen in diesem Datensatz ähnlich des RAUMIS-Basisjahres 1999 bei 0 % liegt. Die verschiedenen Grünlandanteile sind dabei auf die unterschiedlichen Verfahren für die Ableitung der jeweiligen Kategorien zurückzuführen. So wurden möglicherweise Gras- bzw. Leguminosen-dominierte Anbaukulturen, die in RAUMIS zur Kategorie Acker gezählt werden, in den CIR-Luftbildern als Grünland klassifiziert. Demzufolge ist eine getrennte Betrachtung der Veränderung von Grünland- und Ackerflächen bezüglich der Szenarienvorgaben nicht sinnvoll. In der vorliegenden Arbeit werden daher lediglich die Anteile der Brachfläche an der LN, sowohl des *Basisjahres 1999* als auch der einzelnen Szenarien *Referenz 2020* und *Teilliberalisierung 2020*, anhand der jeweiligen Flächengrößen ermittelt. Die jeweiligen prozentualen Anteile an der LN sind in Tabelle 4.8 dargestellt. Bezüglich der Übertragung der RAUMIS-Ergebnisse auf die CIR-Biotoptypen werden folgende Annahmen getroffen:

- Der Anteil der Brachfläche beträgt im Basisjahr 0 %.

- RAUMIS-Stilllegungsflächen zählen zur Ackerfläche.
- Die Änderungen der Brachflächenanteile in den RAUMIS-Szenarien entsprechen den Änderungen der jeweiligen Flächenanteile in der CIR-Biotoptypenkartierung.

Zur Ermittlung der Größe der potentiell brachfallenden Flächen wurden die aus den RAUMIS-Daten errechneten Brachflächen-Anteile auf die gesamte LN der CIR-Biotopkartierung übertragen. Somit erhält man für jeden Landkreis die Flächengrößen, welche potentiell brachfallen können (Tab. A.25 im Anhang).

Disaggegierung der Biotopentwicklungspotentiale

Da die Gesamtfläche der potentiell vom Brachfallen betroffenen Biotoptypen die Flächengrößen der Szenarienvorgaben überschreitet, war es notwendig die Entwicklungspotentiale anhand geeigneter Kriterien zu verteilen, sodass die Summe ihrer Einzelflächen den jeweiligen Szenarienvorgaben der Tabelle A.25 im Anhang entspricht. Entsprechend der Szenarienannahmen (Abschnitt 4.4) werden sukzessiv benachteiligte Gebiete bzw. ertragsschwache Standorte (Ungunststandorte) in ihre Biotopentwicklungspotentiale anhand folgender Kriterien umgewidmet:

- Benachteiligte Gebiete bzw. Bergregionen höher 600 m über N.N. und einer Landwirtschaftlichen Vergleichszahl (LVZ) < 28
- Gebiete mit niedrigster LVZ.
- Restliche Gebiete entsprechend der höchsten Wahrscheinlichkeitswerte ihrer Entwicklungspotentiale.

Die Selektion der potentiell brachfallenden Flächen erfolgte mittels räumlicher Abfragen aus den jeweiligen Attributtabellen der Vektordatensätze der Biotopentwicklungspotentiale auf Basis der RAUMIS-Modelkreise (Abbildung A.14 im Anhang) in ArcGis®. Aus den jeweils möglichen Offenland- bzw. Waldentwicklungspotentialen wurde ein brachfallendes Element dem Biotoptyp mit dem größten Entwicklungspotential zugeordnet. Somit wurden zunächst alle benachteiligten Berggebiete in die jeweiligen Kategorien eingeordnet. Entsprechend der Vorgaben der Szenarien (Abschnitt 4.4), die eine Waldmehrung (*Rf.w, Rf.w.k, P2.w, P2.w.k*) beinhalten, wurde allen Waldmehrungsflächen ein standortbezogenes Waldentwicklungspotential zugewiesen. Handelt es sich dabei um Flächen der Waldmehrungsplanung, so wurden diesen vorrangig Waldbiotop-Entwicklungspotentiale anstelle von Offenlandbiotop-Entwicklungspotentialen zugewiesen. Es

wird angenommen, dass alle Waldmehrungsflächen aufgeforstet werden. Die räumliche Verteilung der Waldmehrungsflächen ist in Abb. 5.11 des nachfolgenden Kapitels dargestellt.

Prognosedatensatz für Landnutzungsänderung

Zur Modellierung der Verbreitung der betrachteten Bergwiesenarten unter zukünftigen Landnutzungsänderungen war es notwendig die veränderte Landnutzung bzw. Biotoptypenaustattung auf der Maßstabsebene des Ausgangsdatensatzes für das beschreibende Modell zu quantifizieren. Hierzu erfolgte eine Berechnung der jeweiligen Flächenanteile der von Umwidmung betroffenen Biotoptypen-/Landnutzungskategorien (Abschnitt 4.4) an der Gesamtfläche eines jeden Landkreises. Die Berechnung der jeweiligen Anteile der Biotoptypen erfolgte anhand der in den Abschnitten 4.3.2 und 4.3.3 beschriebenen Rasterung auf 10 m. Die Flächengrößen der betreffenden Wald- und Offenlandbiotoptypen wurden mittels zonaler Statistik auf Grundlage der $\frac{1}{4}$-MTBQ errechnet. Bezüglich der Flächenveränderung durch die Umwidmung in standortbezogene Biotopentwicklungspotentiale lassen sich entsprechend der Annahmen in Abschnitt 4.4 folgende Gruppen von Biotoptypenkategorien der CIR-Kartierung erkennen:

1. Flächenverlust (*81, 82, 413*)
2. Verlust als auch Vergrößerung (*412, 42*)
3. Vergrößerung (*31, 32, 414, 54, 56, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77*)
4. Keine Veränderung der restlichen Kategorien.

Die somit entstandene veränderte Zusammensetzung der Biotoptypenaustattung erforderte zudem die Neuberechnung der Biotoptyp-Diversitätsvariablen *no.ln1* und *no.ln2*.

4.5.7 Klimaprojektion

Da die Klimaprojektionen für die Parameter Mittlerer Sommerniederschlag und Mittlere Jahrestemperatur keine signifikanten geographischen Unterschiede aufweisen (Abb. 4.9 und Abschnitt 4.4), lassen sich diese sehr einfach innerhalb des Untersuchungsgebietes räumlich verteilen. Die projizierten Änderungen der mittleren Summen des Sommerniederschlages fallen jedoch in den einzelnen Regionen des Untersuchungsgebietes sehr verschieden aus. So sind in Nord- und Ostsachsen markante Rückgänge der Niederschlagssummen um bis zu 45 % zu erkennen, während für das Gebiet des Vogtlandes und Westerzgebirges geringe Zunahmen um bis zu 7,5 % projiziert werden (Küchler & Sommer, 2005).

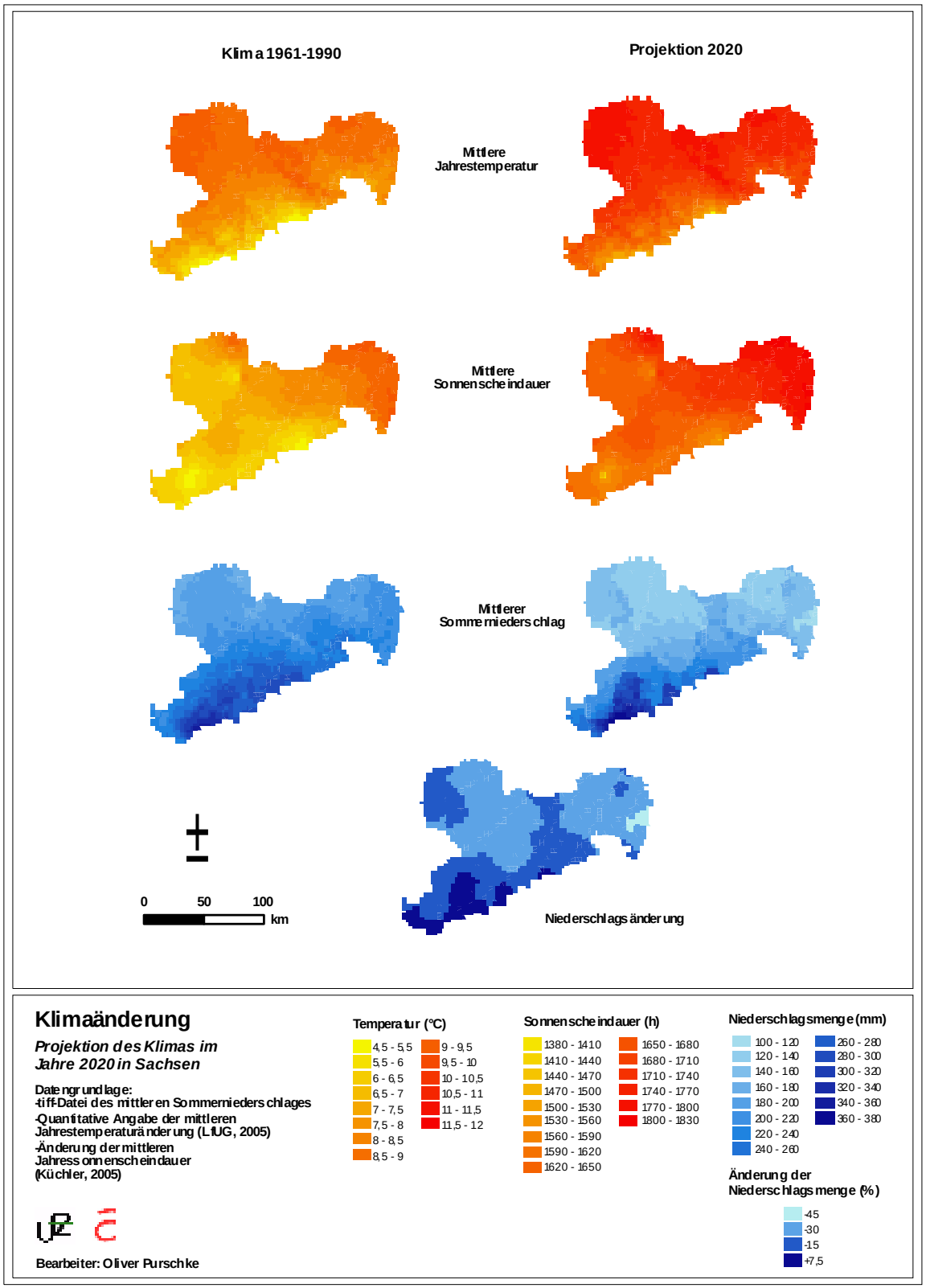


Abbildung 4.9: Projektion des Klimas für das Jahr 2020 im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961-1990.

Niederschlagsprognose

Um eine räumlich explizite Abbildung der sich regionsspezifisch ändernden Niederschlagsmengen zu erhalten wurde in dieser Arbeit auf eine Bilddatei des Dokumentes „Klimawandel in Sachsen“ (Küchler & Sommer, 2005) im *tiff*-Format zurückgegriffen, die zur Herstellung eines räumlichen Bezuges auf Grundlage der Grenze des Freistaates Sachsens in Erdas Imagine® georeferenziert wurde. Somit wurde eine Überlagerbarkeit mit den anderen digitalen Umweltdatensätzen des Untersuchungsgebietes möglich. Der Datensatz lässt vier Zonen verschiedener Niederschlagsänderungen erkennen, die mittels ArcGis 9® digitalisiert und in einen Vektordatensatz konvertiert wurden. Die Vektordatei im *shape*-Format wurde anschließend mit dem Datensatz der $\frac{1}{4}$-MTBQ verschnitten und somit jedem $\frac{1}{4}$-MTBQ ein Wert der prozentualen Niederschlagsänderung zugewiesen. Ließ sich ein $\frac{1}{4}$-MTBQ mehreren Klimaänderungszonen zuordnen, so wurde diesem der Wert der Veränderungszone zugeordnet, die den größten Anteil am jeweiligen $\frac{1}{4}$-MTBQ aufweist.

4.5.8 Prognose der Artverbreitung

Anhand der folgenden Schritte erfolgte die Vorhersage der Verbreitung der betrachteten Bergwiesenarten unter den szenarienbasierten projizierten Umweltveränderungen. Hierbei soll sowohl die Generierung geeigneter Datensätze als auch die Methodik der Erstellung und Bewertung der Prognosemodelle beschrieben werden.

Prognose für die Szenarien

Auf Grundlage der in den o.g. Schritten räumlich explizit verteilten und auf Ebene der $\frac{1}{4}$-MTBQ quantifizierten Umweltveränderungen wurden Datensätze erzeugt, die zur Vorhersage der Verbreitung der Bergwiesenarten dienen. Hierzu wurden die Werte der Biotoptypen-/Landnutzungs-, Klima- sowie Biotoptypendiversitätsvariablen des transformierten Ausgangsdatensatzes für die beschreibenden Modelle durch die aufgrund der Szenarienannahmen (Abschnitt 4.4) veränderten Parameterwerte ersetzt. Die veränderten Variablen wurden auf gleiche Weise der jeweiligen Variablen des Ausgangsdatensatzes transformiert (Abschnitt A.3). Das Standardisieren aller erklärenden Variablen erfolgte anhand der Mittelwerte und Standardabweichungen (Abschnitt 4.5.3) der Variablen des transformierten Ausgangsdatensatzes für das beschreibende Modell (Abschnitt A.3), um den Effekt der veränderten Werte zu erhalten.

Anhand der Ergebnisse der kalibrierten Modelle sowie auf Grundlage der veränderten Da-

ten wurden anschließend für jedes Szenario der jeweiligen Arten vorhersagende Modelle für den gesamten, ungeteilten Datensatz erzeugt. Die Ergebnisse dieser Modelle sind Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Arten unter den veränderten Bedingungen.

Schwellenwerte für das Vorkommen

Zur Quantifizierung der Verbreitungsänderung der Bergwiesenarten wurden die berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeiten durch Festlegung eines Schwellenwertes in die Präsenz/Absenz-Form umgewandelt. In dieser Arbeit wurde der Ansatz der Kappa-Maximierung verfolgt. Die Berechnung der Cohen´s Kappa-Statistik beruht auf einer Klassifikationsmatrix (*confusion matrix*), welche die Anzahl richtig vorhergesagter Vorkommen (c), richtig vorhergesagter Nichtvorkommen (f), falsch vorhergesagter beobachteter Nichtvorkommen (d) sowie als Nichtvorkommen vorhergesagter Vorkommen (e) beinhaltet (Abbildung 4.9). Der Kappa-Wert berechnet sich wie folgt:

$$\kappa = \frac{\%korrekt - [p_D p_V + (1 - p_D)(1 - p_V)]}{1 - [p_D p_V + (1 - p_D)(1 - p_V)]} \ .$$

Hierbei bezeichnet $\%korrekt$ den Anteil korrekter Vorhersagen $(c + f/n)$ der *confusion matrix* in Abbildung 4.9, p_D den Anteil der Vorkommen in allen Beobachtungen $(c + e/n)$ und p_V den als Vorkommen klassifizierten Anteil der Vorhersagen $(c + d/n)$.

		Daten	
		1	0
Prognose	1	c	d
	0	e	f

Tabelle 4.9: Klassifikationsmatrix (*confusion matrix*)

Mittels einer Optimierungsfunktion wurde ein Schwellenwert für die Vorkommenswahrscheinlichkeit gewählt, der die Kappa-Statistik maximal werden lässt. Die Wahrscheinlichkeiten oberhalb dieses Schwellenwertes wurden als Vorkommen, Werte gleich bzw. kleiner dieses Wertes als Nichtvorkommen definiert. Der Kappawert an dieser Stelle könnte auch als Maß für die Klassifikationsgüte herangezogen werden, die jedoch in dieser Arbeit anhand des AUC-Wertes (Abschnitt 4.5.5) beurteilt wird. Die artspezifischen Schwellenwerte wurden sowohl für die Vorkommenswahrscheinlichkeiten der vorhersagenden Modelle des gegenwärtigen vorhergesagten Vorkommens als auch des vorhersagten Vorkommens unter den jeweiligen Szenarienbedingungen

angewendet. Zur Visualisierung dieser Ergebnisse wurden die Datensätze der beobachteten Inzidenz sowie der vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten als auch die aus ihnen erzeugten Präsenz/Absenz-Datensätze auf Grundlage der $\frac{1}{4}$-MTBQ mit einer *shape*-Datei verschnitten und in ArcGis9® dargestellt. Eine Darstellung der räumlichen Verteilung der Abweichungen der durch das Modell auf den gesamten Datensatz vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten von den tatsächlichen Vorkommen bzw. Nichtvorkommen erfolgt anhand von Residuenkarten im Abschnitt A.6 des Anhangs.

Kapitel 5

Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse sowohl in Bezug auf die Anpassungs- als auch Klassifikationsgüte der erklärenden Modelle dargestellt und im Hinblick auf die Hypothesen zu den Habitatansprüchen (Abschnitt 3.1) der einzelnen Arten interpretiert. Im Anschluss daran werden die Ergebnisse der räumlichen Verteilung der mittels Diskriminanzanalyse ermittelten Biotopentwicklungspotentiale und die somit projizierten Veränderungen einzelner Landnutzungs-/Biotoptypkategorien dargestellt (siehe Abschnitt 4.4). Schließlich wird die prognostizierte Verbreitungsänderung der einzelnen Arten in Hinblick auf die Szenarien sowie die Parameter der vorhersagenden Modelle dargestellt (siehe Abschnitt 4.5.8).

5.1 Habitatmodelle

Die Darstellung der beschreibenden Habitatmodelle ausgewählter Arten erfolgt sowohl vor dem Hintergrund der im Modell enthaltenen signifikanten Parameter als auch der als Hypothesen aufzufassenden, tatsächlichen Lebensraumansprüche (Abschitt 3.1). Zur Veranschaulichung des Zusammenhanges zwischen den Modellergebnissen und den szenarienbedingt veränderbaren Parametergruppen Klima und Biotoptypen/Landnutzung (4.4) sowie des Verbreitungsmusters der Arten erfolgt eine Einteilung der Modelle in folgende fünf Gruppen:

- **Biotoptyp- und Klimaparameter** (*Bistorta officinalis, Centaurea pseudophrygia, Cirsium heterophyllum, Crepis mollis, Dactylorhiza majalis, Geranium sylvaticum, Lathyrus linifolius, Nardus stricta, Phyteuma spicatum, Trisetum flavescens*)
- **Klimaparameter** (*Meum athamanticum, Thlaspi caerulescens, Rhinanthus minor, Phyteuma nigrum, Poa chaixii*)

- **Wald- und Offenland-Biotoptypparameter** (*Arnica montana*)
- **Offenland-Biotoptypparameter** (*Alchemilla glaucescens*)
- **Wald-Biotoptypparameter** (*Linum catharticum*)

Da die Einteilung der Gruppen anhand der Parameter erfolgt, die von zukünftigen Landnutzungs- und Klimaänderungen betroffen sind, können die Modelle darüber hinaus Parameter anderer Variablenkategorien (siehe Abschnitt 4.5.3) enthalten. Es werden die Modelle der jeweiligen Gruppe anhand jeweils einer Art exemplarisch dargestellt. Die weiteren Arten der jeweiligen Gruppe werden an dieser Stelle lediglich kurz genannt jedoch im Anhang (Abschnitt A.4) auf ähnliche Weise beschrieben. Des Weiteren erfolgt eine Bewertung der Modelle hinsichtlich der Anpassungs- sowie der Klassifikationsgüte auf den Trainings- und Testdatensatz. Die jeweiligen Modelle sind im Anhang (Abschnitt A.4) und eine Übersicht der Gütemaße ist in Tabelle S. 75 zu finden.

Die Abhängigkeit zwischen hoch signifikanten Einzelparametern bzw. Interaktionen zweier Parameter und der Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Arten wird in diesem Abschnitt anhand von Response-Oberflächen[1] dargestellt. Eine räumlich explizite Darstellung der verbreitungsrelevanten Einzelparameter bzw. Interaktionen, insbesondere von szenarienbedingt veränderbaren Klima- und Landnutzungsparametern, erfolgt im Abschnitt A.6 des Anhanges. Auf eine Darstellung des Wertebereichs dieser Umweltparameter durch eine Legende wird verzichtet, da der Zusammenhang zum Artvorkommen hier lediglich veranschaulicht, jedoch nicht räumlich explizit quantifiziert werden soll. Im Hinblick auf die Bezeichnung der Variablen wird auf S. 47 verwiesen.

Die Ergebnisse der erklärenden werden zunächst kurz vorgestellt.

Für zehn der insgesamt 18 betrachteten Bergwiesenarten wird das Vorkommen sowohl durch Klima- als auch Landnutzungsparameter erklärt. Somit kann angenommen werden, dass diese Arten auf die projizierten Umweltveränderungen beider Kategorien mit Verbreitungsänderungen reagieren werden. Ein signifikanter Zusammenhang von Klimaparametern ohne Landnutzungsparameter auf das Artvorkommen wird anhand der Modelle von fünf Arten ersichtlich. Modelle, in denen jeweils ausschließlich Wald- oder Offenlandbiotoptypen bzw. beide Kategorien einen Einfluss auf das Artvorkommen haben, wurden lediglich für eine Art je Modellgruppe ersichtlich. Die jeweiligen Modelle sind in Abhängigkeit von Prevalenz unterschiedlich komplex. So liegen

[1] Hier wird mitttels Responseoberflächen die Vorkommenswahrscheinlichkeit jeweils einer Art im Parameterraum zweier erklärender Variablen veranschaulicht.

sehr komplexe Modelle für die häufig vorkommenden Arten *Bistorta officinalis* mit 38 Parametern bzw. für *Poa spicatum* und *Trisetum flavescens* mit jeweils 31 Parametern vor. Analog hierzu haben die selten und mitunter zerstreut vorkommenden Arten *Crepis mollis* mit sechs bzw. *Arnica montana* und *Poa chaixii* mit jeweils sieben Parametern sehr einfache Modelle.

Für fünf Arten (*Meum athamanticum, Cirsium heterophyllum, Arnica montana, Geranium sylvatica* und *Crepis mollis*) konnte durch die geschätzten Modellparameter mindestens die Hälfte ($R^2 > 0,5$) der Varianz im Vorkommen der jeweiligen Art erklärt werden, wobei das Modell von *Meum athamanticum* mit 73 % an erklärter Varianz besonders auffällt.

	AUC 1	AUC 2	R^2	n1	q
Alchemilla glaucescens	0,889	0,866	0,30	76	8
Arnica montana	0,969	0,928	0,58	82	7
Bistorta officinalis	0,922	0,822	0,49	516	38
Centaurea pseudophrygia	0,929	0,914	0,45	126	13
Cirsium heterophyllum	0,975	0,945	0,69	259	18
Crepis mollis	0,965	0,955	0,54	58	6
Dactylorhiza majalis	0,829	0,766	0,23	143	14
Geranium sylvaticum	0,958	0,942	0,57	161	15
Lathyrus linifolius	0,871	0,818	0,36	141	13
Linum catharticum	0,800	0,723	0,18	107	10
Meum athamanticum	0,984	0,968	0,73	188	12
Nardus stricta	0,892	0,835	0,41	451	30
Phyteuma nigrum	0,903	0,889	0,34	112	9
Phyteuma spicatum	0,911	0,869	0,45	305	31
Poa chaixii	0,862	0,802	0,29	74	7
Rhinanthus minor	0,921	0,889	0,48	120	9
Thlaspi caerulescens	0,927	0,901	0,49	314	18
Trisetum flavescens	0,848	0,763	0,29	315	31

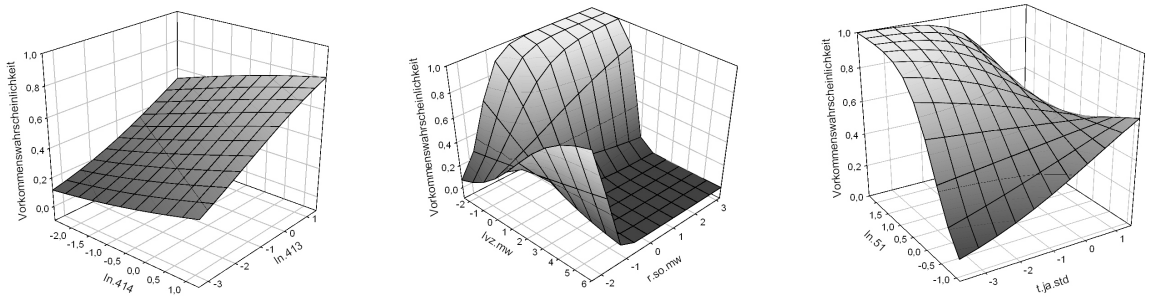
Tabelle 5.1: Anpassungs- und Klassifikationsgüte der Modelle (Abschnitt 4.5.5), *AUC* - Werte für Trainings- (*AUC* 1) und Testdatensatz (*AUC* 2), q - Anzahl der Modellparameter, R^2 - Anteil der erklärten Varianz, $n1$ - Anzahl der Vorkommen im Trainingsdatensatz.

Diese Modelle besitzen demzufolge eine sehr gute Anpassungsgüte.

Vergleichsweise schlechte Modelle, die mit einen Wert von $R^2 < 0,3$ weniger als 30 % der Gesamtvarianz erklären, liegen für *Linum catharticum, Dactylorhiza majalis, Trisetum flavescens* und *Poa chaixii* vor. Ähnliche Ergebisse wurden bei der Vorhersage der gegenwärtigen Verbreitung der Arten anhand des Testdatensatzes erreicht.

5.1.1 Bistorta officinalis

Der größte Teil der in dieser Arbeit untersuchten Arten lässt sich der Gruppe von Modellen zuordnen, die das Vorkommen einer Art anhand von **Klima-** als auch **Landnutzungsparametern** erklären. Im Folgenden wird das Modell der Art *Bistorta officinalis* vorgestellt. Die weiteren Modelle der Arten dieser Gruppe werden im Anhang (A.4) dargestellt und beschrieben. Das Modell von *B. officinalis* ist mit einer Anzahl von 38 Parametern sehr komplex (S. 162). In Gebieten mit hohen Anteilen von Feuchtwiesen (*ln.414*) sowie Saatgrasland (*ln.413*) ist die Art am stärksten verbreitet (Abb. 5.1(a)). Zudem bedingen sehr hohe mittlere Sommerniederschläge (*r.so.mw*) in ertragsschwachen Gebieten (*lvz.mw*) sowie sehr niedrige Werte von *r.so.mw* in landwirtschaftlich ertragreichen Gebieten (Abb. 5.1(b)) ein häufiges Vorkommen von *B. officinalis*. Ebenfalls sehr häufig kommt die Art sowohl in Gebieten mit hohen Anteilen an anstehendem Felsgestein (*ln.51*) und geringer Standardabweichung der Jahresmitteltemperatur (*t.ja.std*) als auch in Gebieten mit geringen Anteilen an *ln.51* und hohen Werten von *t.ja.std* vor (Abb. 5.1(c)).

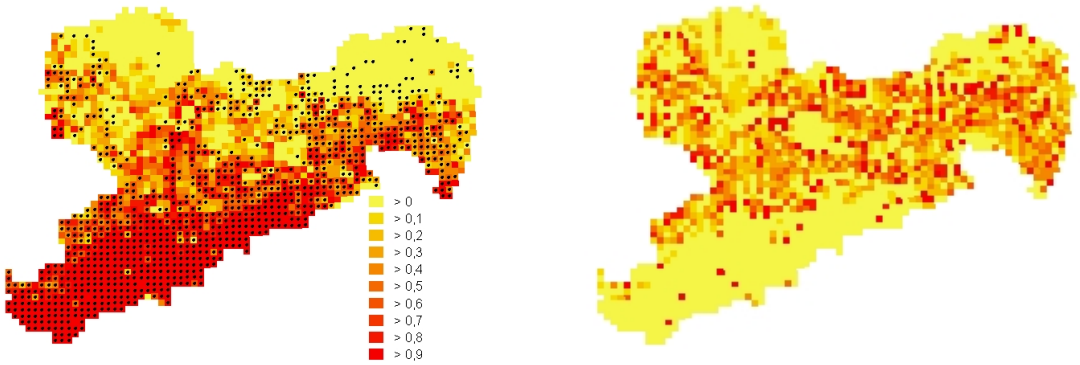


(a) (b) (c)

Abbildung 5.1: Responseoberflächen für *Bistorta officinalis* im Parameterraum von (a) Feuchtgrünland und Saatgrasland (*ln.414, ln.413*), (b) der LVZ und dem mittleren Sommenniederschlag (*lvz.mw, r.so.mw*) bzw. (c) der Standardabweichung der Jahrestemperatur und anstehendem Festgestein (*t.ja.std, ln.51*).

Die Anpassungsgüte dieses Modells an den Trainingsdatensatz beträgt 49 %, die Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,922 als außergewöhnlich gut zu bezeichnen. Für

den Testdatensatz sinkt dieser Wert jedoch auf 0,822 und lässt somit auf eine eingeschränkte Übertragbarkeit dieses Modells schließen. Im Gebiet des Hauptvorkommens der Art, dem Erzgebirge und Vogtland, werden weitestgehend hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten vorhergesagt (Abb. 5.2(a)). Hierin liegt auch die hohe Klassifikationsgüte des Modells begründet. Die vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten der gegenwärtigen Verbreitung von *Bistorta officinalis* weichen insbesondere im Bereich der Mittelsächsischen Hügelländer sowie im Bereich der Lausitz vom tatsächlichen Vorkommen ab (Abb. 5.2(b)).



(a) gegenwärtig (b) Residuen

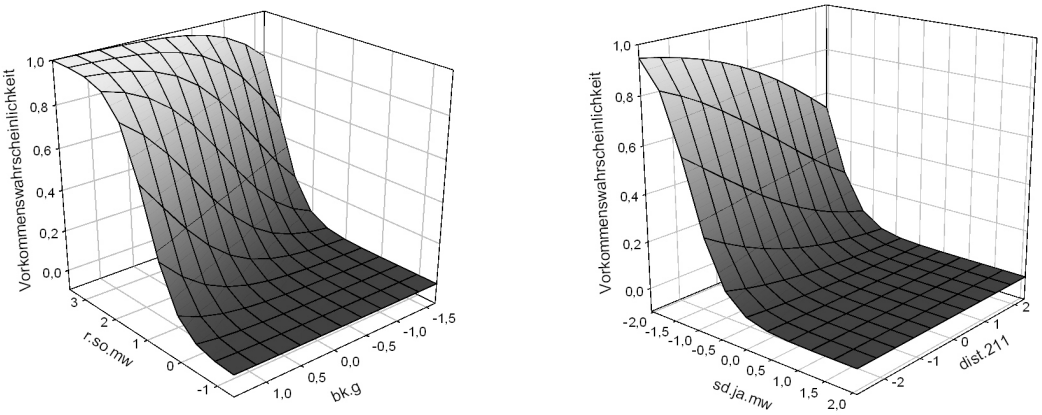
Abbildung 5.2: (a) Beobachtetes Vorkommen (schwarze Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Bistorta officinalis*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.2(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,50; (b) Abweichung der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom beobachteten Vorkommen; Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten (rechts) sowie der Abweichungen (links): 0,1.

Hinsichtlich der tatsächlichen Lebensraumansprüche kann das Vorkommen der Art (Abschnitt 3.1) auf feuchten, nährstoffreichen Böden durch die hohen positiven Regressionskoeffizienten des Parameters Feuchtwiese (*ln.414*) als auch der euhemerobe Charakter durch hohe Anteile an Saatgrasland (*ln.413*) bestätigt werden. Der Charakter des Mäßigsäurezeigers wird durch anstehenden Fels (*ln.51*) bestätigt, der im Gebiet der Sächsischen Schweiz durch Sandstein repräsentiert wird. Der mäßig stickstoffzeigende Charakter wird anhand von *lvz.mw* nur in niederen Lagen, durch *r.so.mw*, ersichtlich. In Gebieten höherer Ausprägung von *r.so.mw* hingegen steigt die vom Modells vorhergesagte Vorkommenswahrscheinlichkeit auf Grenzertragsstandorten mit niedriger Ausprägung von *lvz.mw*.

5.1.2 Meum athamanticum

Die Gruppe von Modellen, die das Vorkommen einer Art anhand von **Klimaparametern** erklärt, wird im Folgenden exemplarisch anhand der Art *Meum athamanticum* dargestellt und

umfasst innerhalb dieser Arbeit vier weitere Arten (*Thlapi caerulescens, Rhinanthus minor, Phyteuma nigrum, Poa chaixii*) (Anhang A.4). Das Modell von *M. athamanticum* besitzt mit 12 Parametern eine mittlere Komplexität (S. 166). In Gebieten hoher Sommerniederschläge sowie einer geringen Jahressonnenscheindauer kommt die Art am häufigsten vor (Abb. 5.3). Zudem erklären Boden- bzw. Distanzparameter das Vorkommen der Art. So ist *Meum athamanticum* insbesondere in niederschlagsreichen Gebieten mit hohen Anteilen an Gleyböden (*bk.g*) (Abb. 5.3(a)) und mittlerer Entfernung zu Quellen (*dist.211*) (Abb. 5.3(b)) häufig anzutreffen. Dies wird anhand des negativen Regressionskoeffizienten von *dist.211* ersichtlich.



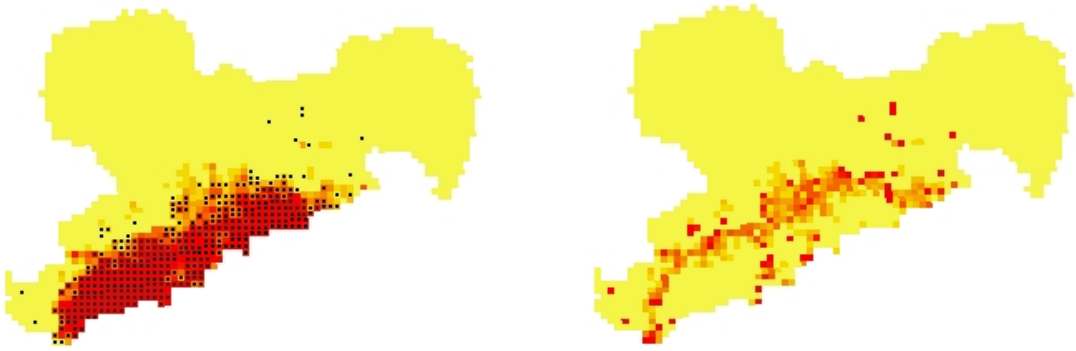
(a) (b)

Abbildung 5.3: Responseoberflächen für *Meum athamanticum* (a) im Parameterraum des mittleren Sommerniederschlages und des Anteils an Gleyböden (*r.so.mw, bk.g*) sowie (b) der Distanz zu Quellen und der mittleren Sonnenscheindauer (*dist.211, sd.ja.mw*).

Mit 73 % erklärt dieses Modell einen sehr großen Anteil in der Varianz des Vorkommens von *M. athamanticum*. Die Klassifikationsgüte ist sowohl für den Trainingsdatensatz mit einem AUC-Wert von 0,984 als auch für den Testdatensatz mit einem Wert von 0,968 als außerordentlich gut zu bewerten.

Aufgrund der geringen Abweichung beider Werte voneinander lässt sich auf eine sehr gute Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Sehr gute Übereinstimmungen der Vorhersagen sind innerhalb der Kammregionen des Ost- als auch des Westerzgebirges zu verzeichnen. Größere Abweichungen des prognostizierten gegenwärtigen vom tatsächlichen Vorkommen sind insbesondere im Randbereich des Erzgebirges sowie innerhalb des zerstreuten Vorkommens im Gebiet des Westlausitzer Berglandes zu erkennen (Abb. 5.4(b)).

In Hinblick auf die Habitatansprüche der Art (Abschnitt 3.1) lässt sich das tatsächliche Vor-



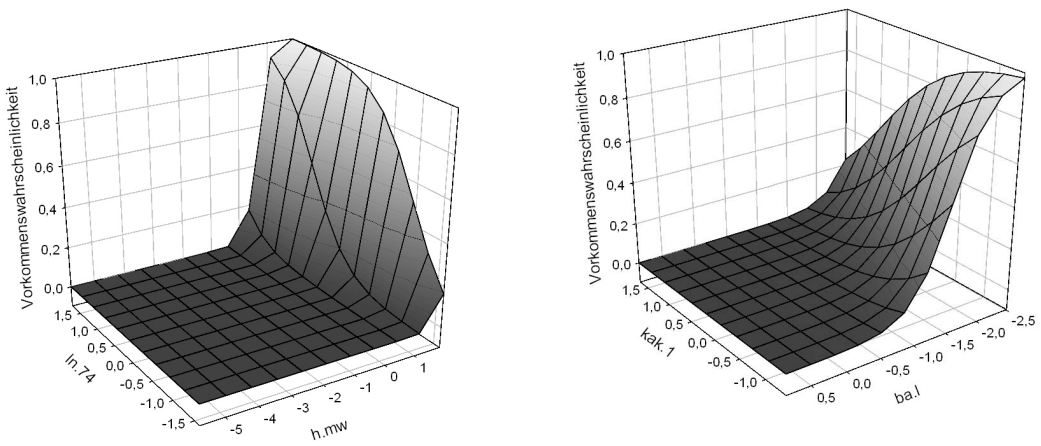
(a) gegenwärtig (b) Residuen

Abbildung 5.4: (a) Beobachtetes Vorkommen (schwarze Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Meum athamanticum*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.2(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,44; (b) Abweichung der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom beobachteten Vorkommen.

kommen auf sauren Böden in humider Klimalage durch den Bodentyp Podsol (*bk.p*) und den mittleren Sommerniederschlag (*r.so.mw*) bestätigen. Der Bodentyp kann ebenfalls in Zusammenhang mit dem Vorkommen der Art auf nährstoffarmen Böden in Verbindung gebracht werden.

5.1.3 Arnica montana

Durch das beschreibende Modell wird das Vorkommen von *Arnica montana* sowohl anhand von **Offenland-** als auch **Wald-Biotoptypparameter** erklärt (S. 161). Das beschreibende Modell

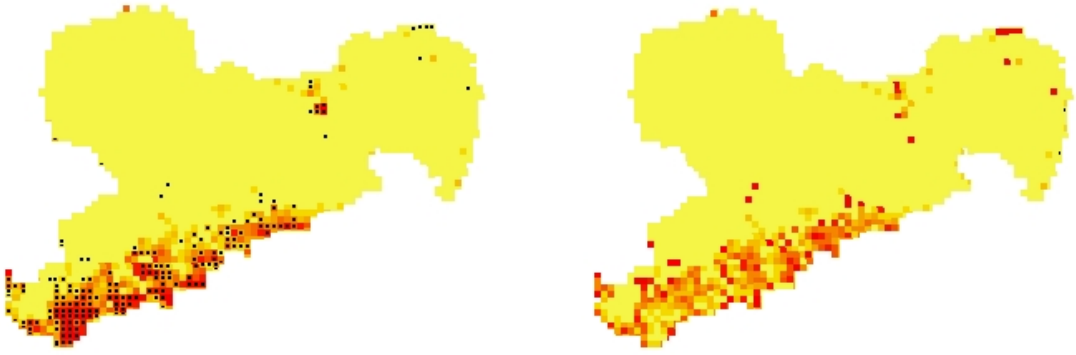


(a) (b)

Abbildung 5.5: Responseoberflächen für *Arnica montana* (a) im Parameterraum der mittleren Höhe und des Anteils von Nadel-Laub-Mischwäldern (*h.mw, ln.74*) sowie geringer KAK_{pot} und (b) dem Anteil an Lehmböden (*kak.1* und *ba.l*).

besitzt mit sieben erklärenden Parametern eine vergleichsweise geringe Komplexität. Abbildung 5.5(a) lässt erkennen, dass die Art mit zunehmender Höhe (*h.mw*) sowie in Gebieten mit hohen Anteilen von Nadel-Laub-Mischwäldern (*ln.74*) häufiger vorkommt.

Zudem kommt Art in Gebieten von Acker- (*ln.8*) als auch Siedlungsanteilen (*ln.9*) mittlerer Höhe häufiger vor. Dies wird durch die hohe Signifikanz der quadratischen Terme dieser Parameter unterstrichen (vgl. Modell S. 161). Neben den Biotoptypparametern besitzen einige Bodenparameter hohen Erklärungsgehalt. So werden hohe Vorkommen von *A. montana* in Gebieten mit geringen Anteilen an Lehmböden (*ba.l*) sowie Böden mit geringer potentieller Kationenaustauschkapazität (*kak.1*) ersichtlich (Abb. 5.5(b)).



(a) gegenwärtig (b) Residuen

Abbildung 5.6: (a) Beobachtetes Vorkommen (schwarze Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Arnica montana*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.2(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,27; (b) Abweichung der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom beobachteten Vorkommen.

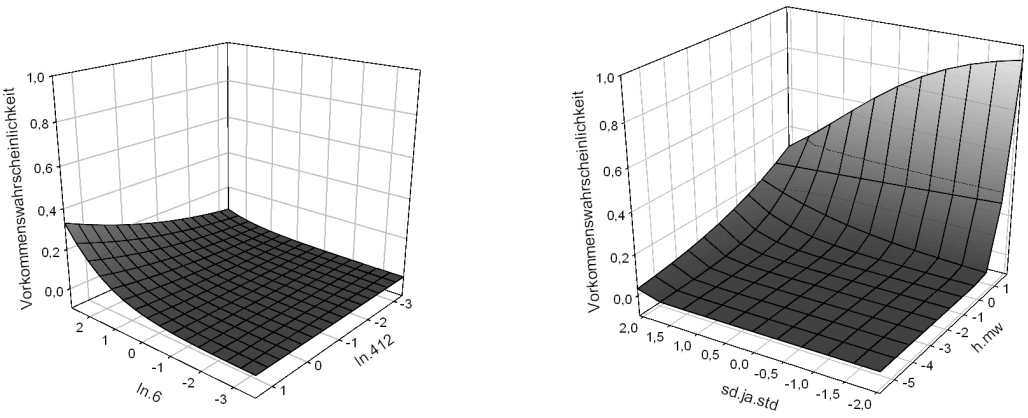
Die Anpassungsgüte dieses Modells beträgt 58 %. Somit wird der größte Teil in der Varianz des Artvorkommens erklärt. Der AUC-Wert von 0,969 für den Trainingsdatensatz gibt eine außerordentlich gute Klassifikationsgüte an. Der AUC-Wert des Testdatensatzes von 0,928 ist ebenfalls dieser Bewertungskategorie zuzuordnen. Bezüglich der räumlichen Vorhersagegüte des Modells für *A. montana* werden die größten Abweichungen der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom tatsächlichen Vorkommen im Bereich des zerstreuten Artvorkommens in den Nordostsächsischen Heiden sowie geringe Abweichungen im Kammbereich des Erzgebirges sichtbar (Abb. 5.6(b)).

Die Hypothesen zu den tatsächlichen Habitatansprüchen (Abschnitt 3.1) der Art bestätigen sich insbesondere hinsichtlich des Vorkommens in lichten montanen bis submontanen (*h.mw*) Nadel-Mischwäldern (*ln.74*). Bezüglich der Bodeneigenschaften (Abschnitt 3.1) können die Hy-

pothesen aufgrund der negativen Regressionskoeffizienten der Parameter *kak.1* und *ba.l* nur teilweise bestätigt werden, da die Art sowohl auf Tonböden mit hoher Kationenaustauschkapazität als auch auf Lehmböden vorkommen kann. Eine Bindung an mäßig nährstoffreiche Standorte wird im Modell durch die geschätzten Koeffizienten der stark anthropogen geprägten Biotopparameter Acker (*ln.8*) und Siedlung (*ln.9*) bestätigt.

5.1.4 Alchemilla glaucescens

Das Modell der Art *Alchemilla glaucescens* erklärt das Vorkommen der Art anhand von **Offenland-Biotoptypparametern** und ist zudem das einzige Modell dieser Kategorie. Mit einer Komplexität von acht Parametern ist das Modell vergleichsweise einfach (Tabelle S. 75) und erklärt das Vorkommen von *A. glaucescens* vor allem anhand der Anteile von Hecken und Baumgruppen (*ln.6*) sowie der mittleren Höhe (*h.mw*) (S. 161).

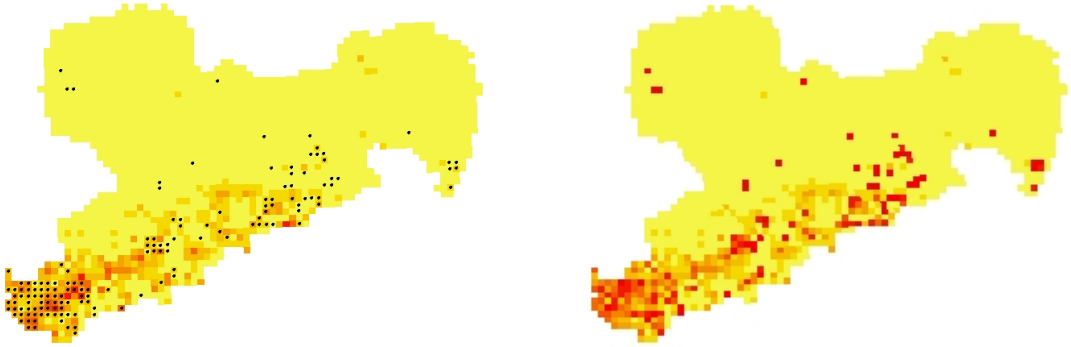


(a) (b)

Abbildung 5.7: Responseoberflächen für *Alchemilla glaucescens* (a) im Parameterraum des Anteils an Hecken und mesophilem Grünland (*ln.6, ln.412*) sowie (b) der Interaktion der mittleren Höhe mit der Standardabweichung der jährlichen Sonnenscheindauer (*h.mw* und *sd.ja.std*).

Aus Abbildung 5.7 wird ersichtlich, dass die Art mit zunehmender Höhe sowie höheren Anteilen von Hecken und Baumreihen vermehrt vorkommt, da für beide Parameter hohe Werte berechnet wurden. Des Weiteren wird ersichtlich, dass die Art insbesondere bei mittleren Anteilen des mesophilen Grünlandes (*ln.412*) häufiger anzutreffen ist (Abb. 5.7(a)), da für den quadratischen Term des Parameters *ln.412* ein negativer Korrelationskoeffizient, für den linearen Term des mesophilen Grünlandes jedoch ein positiver Koeffizient berechnet wurde (vgl. Schröder 2000, S. 34). Als ebensfalls signifikant stellte sich die Wechselwirkung von mittlerer Höhe mit der

Standardabweichung der jährlichen Sonnenscheindauer (*sd.ja.std*) heraus (Abb. 5.7(b)). Bei der Betrachtung der Interaktion beider Terme wird in Abb. 5.7 eine überproportionale Erhöhung der Vorkommenswahrscheinlicheit von *Alchemilla glaucescens* bei Abnahme der Ausprägung von *sd.ja.std* und gleichzeitiger Zunahme von *h.mw* ersichtlich.



(a) gegenwärtig (b) Residuen

Abbildung 5.8: (a) Beobachtetes Vorkommen (schwarze Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Alchemilla glaucescens* (Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.2(a)), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,21; (b) Abweichung der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom beobachteten Vorkommen.

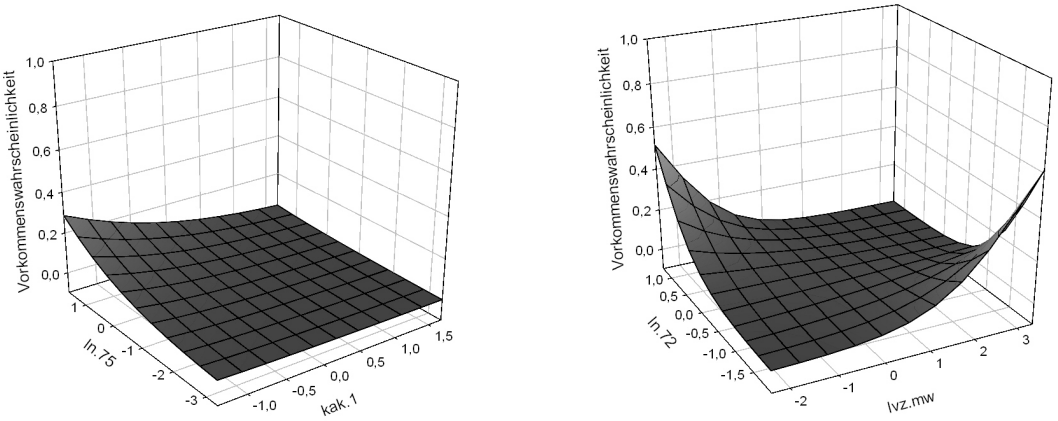
Mit Hilfe dieses Modells lassen sich 30 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art erklären (Tab. S. 75). Die Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,889 für den Trainingsdatensatz als gut zu bewerten, der Wert für Testdatensatzes liegt mit 0,866 nur unwesentich darunter. Hinsichtlich der räumlichen Vorhersagegüte der gegenwärtigen Verbreitung lassen sich anhand der Abbildung 5.8(b) die stärksten Abweichungen im Bereich des Nordrandes des Erzgebirges und Vogtlandes sowie des zerstreuten tatsächlichen Vorkommens im Gebiet des Leipziger Landes, der Oberlausitz und des Lösshügellandes verzeichnen.

In Hinblick auf die Hypothesen zu den Habitatansprüchen (Abschnitt 3.1) von *Alchemilla glaucescens* lassen sich anhand des Modells die Ansprüche der Art auf mesophilem Grünlandes im montanen Bereich (Parameter *h.mw* und *ln.412*) sowie auf lineare Gehölzstrukturen (*ln.6*), die oft Teil landwirtschaftlich extensiv genutzter Gebiete sind, als verbreitungsrelevant bestätigen.

5.1.5 Linum catharticum

Anhand von **Wald-Biotoptypparametern** wird das Vorkommen von lediglich einer Art (*Linum catharticum*) erklärt. Das mit zehn Parametern (Tab. S. 75) relativ einfache Modell beinhaltet zudem signifikante Bodenparameter (Modell S. 165). So wird in Abb. 5.9(a) eine Zunahme

des Vorkommens der Art bei steigenden Anteilen an Laubmischwäldern (*ln.75*) sowie geringer potentieller Kationenaustauschkapaziät (*kak.1*) ersichtlich. Die Darstellung der Interaktion in Abb. 5.9(b) lässt sowohl ein häufiges Vorkommen von *L. catharticum* in Gebieten mit hohen Anteilen reiner Nadelwälder (*ln.72*) und einer geringen landwirtschaftlichen Vergleichszahl (*lvz.mw*) als auch in Gebieten hoher Ausprägung von *lvz.mw* sowie geringen Anteilen an *ln.72* erkennen.

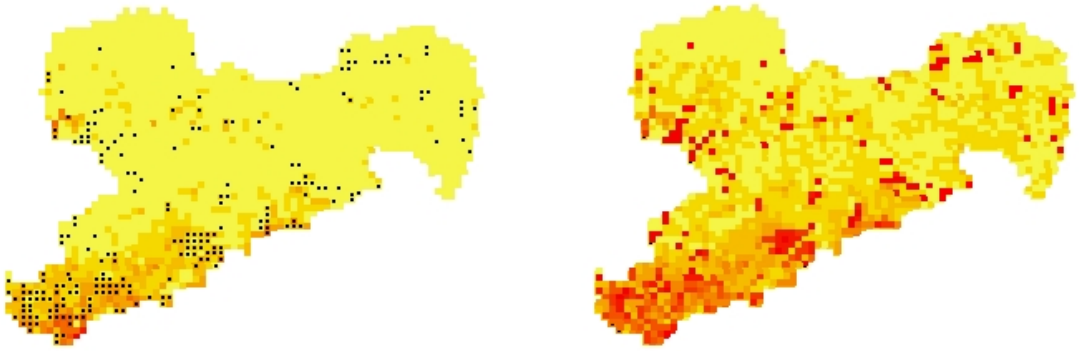


(a) (b)

Abbildung 5.9: Responseoberflächen für *Linum catharticum* (a) im Parameterraum von KAK$_p$*ot*-Klasse 1 und dem Anteil von Laubmischwäldern (*kak.1, ln.75*) sowie (b) der Interaktion von Nadelwaldanteilen mit der Landwirtschaftlichen Vergleichszahl (*ln.72* und *lvz.mw*).

Das Modell erklärt lediglich 18 % der gesamten Varianz im Vorkommen der Art. Auch die Klassifikationsgüte bewegt sich mit einem AUC-Wert von 0,8 für den Trainingsdatensatz und 0,723 für den Testdatensatz nur im akzeptablen Bereich. Aus diesem Grund ist auf eine stark eingeschränkte Übertragbarkeit der Modellergebnisse zu schließen. Große Abweichungen der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten zum tatsächlichen Vorkommen lassen sich nahezu im gesamten Verbreitungsgebiet feststellen (Abb. 5.10(b)). Insbesondere im Bereich des Vogtlandes und Erzgebirgskammes als auch im Bereich des zerstreuten Vorkommens werden die Wahrscheinlichkeiten für tatsächliche Vorkommen zu pessimistisch prognostiziert.

Die tatsächlichen Habitatansprüche der Art (Abschnitt 3.1) spiegeln sich im Modell durch den negativen Effekt von *kak.1*, der das Vorkommen von *L. catharticum* auf Lehmböden bzw. Böden geringerer Körnungsfraktion unterstreicht, wider. Das tatsächliche Vorkommen der Art auf stickstoffarmen Böden kann anhand des Modellparameters *lvz.mw* in Gebieten mit hohen Nadelwaldanteilen (*ln.72*) bestätigt werden. Dies unterstreicht ebenso den oligohemeroben Cha-



(a) gegenwärtig (b) Residuen

Abbildung 5.10: (a) Beobachtetes Vorkommen (schwarze Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Linum catharticum*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.2(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,24; (b) Abweichung der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom beobachteten Vorkommen.

rakter der Art. Die vom Modell als hoch signifikant herausgestellte positive Korrelation mit Laubwaldanteilen (*ln.75*) stimmt jedoch nicht mit den tatsächlichen Habitatansprüchen der Art überein und wird im Abschnitt 6.2.2 diskutiert.

5.2 Biotopentwicklungspotentiale

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der projizierten Landnutzungsänderung vorgestellt, auf deren Grundlage im Abschnitt 5.3 die zukünftige potentielle Verbreitung der untersuchten Bergwiesenarten vorhergesagt wird. Hierbei wird insbesondere auf die veränderten Anteile der Offenland-Biotoptypen eingegangen.

5.2.1 Flächenumwidmung

Zunächst werden die Ergebnisse der räumlichen Verteilung der Biotopentwicklungspotentiale kurz vorgestellt.

Die entsprechend den Szenarienvorgaben umzuwidmende Flächengröße für die Entwicklung von Offenland-Biotoptypen wurde durch die Selektionskriterien Mittlere Höhe (*h.mw*), landwirtschaftliche Vergleichszahl (*lvz.mw*) und die Höhe der Wahrscheinlichkeiten (*p.pot*) in keinem der Modellkreise (Abb. S. 187) erreicht (Tab. S. 189 im Anhang). Somit wurden insbesondere im Szenario *Teilliberalisierung* größere Abweichungen von der vorgegebenen potentiell brachfallenden Flächengröße im Vergleich zum *Referenzszenario* ermittelt.

Um eine bessere Annäherung an die Flächengröße der Szenarienvorgaben in Tabelle S. 188 zu

erreichen, wurden Flächen zudem anhand der Höhe der Wahrscheinlichkeiten (*p.pot*) verteilt.

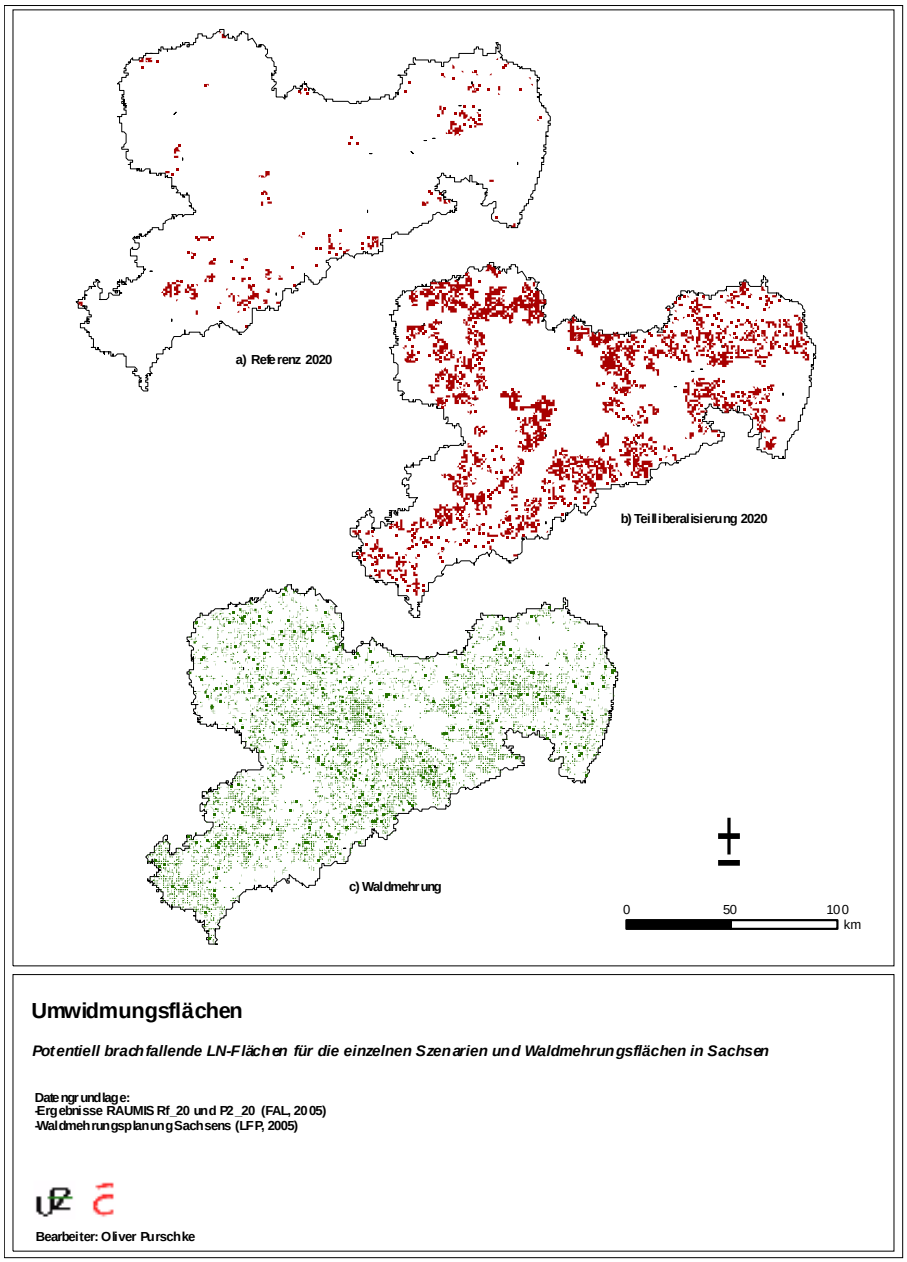


Abbildung 5.11: Umwidmungsflächen für Offenland- und Waldbiotop-Entwicklungspotentiale.

Innerhalb aller Modellkreise fallen die Werte der Schwellenwerte für die minimalen Umwidmungswahrscheinlichkeiten[2] im *Referenzszenario* höher als im Szenario *Teilliberalisierung* aus. Demzufolge besteht im *Referenzszenario* eine höhere Wahrscheinlichkeit, dass sich brachfallende Flächen tatsächlich zum Zielbiotoptyp entwickeln.

[2]Oberhalb dieser Wahrscheinlichkeit wird eine potentiell brachfallende Fläche zum jeweiligen Zielbiotoptyp umwidmet.

Die räumliche Verteilung der potentiellen Flächen ist innerhalb es Untersuchungsgebietes sehr heterogen und beschränkt sich im *Referenzszenario* auf Gebiete der Mittelgebirge bzw. Grenzertragsstandorte im Tiefland. Im Szenario *Teilliberalisierung* ist eine deutlich heterogenere Verteilung nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet, mit Ausnahme der ertragsreichsten Lössstandorte im Tiefland, zu erkennen. Die Aufforstungsflächen sind sehr homogen über das gesamte Gebiet verteilt. Hierbei wurde jeder Waldmehrungsfläche ebenfalls der Ziel-Waldbiotoptyp zugewiesen, der die höchste Entwicklungswahrscheinlichkeit (*p.pot*) besitzt. Eine Quantifizierung dieser Schwellenwerte auf Kreisebene wurde nicht durchgeführt. Im Folgenden werden die eben kurz zusammengefassten Ergebnisse näher dargestellt. Zunächst ist zu vermerken, dass Flächen benachteiligter Berggebiete über 600 m und einer LVZ unter 28 nur innerhalb weniger Landkreise (*An, Vo, Fg, Me, Cq, Wt, We, Zq*) identifiziert und umgewidmet wurden. In diesen Fällen wurde der LVZ-Schwellenwert, bis auf 32 erhöht (Abb. 5.12). In den Landkreisen *An, Cq, Fg* und *Wt* wurde auf Grundlage dieses Selektionskriteriums eine Flächengröße ermittelt, die im Falle des Szenarios *Teilliberalisierung* die umzuwidmende Fläche nicht erreicht (Tab. S. 189 im Anhang).

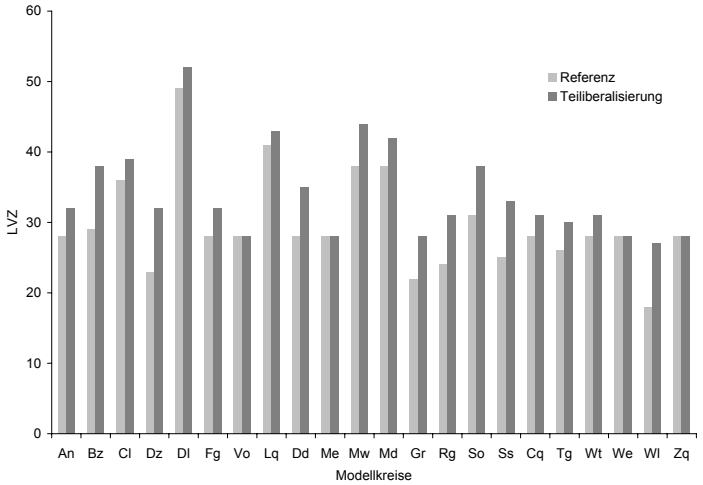


Abbildung 5.12: Schwellenwerte der landwirtschaftlichen Vergleichszahl (LVZ) in den Modellkreisen unterhalb derer landwirtschaftlich genutzte Flächen potentiell brachfallen.

Die Abbildung 5.12 als auch Tabelle S. 189 des Anhangs lassen zudem ein sehr großes Spektrum von Schwellenwerten für das standortgütebezogene Umwidmungskriterium *LVZ* erkennen. Im Szenario *Teilliberalisierung* liegt dieser Schwellenwert in allen Modellkreisen über dem des *Referenzszenarios*, da die Größe der umzuwidmenden Flächen in diesem Szenario wesentlich höher ist. Auffallend sind die hohen LVZ-Schwellenwerte im Bereich von 42 bis 52 in den Kreisen

Lq, Dl, Mw und *Md*. Diese Gebiete sind naturräumlich den Nordwestlichen bzw. Südöstlichen Lössgefilden zuzuordnen, in denen trotz hoher Bodengüte ein erheblicher Anteil brachfallender Fläche an der LN projiziert wird. Die Umwidmungsschwellenwerte für diese Kreise liegen im *Referenzszenario* im Bereich zwischen 38 und 49 und damit nur geringfügig unter denen des Szenarios *Teilliberalisierung*. Die geringsten LVZ-Schwellenwerte, im Bereich von 18 bis 25, werden zudem in den Modellkreisen *Dz, Gr, Wl* und *Ss* im *Referenzszenario* zur Umwidmung herangezogen. Diese naturräumlich im Heide- bzw. Sandsteinbergland gelegenen Gebiete repräsentieren landwirtschaftliche Grenzertragsstandorte. Um die potentiell brachfallenden Flächen dieser Modellkreise im Szenario *Teilliberalisierung* festzulegen, wurden etwas höhere Schwellenwerte für die LVZ im Bereich von 27 bis 32 angesetzt.

Um eine Annäherung der vorgegebenen Flächengrößen zu erreichen, wurden Schwellenwerte der Entwicklungswahrscheinlichkeiten (*p.pot*) (Tab. S. 189 im Anhang und Abb. 5.13). Mit steigenden Werten für *p.pot* steigt auch die Wahrscheinlichkeit, dass sich eine potentiell brachfallende Fläche tatsächlich zum jeweiligen Biotoptyp entwickelt. In allen Modellkreisen wurden im *Referenzszenario* höhere Schwellenwerte für die Umwidmung zum Biotoptyp mit der höchsten ermittelten Wahrscheinlichkeit herangezogen. Glemnitz (2005) empfiehlt nur die Flächen umzuwidmen, für die ein Entwicklungspotential von mindestens 0,3 ermittelt wurde. Besonders auffallend sind hierbei die hohen Potential-Schwellenwerte im Bereich von 0,7 bis 0,9 für das *Referenzszenario* in den Modellkreisen *Vo, Md* und *Tg*.

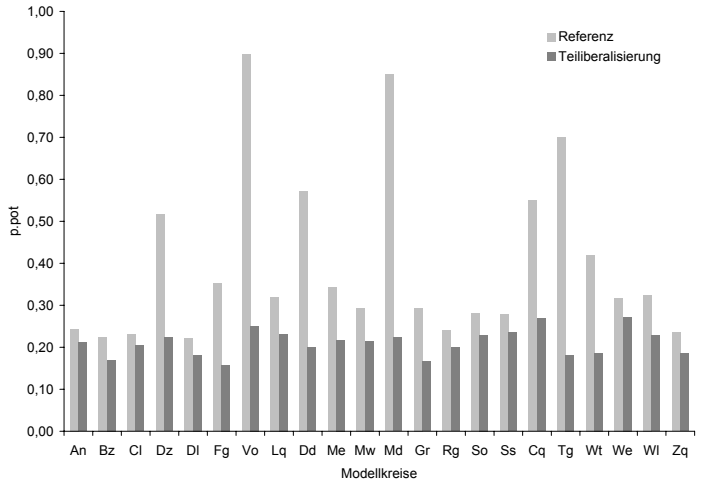


Abbildung 5.13: Schwellenwerte der Wahrscheinlichkeit der Biotop-Entwicklungspotentiale oberhalb derer eine Umwidmung zum Zielbiotoptyp erfolgt.

Ebenfalls sehr hohe Wahrscheinlichkeiten (zwischen 0,52 und 0,57) und demzufolge relativ

sichere Projektionen innerhalb des *Referenzszenarios* sind zudem für die Kreise *Dd, Dz* und *Dq* zu erkennen. Die Modellkreise *An, Bz, Cl, Dl, Rg* und *Zq* repräsentieren aufgrund ihrer geringen Wahrscheinlichkeiten verhältnismäßig unsichere Projektionen der zukünftigen Landnutzung sowohl im *Referenzszenario* als auch im Szenario *Teilliberalisierung*. Durch die teilweise sehr niedrigen Entwicklungwahrscheinlichkeiten ab 0,157 sind die Projektionen der zukünftigen Entwicklung von Offenlandbiotopen unter den Annahmen des Szenarios *Teilliberalisierung* in allen Modellkreisen mit höheren Unsicherheiten behaftet als im *Referenzszenario*.

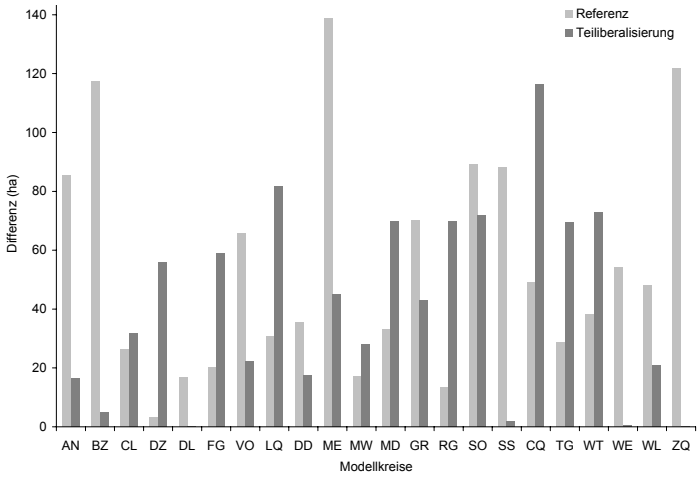


Abbildung 5.14: Abweichungen der tatsächlich umgewidmeten Flächengröße von der umzuwidmenden Flächengröße der Szenarien.

In Abbildung 5.14 werden große Abweichungen zwischen umzuwidmender (Tab. S. 188) und tatsächlich umgewidmeter Flächengröße (Tab. S. 189 im Anhang) ersichtlich. Grob betrachtet sind sowohl große Unterschiede zwischen den Landkreisen als auch zwischen den Szenarien zu erkennen. Die Differenz zum jeweiligen Szenarienziel kann im Falle des *Referenzszenarios* im Landkreis *Me* bis zu 140 ha betragen. Ebenfalls sehr hohe Abweichungen von bis zu 120 ha sind im *Referenzszenario* für die Landkreise *Bz* und *Cq* sowie im Szenario *Teilliberalisierung* für den Landkreis *Zq* ersichtlich (Tab. S. 189 im Anhang).

Die Flächen der Waldmehrungsplanung in den Szenarien *Rf.w, Rf.w.k, P2.w.* und *P2.w.k* wurden vollständig in standortbezogene Entwicklungspotentiale umgewidmet, da diese bereits räumlich explizit vorlagen. Da potentiell brachfallenden Flächen mit Offenlandbiotop-Entwicklungspotentialen auf Waldmehrungsflächen generell ein Waldbiotopentwicklungspotential zugeordnet wurde, verringert sich im Falle dieser Szenarien die Fläche der sich potentiell entwickelnden Offenlandbiotope (Tab. S. 189 im Anhang). Die räumliche Verteilung der neu entstandenen

Waldflächen ist in Abbildung 5.11 dargestellt.

5.2.2 Neuverteilung der Landnutzung

Den anhand der Umwidmungskriterien ermittelten potentiell brachfallenden Flächen (Abb. 5.11) wurden jeweils Zielbiotoptypen des naturnahen Offenlandes als auch Waldbiotoptypen zugewiesen. In Abbildung 5.15 bzw. der Tabelle 5.2 werden die Trends der Entwicklung der Landnutzungs-/Biotoptyphauptgruppen Acker, Grünland bzw. Wald in den einzelnen Szenarien ersichtlich. Zur Hauptgruppe des Grünland werden hierbei sowohl Moore (31), Niedermoore (32), Wirtschaftsgrünland (4) als auch Grünländer offener bzw. trockener Standorte (54-56) gezählt.[3] Des Weiteren werden in dieser Abbildung die Veränderungen der Kategorien mesophiles Grünland, Saatgrasland und Feuchtgrünland dargestellt, da es sich hierbei um die häufigsten Offenland-Biotoptypkategorien handelt, die zudem das Vorkommen der untersuchten Arten maßgeblich bestimmen. Auf eine Darstellung aller von Umwidmung betroffenen Kategorien wurde aufgrund ihrer geringen Flächenanteile verzichtet.

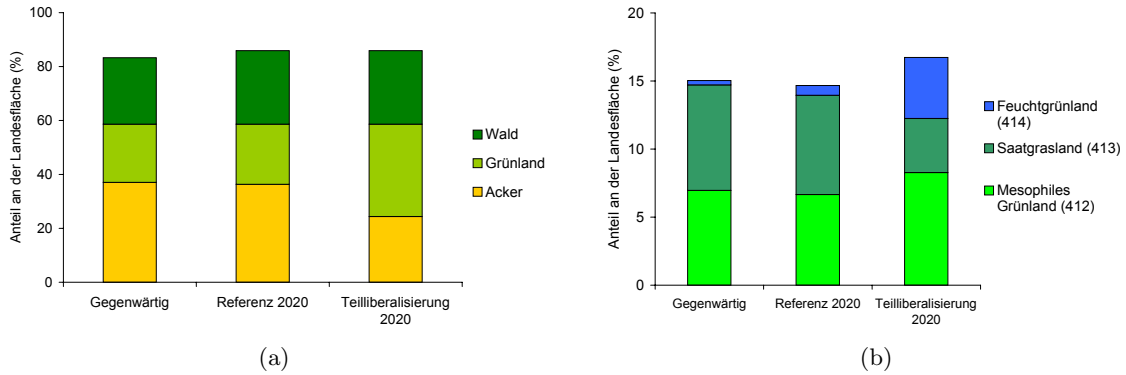


Abbildung 5.15: Anteile der Landnutzungshauptgruppen Acker, Grünland und Wald in den Szenarien (a), bzw. Anteile einiger Kategorien des Wirtschaftsgrünlandes (b).

Im Referenzszenario wird im Vergleich zum gegenwärtigen Zustand ein Rückgang des Anteils der Ackerfläche an der gesamten Landesfläche von 37 % auf 36,6 % und ein Anstieg des Grünlandes von 21,6 % auf 22,3 % ersichtlich (Abb. 5.15, Tab. 5.2). Eine Verstärkung dieses Trends ist beim Vergleich des *Referenzszenarios* mit dem Szenario *Teilliberalisierung* zu beobachten. Der Anteil der Ackerfläche nimmt hierbei von 36,3 % auf 24,4 % ab und der Anteil des Grünlandes von 22,4 % auf 34,3 % zu. Der Waldanteil steigt in beiden Szenarien auf 27,3 % im Vergleich zum gegenwärtigen Anteil von 24,7 %. Innerhalb der Veränderungen der einzelnen

[3] Bezeichnung in Klammern nach CIR-Kartierschlüssel.

Grünlandkategorien fällt auf, dass der Anteil des mesophilen Grünlandes an der Landesfläche im *Referenzszenario* auf 6,7 % von ursprünglich 7 % zurückgeht, im Szenario *Teilliberalisierung* jedoch auf 8,3 % ansteigt. Dies liegt darin begründet, dass dieser Biotoptyp sowohl durch Umwidmung neu entstehen als auch in einen anderen Biotoptyp umgewidmet werden kann. Der Anteil des Saatgraslandes geht von 7,7 % des gegenwärtigen Zustandes auf 7,3 % im *Referenzszenario* und 4 % im Szenario *Teilliberalisierung* zurück, während der Anteil des Feuchtgrünlandes von gegenwärtig 0,3 % auf 0,7 % im *Referenzszenario* und 4,5 % im Szenario *Teilliberalisierung* ansteigt.

	Acker (8)	Grünland	Wald (7)	Mesophil. GL (412)	Saatgrasl. (413)	Feucht. GL (414)
Gegenwärtig	37,0	21,6	24,7	7,0	7,7	0,3
Referenz 2020	36,3	22,3	27,3	6,7	7,3	0,7
Teilliberalisierung 2020	24,4	34,3	27,3	8,3	4,0	4,5

Tabelle 5.2: Anteile der Landnutzungshauptgruppen (Acker, Grünland und Wald) bzw. einiger Grünlandkategorien an der Landesfläche in den Szenarien; Angabe in Klammern = Code der CIR-Kartierung; Grünland entspricht CIR-Kategorien 3, 4, 54-56

Die räumliche Verteilung der von Umwidmung betroffenen Kategorien auf Basis der $\frac{1}{4}$-MTBQ ist sehr heterogen und wird im Folgenden veranschaulicht.

Eine Betrachtung der Abbildung 5.16(d) lässt eine Erhöhung des Waldanteils an der Landesfläche durch standortbezogene Waldbiotop-Entwicklungspotentiale erkennen. Insbesondere in Gebieten mit gegenwärtig geringen Waldanteilen (Mittelsächsisches Lösshügelland, Oberlausitzer Gefilde) werden Anstiege des Waldanteils durch Aufforstung der Waldmehrungsflächen von bis zu 25 % an der Fläche eines $\frac{1}{4}$-MTBQ prognostiziert. Kaum sichtbar, im Bereich von 0 - 5 %, ist die Erhöhung des Waldanteils im Bereich der gegenwärtig stark bewaldeten Mittelgebirge als auch Heidegebiete (Abb. 5.16).

Die Entwicklung der Landnutzungskategorien Brache, Acker und Grünland vollzieht sich im *Referenzszenario* und dem Szenario *Teilliberalisierung* unterschiedlich (Abb. 5.17). Wie bereits die Abbildung 5.11 zur Verteilung der umgewidmeten Flächen in den jeweiligen Szenarien erkennen lässt, ist die Erhöhung des Anteils an Brachflächen in Gebieten mit geringen Acker- sowie hohen Grünlandanteilen am größten. Eine Kategorisierung der Veränderung zeigt im Falle

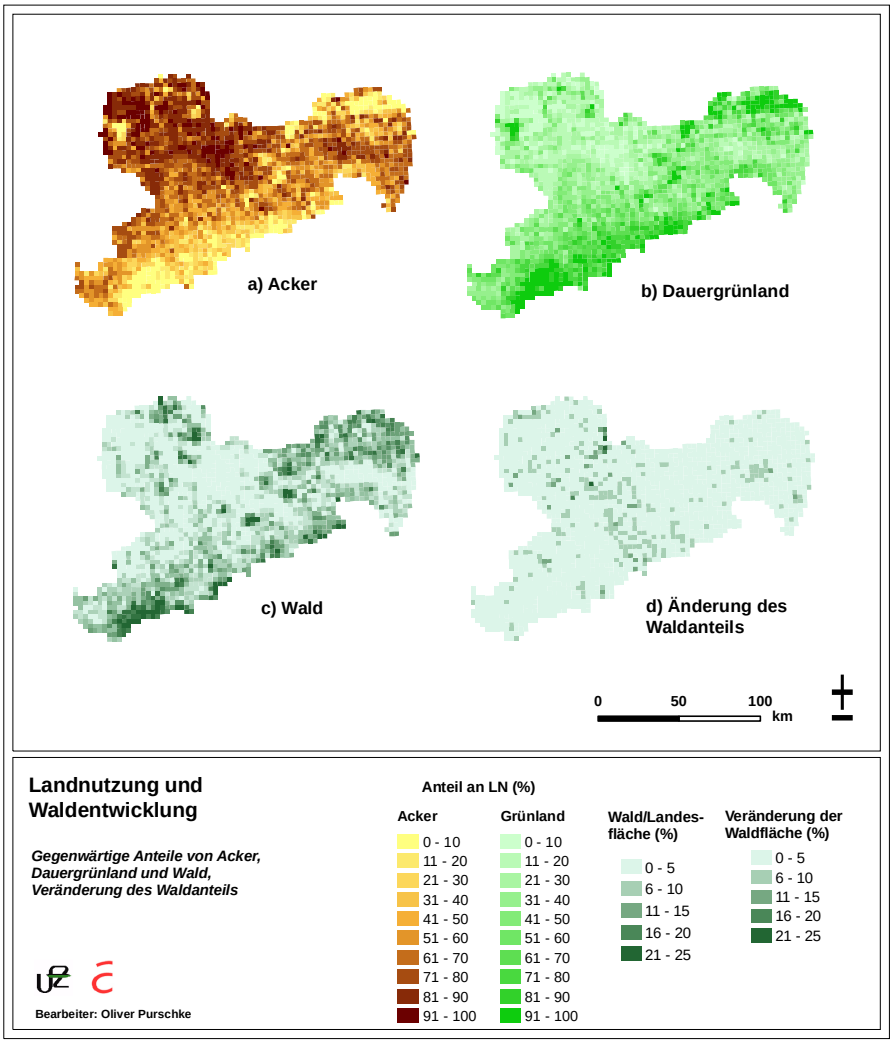


Abbildung 5.16: (a-c) Gegenwärtige Anteile von Acker und Grünland an der LN bzw. Waldanteile an der Landesfläche; (d) Änderung des Waldanteils; Angaben auf Ebene der $\frac{1}{4}$-MTBQ.

des *Referenzszenarios* Erhöhungsraten von bis zu 100 % der LN, insbesondere in den Gebieten der Mittelgebirge sowie der Oberlausitz. Die Anteile der Kategorien[4] 1 - 5 an der LN des Untersuchungsgebietes sind hierbei nahezu gleichmäßig verteilt.

5.17).

Im Falle des Szenarios *Teilliberalisierung* erhöht sich der Bracheanteil mit Ausnahme großer Gebiete der Südöstlichen Lössgefilde in nahezu allen Teilen des Untersuchungsgebietes, wobei auf 40 % der gesamten Untersuchungsgebietsfläche an ein Anstieg des gegenwärtigen Brachflächenanteils um 50 - 100 % zu verzeichnen ist (Abb. 5.17). Ähnliche räumliche Verteilungsmuster lassen sich zunächst bei der Veränderung der Anteile von Grünland und Acker erkennen

[4]Verschlüsselung der Kategorien siehe Abb. 5.17 bzw. 5.18

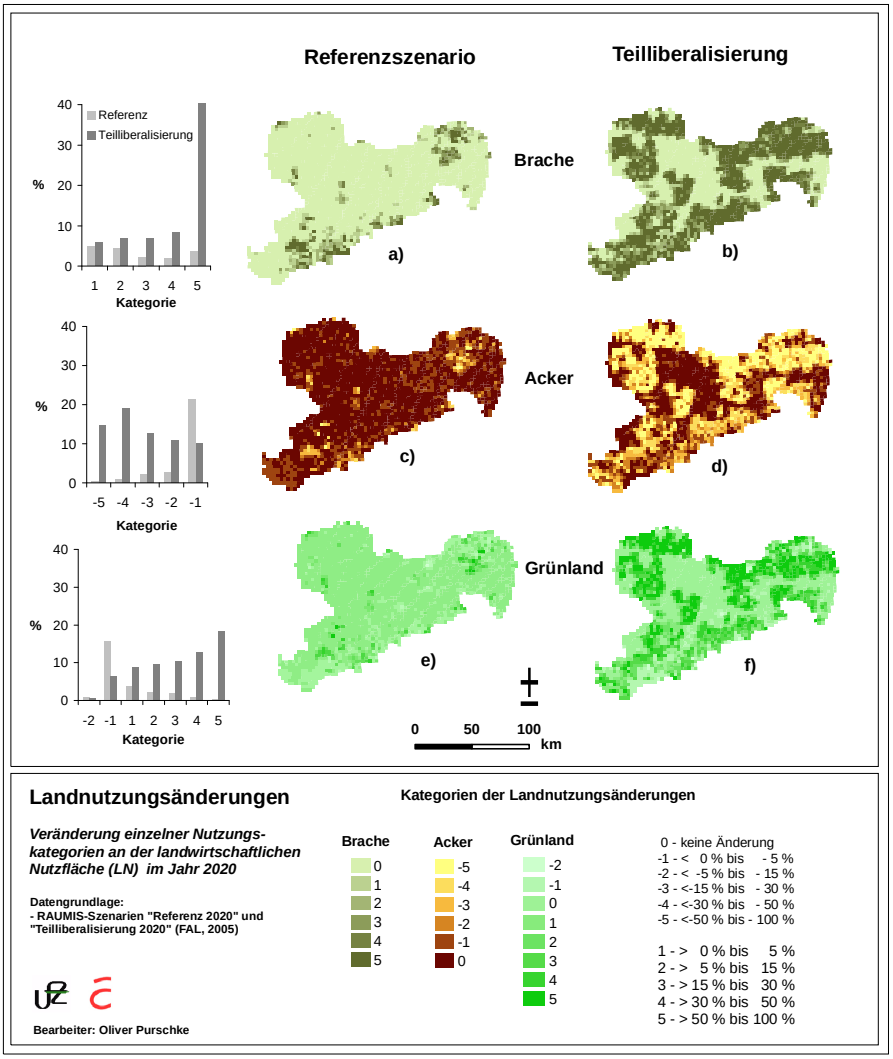


Abbildung 5.17: Prozentuale Änderung der Landnutzungskategorien Brache, Acker und Grünland an der LN auf Ebene der $\frac{1}{4}$-MTBQ im *Referenzszenario* (a, c, e) sowie im Szenario *Teilliberalisierung* (b, d, f) für 2020 im Vergleich zum *RAUMIS-Basisjahr 1999*.

(Abb. 5.17 d,f). Dies zeigt sich durch einen Anstieg des Grünland- bzw. einen Rückgang des Ackeranteils mit ansteigendem Brachflächenanteil.

Der Anteil einzelner Biotoptypen (Bestände) der Kategorie Grünland an der LN wird sich durch Umwidmung vor allem vergrößern.

Bei einer Betrachtung der räumlichen Verteilung von Veränderungen der jeweiligen Bestände des Wirtschaftsgrünlandes (Abb. 5.18) ist zunächst die weitestgehende Übereinstimmung des Rückganges des Anteils von Saatgrasland mit der Zunahme des Brachflächenanteils auffällig (Abb. 5.17(a,b)), der lediglich in den Kammlagen des Westerzgebirges als auch der Oberlausitz und dem Vogtland vom Rückgang des Anteils des Mesophilen Grünlandes sowie des Ackers

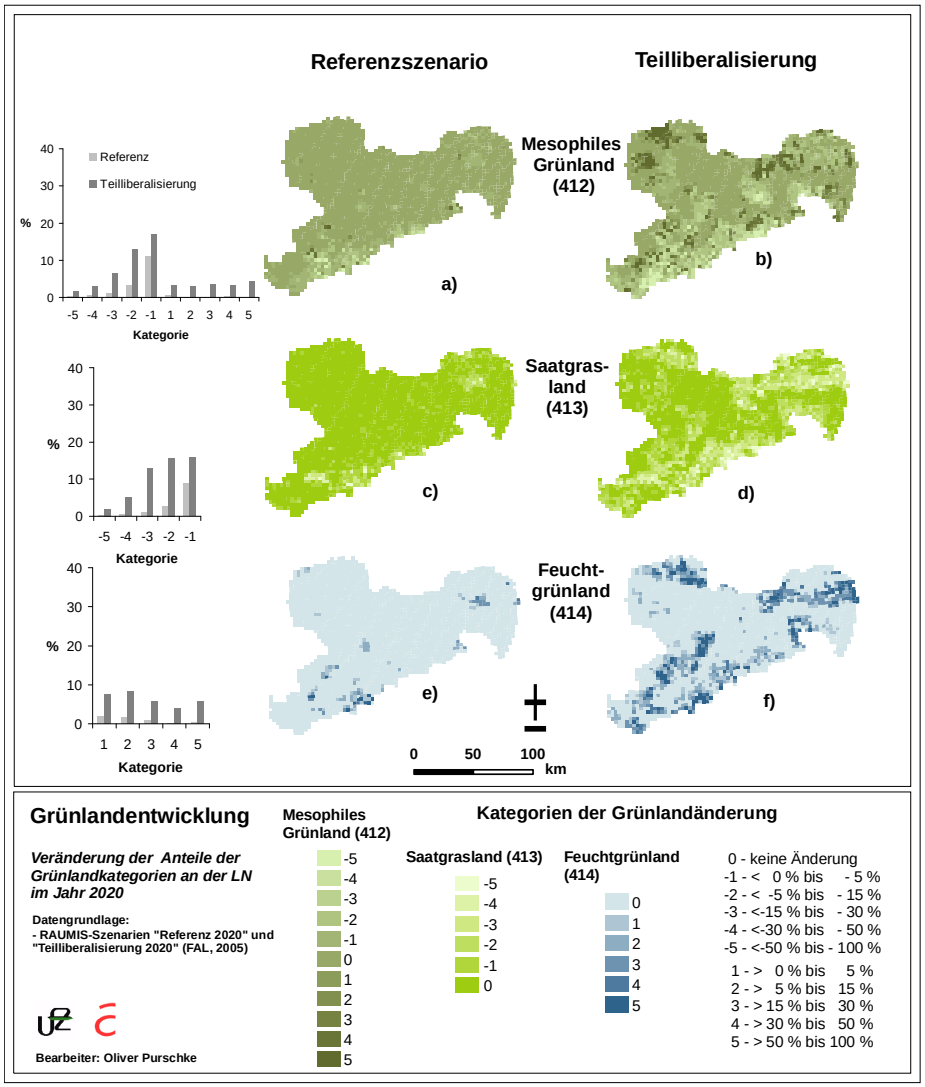


Abbildung 5.18: Prozentuale Änderung der Grünlandkategorien Mesophiles Grünland, Saatgrasland und Feuchtgrünland an der LN auf Ebene der $\frac{1}{4}$-MTBQ im *Referenzszenario* (a, c, e) sowie im Szenario *Teilliberalisierung* (b, d, f) für 2020 im Vergleich zum *RAUMIS-Basisjahr 1999*.

abgelöst wird.

Die Anteile der einzelnen Abnahmekategorien des Saatgraslandes (Abb. 5.18(c,d)) nehmen mit geringeren Kategorien in beiden Szenarien ab, wobei die Anteile an den Kategorien im Szenario *Teilliberalisierung* (im Bereich -2 bis -16 %) deutlich über denen des *Referenzszenarios* (-1 bis -9 %) liegen. Die Anteile des mesophilen Grünlandes können sowohl zu- als auch abnehmen. Die größten Anteile sind in beiden Szenarien für die Abnahmekategorien -1 und -2 zu verzeichnen, die im Falle des *Referenzszenarios* im Bereich von 3 - 11 %, im Szenario *Teilliberalisierung* zwischen 13 und 17 % liegen (Abb. 5.18(a,b)). Eine Zunahme des Anteils des mesophilen Grünlandes an der LN wird lediglich im Szenario *Teilliberalisierung* ersichtlich, in welchem die Kategorien 1

- 5 einen Anteil von 3 - 4 % an der gesamten Landesfläche einnehmen. Eine Betrachung der räumlichen Verteilung der Veränderung der Feuchtgrünlandanteile an der LN lässt im Szenario *Teilliberalisierung* eine starke Zunahme innerhalb des Kammbereiches sowie im Vorland des Erzgebirges, im Erzgebirgsbecken, im Bereich der Elbe-Elster-Niederung als auch im Gebiet der Oberlausitz erkennen (Abb. 5.18(e,f)). Diese Gebiete decken sich weitestgehend mit denen des Rückganges der Kategorien mesophiles Grünland und Saatgrasland.

5.3 Prognose der zukünftigen Artverbreitung

Die Quantifizierung der Verbreitungsänderung im Jahr 2020 erfolgt anhand des Verhältnisses, der unter Szenarienbedingungen (Abschnitt 4.4) vorhergesagten Vorkommen an der Anzahl der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommen (Tab. S. 95). Somit lässt sich die Verbreitungsänderung sowohl hinsichtlich des zukünftigen Vorkommens einer Art innerhalb als auch außerhalb ihres derzeitigen Verbreitungsraumes erkennen.

Die räumliche Verbreitungsänderung sowie deren Quantifizierung anhand der *confusion matrix* (siehe Abb. 4.9) ist in den Karten des Abschnitts A.6 im Anhangs dargestellt. Die Verbreitung der Arten unter den veränderten Klima- und Landnutzungsbedingungen wird anhand der Einzelarten bzw. Artengruppen sowohl in Bezug auf das Ausmaß als auch der treibenden Kräfte dargestellt.

Die Verbreitungsänderung der jeweiligen Arten wird zunächst unter den Bedingungen der Szenarienbündel *Rf.w.k* (Szenarienbündel mit Landnutzungs- und Klimaänderung im *Referenzszenario*) und *P2.w.k* (Szenarienbündel mit Landnutzungs- und Klimaänderung bei *Teilliberalisierung*) betrachtet. Rückwirkend werden die Ursachen der potentiellen zukünftigen Verbreitung anhand der Einzelszenarien bzw. bezüglich der Modellgruppen in Abschnitt A.4 untersucht.

Es können drei Artengruppen bezüglich ihrer Verbreitungsänderung unterschieden werden. Somit werden einerseits Vergrößerungen andererseits Verkleinerungen des potentiell geeigneten Lebensraumes und somit des Verbreitungsgebietes der jeweiligen Arten unter Veränderung der Umweltbedingungen festgestellt. Außerdem wird eine weitere Gruppe von Arten ersichtlich, die das Potential besitzt, Verluste ihres derzeitigen Habitates durch Besiedlung geeigneter neuer Lebensräume auszugleichen (Tab. S. 95).

Um die Effekte von Landnutzungs- als auch Klimaänderung auf die potentielle Habitateignung zu veranschaulichen, wird die Verbreitungsänderung jeweils einer Art anhand einzelner Karten erläutert. Die im Folgenden näher dargestellen Arten wurden zudem so gewählt, dass die Effek-

			k			rf			rf.w			rf.w.k			p2			p2.w			p2.w.k		
Art	κ_{max}	κ	→	↘	↗	→	↘	↗	→	↘	↗	→	↘	↗	→	↘	↗	→	↘	↗	→	↘	↗
A. glaucescens	0,21	0,37	1,00	0	0	0,92	0,08	0,08	0,91	0,09	0,17	0,91	0,09	0,17	0,61	0,39	0,19	0,61	0,39	0,22	0,61	0,39	0,22
A. montana	0,27	0,59	1,00	0	0	0,97	0,03	0	0,97	0,03	0,06	0,97	0,03	0,06	0,79	0,21	0	0,85	0,15	0,04	0,85	0,15	0,04
B. officinalis	0,50	0,58	0,88	0,12	0,11	0,99	0,01	0,01	0,99	0,01	0,01	0,88	0,12	0,11	0,88	0,12	0,11	0,87	0,13	0,11	0,78	0,22	0,14
C. pseudophrygia	0,37	0,57	0,77	0,23	2,31	0,93	0,07	0	0,91	0,09	0,10	0,77	0,23	2,36	0,74	0,26	0,06	0,74	0,26	0,13	0,75	0,25	2,26
C. heterophyllum	0,39	0,77	0,28	0,72	0,03	1,00	0	0	1,00	0	0,02	0,28	0,72	0,03	0,99	0,01	0,02	0,99	0,01	0,04	0,26	0,74	0,03
C. mollis	0,20	0,61	0,01	0,99	0	1,00	0	0,04	1,00	0	0,04	0,01	0,99	0	1,00	0	0,22	1,00	0	0,22	0,01	0,99	0
D. majalis	0,25	0,37	0,22	0,78	0,50	0,95	0,05	0,04	0,95	0,05	0,07	0,21	0,79	0,53	0,86	0,14	0,55	0,86	0,14	0,57	0,24	0,76	0,84
G. sylvaticum	0,39	0,67	0,16	0,84	0,04	0,99	0,01	0	0,97	0,03	0,03	0,20	0,80	0,11	0,94	0,06	0,07	0,93	0,07	0,10	0,21	0,79	0,13
L. linifolius	0,35	0,49	0,01	0,99	0,05	1,00	0	0,03	1,00	0	0,06	0,01	0,99	0,05	1,00	0	0,36	1,00	0	0,38	0,01	0,99	0,13
L. catharticum	0,24	0,30	1,00	0	0	1,00	0	0	1,00	0	0,11	1,00	0	0,11	1,00	0	0	1,00	0	0,11	1,00	0	0,11
M. athamanticum	0,44	0,82	0,11	0,89	0	1,00	0	0	1,00	0	0	0,11	0,89	0	1,00	0	0	1,00	0	0	0,11	0,89	0
N. stricta	0,43	0,57	0,18	0,82	0	1,00	0	0,01	0,98	0,02	0,03	0,20	0,80	0	0,98	0,02	0,12	0,99	0,01	0,11	0,26	0,74	0
P. nigrum	0,24	0,42	1,00	0	4,45	1,00	0	0	1,00	0	0	0	0	4,45	1,00	0	0	1,00	0	0	1,00	0	4,45
P. spicatum	0,46	0,58	0,95	0,05	1,14	1,00	0	0	0,98	0,02	0,16	0,94	0,06	1,20	0,98	0,02	0,16	0,98	0,02	0,16	0,94	0,06	1,20
P. chaixii	0,24	0,39	0,71	0,29	0,15	1,00	0	0	1,00	0	0	0,71	0,29	0,15	1,00	0	0	1,00	0	0	0,71	0,29	0,15
R. minor	0,37	0,58	0,01	0,99	0	1,00	0	0	1,00	0	0	0,01	0,99	0	1,00	0	0	1,00	0	0	0,01	0,99	0
T. caerulescens	0,42	0,67	0,12	0,88	0,02	1,00	0	0	1,00	0	0	0,12	0,88	0,02	1,00	0	0	1,00	0	0	0,12	0,88	0,02
T. flavescens	0,46	0,45	0,79	0,21	1,44	0,94	0,06	0	0,91	0,09	0	0,76	0,24	1,42	0,71	0,29	0,04	0,69	0,31	0,04	0,65	0,35	1,23

Tabelle 5.3: Verbreitungsänderung der Arten in den Szenarien: Verhältnis der vorhergesagten Anzahl der Vorkommen in den Szenarien zur Anzahl der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommen, ⟶ Vorkommen innerhalb des derzeitigen Verbreitungsgebietes (Habitat bleibt erhalten), ↘ Vorkommen innerhalb des gegenwärtigen Verbreitungsgebietes verschwunden (Habitatverlust), ↗ Vorkommen zum gegenwärtigen Verbreitungsgebiet hinzugekommen (Ausbreitung); Bezeichnung der Szenarien: k - Klimaänderung, rf - Landnutzungsänderung zu Offenlandbiotoptypen im *Referenzszenario*, rf.w - Landnutzungsänderung zu Offenland- und Waldbiotoptypen im *Referenzszenario*, rf.w.k - Landnutzungsänderung zu Offenland- und Waldbiotoptypen sowie Klimaänderung im *Referenzszenario*; p2 - Landnutzungsänderung zu Offenlandbiotoptypen im Szenario *Teilliberalisierung*, p2.w - Landnutzungsänderung zu Offenland- und Waldbiotoptypen im Szenario *Teilliberalisierung*, p2.w.k - Landnutzungsänderung zu Offenland- und Waldbiotoptypen im Szenario *Teilliberalisierung* sowie Klimaänderung.

te der einzelnen Szenarien ersichtlich werden bzw. der illustrative Charakter für eine der o.g. Gruppen gegeben ist.

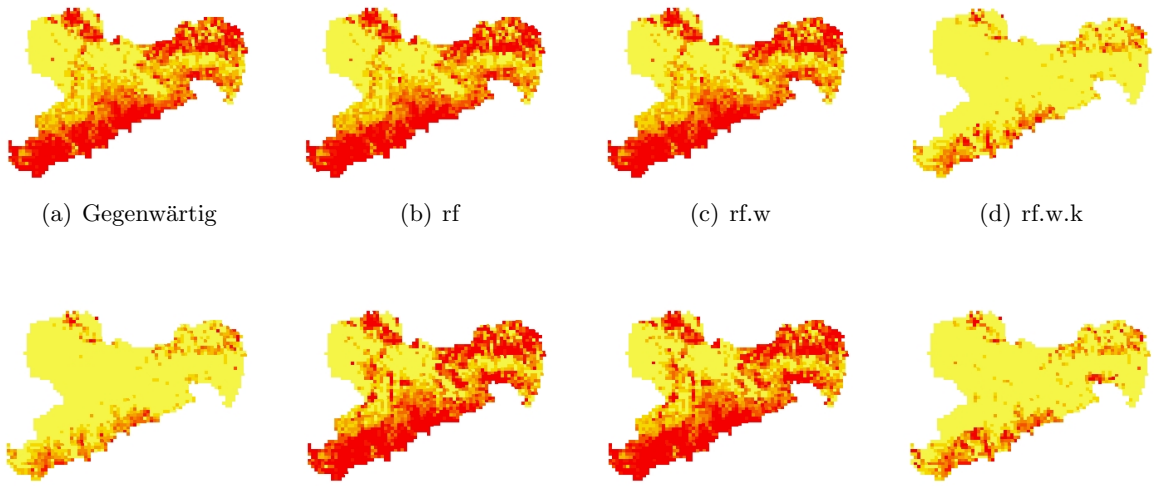
Für insgesamt acht und somit den größten Teil der Arten wurde eine Verkleinerung, für sechs Arten eine Verlagerung und für vier Arten eine Vergrößerung des potentiell geeigneten zukünftigen Lebensraumes prognostiziert. Als stärkste treibende Kraft stellte sich bei den meisten Arten das zukünftige Klima heraus. Der Effekt von Landnutzungsänderungen hat vergleichsweise geringe Auswirkungen auf die zukünftige Artenverbreitung. Für Arten deren zukünftiger potentieller Verbreitungsraum klimabedingt verkleinert wird (z.B. *Crepis mollis, Meum athamanticum, Rhinanthus minor, Thlaspi caerulescens*), ist ein Rückzug in die höchsten montanen Lagen des Untersuchungsgebietes zu erwarten. Sind Klima und Landnutzung verbreitungsrelevant, so werden die Landnutzungseffekte zumeist von den Klimaeffekten überlagert (z.B. *Centaurea pseudophrygia, Crepis mollis*). Die gemeinsamen Auswirkungen von Landnutzungseffekten kommen somit bei wenigen Arten zum tragen (z.B. *Dactylorhiza majalis, Bistorta officinalis, Nardus stricta*). Nur sehr geringe Effekte auf die zukünftige Verbreitung wurden durch Aufforstung vorhergesagt (z.B. *Lathyrus catharticum, Geranium sylvaticum*).

5.3.1 Arten mit Verlust potentiell geeigneten Lebensraumes

Für acht Arten wird ein Verlust des potentiell geeigneten Habitates und somit eine Verkleinerung des aktuellen Verbreitungsgebietes prognostiziert. Innerhalb dieser Gruppe lassen sich wiederum zwei Untergruppen erkennen. Zum einen die Arten *Lathyrus linifolius, Nardus stricta, Rhinanthus minor* und *Thlaspi caerulescens*, deren gegenwärtiges Verbreitungsareal sich innerhalb des Untersuchungsgebietes über die montanen Lagen hinaus bis in den demontanen Bereich der Hügel- und Flachländer erstreckt, zum anderen *Cirsium heterophyllum, Crepis mollis, Geranium sylvaticum, Meum athamanticum*, welche lediglich innerhalb der höchsten Lagen verbreitet sind. Innerhalb dieser beiden Gruppen sind Arten zu erkennen, die aufgrund von Klimaveränderungen (z.B. *T. caerulescens*) oder Klima- und Landnutzungsänderungen (z.B. *G. sylvaticum*) vom Verlust geeigneten Lebensraumes betroffen sind bzw. in einigen Fällen geringe Tendenzen zur Verlagerung ihres Verbreitungsraumes (z.B. *L. linifolius*) zeigen. Es fällt auf, dass Klimaänderung die Hauptursache des Habitatverlustes sowohl der montan als auch demontan verbreiteten Arten ist, wobei ein stärkerer Effekt von Landnutzungsänderungen für die Verbreitung der meisten demontanen bzw. zerstreut vorkommenden Arten zu verzeichnen ist.

Am Beispiel von *Nardus stricta* wird ein starker Verlust potentiell geeigneter Habitate in-

nerhalb des derzeitigen Verbreitungsgebietes ersichtlich, der im Szenario *rf.w.k* 80 % beträgt und somit eine Bedrohung der Art innerhalb des Untersuchungsgebietes erkennen lässt (Abb. 5.19(d) und Tab. S. 95). Im Szenario *p2.w.k* fällt der Verlust mit 74 % etwas geringer aus. Der Grund hierfür wird anhand der potentiellen Verbreitung von *N. stricta* in den einzelnen Szenarien zur Landnutzungsänderung erkennbar, die den Habitatverlust durch Klimaänderung von 82 % etwas abschwächt. Die Überlagerung des stärkeren Klimaeffektes lässt aufgrund von Landnutzungsänderungen hinzugekommene geeignete Habitate (Abb. 5.19(b), 5.19(f)) wieder verschwinden. Der Effekt der Aufforstung ist relativ gering, ein Verlust von lediglich 2 % im Referenzszenario wird hierdurch bemerkbar. Klimatisch bedingt wird *N. stricta* nur noch in den höchsten, feuchtesten Lagen bzw. etwas trockeneren Gebieten mit hohen Anteil an Nadelwäldern vorkommen (siehe auch Modell S. 166). Aufgrund von Landnutzungsänderungen werden zudem im Szenario *Teilliberalisierung* potentiell geeignete Habitate im Kammbereich des Erzgebirges als auch im Gebiet der Ober- und Westlausitz entstehen.



(a) Gegenwärtig (b) rf (c) rf.w (d) rf.w.k

(e) k (f) p2 (g) p2.w (h) p2.w.k

Abbildung 5.19: Art mit Habitatverlust: Vorhergesagte gegenwärtige und zukünftige Verbreitung von *Nardus stricta*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abbildung 5.8(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,43; Bezeichnung der Szenarien siehe Tab. S. 95.

Die ebenfalls demontan verbreitete und zerstreut vorkommende Art *Lathyrus linifolius* verliert in beiden Szenarien 99 % ihres derzeitigen Lebensraumes, lässt jedoch durch die Ausbreitung in ein Gebiet, dessen Größe bis zu 13 % des derzeitigen Areals entspricht, eine Tendenz zur Verlagerung des Verbreitungsgebietes erkennen (Abb. S. 208). Aufgrund der Klimaänderung (Temperatureffekt siehe Modell S. 165) wird die Art zukünftig potentiell in den trockenen, nördlichen

Gebieten vorkommen. Landnutzungsänderungen, insbesondere der Rückgang des Ackeranteils im Szenario *Teilliberalisierung*, wirken sich positiv auf die Arealvergrößerung in diesen Gebieten aus. Der positive Effekt der Landnutzungsänderung auf die Verbreitung der Art ist am Beispiel des *Referenzszenarios* mit ca. 2 % sehr gering.

Thlaspi caerulescens ist innerhalb des Untersuchungsgebietes gegenwärtig im Gebirgs- und Hügelland sowie zerstreut entlang der großen Flussläufe bis ins Tiefland hinein verbreitet. Der prognostizierte Rückgang potentiell geeigneter Lebensräume beträgt in beiden Szenarienbündeln 88 % und ist ausschließlich auf Klimaänderungen zurückzuführen (Abb. S. 224). Das Vorkommen der Art kann demzufolge als gefährdet betrachtet werden. Das zukünftige potentielle Verbreitungsgebiet wird sich weitestgehend auf die höchsten Mittelgebirgslagen beschränken. In flussnahen Gebieten bzw. auf Auenböden im Tiefland Nordostsachsens wird eine leichte Ausdehnung um eine Fläche von 2 % des gegenwärtigen Areals prognostiziert.

Ein extremer Verlust potentiell geeigneter Habitate von 99 % wird für *Rhinanthus minor* vorhergesagt (Tab. S. 95). Das Verbreitungsgebiet der Art wird sich demnach auf die kühlsten Gebiete beschränken (siehe auch Modell S. 168und Abb. S. 221). Bis auf einen geringfügigen Effekt der Waldmehrung im Einzelszenario, der jedoch vollständig von dem der Klimaänderung überlagert wird, sind keine Folgen von Landnutzungsänderungen für die Verbreitung von *R. minor* erkennbar.

Im Folgenden wird die Verbreitung der von Habitatverlust bedrohten, ausschließlich montanen Arten betrachtet.

Der potentiell geeignete Lebensraum von *Meum athamanticum* verkleinert sich aufgrund der Klimaänderung in beiden Szenarienbündeln um 89 % (Tab. S. 95). Demnach wird die Art innerhalb des Untersuchungsgebietes lediglich in den feuchtesten Kammlagen der Mittelgebirge vorkommen und somit stark gefährdet sein. Die Verbreitungsänderung lässt sich auf das projizierte zukünftig trockenere Klima mit einer verlängerten Sonnenscheindauer zurückführen (Modell S. 166). Landnutzungsänderungen haben keinen Effekt auf die vorhergesagte potentielle Verbreitung von *M. athamanticum*.

Für *Crepis mollis* wird innerhalb des Untersuchungsgebietes der größte potentielle Habitatverlust aller Arten (99 %, Tab. S. 95) bei gleichzeitig minimaler Ausbreitung festgestellt. Die Art kann demzufolge als extrem gefährdet betrachtet werden. Der positive Effekt einer Landnutzungsänderung wird lediglich im Szenario *Teilliberalisierung*, jedoch in verschwindend geringer Ausprägung, erkennbar, da der Effekt der Klimaänderung den der Landnutzungsänderung stark überprägt, wie ein vergleichender Blick auf die Verbreitungskarten der Einzelszenarien in Abb. S.

202 sowie auf die Parameter S. 163 erkennen lässt. Die zukünftige potentielle Verbreitung der Art wird demnach lediglich auf ein Vorkommen im *Referenzszenario* bzw. zwei Vorkommenspunkte unter dem Szenario *Teilliberalisierung* beschränkt sein.

Das gegenwärtig potentiell geeignete Habitat von *Cirsium heterophyllum* wird sich unter den projizierten Umweltveränderungen in beiden Szenarienbündeln um 74 % verkleinern (Tab. S. 95). Die Art wird demnach nur noch in den feuchtesten bzw. höchsten Regionen des Mittelgebirges vorkommen (Abb. S. 199). Eine geringe Erweiterung des derzeitigen Verbreitungsareals von bis zu 3 % wird im Szenario Teilliberalisierung für trockenere Gebiete des Tieflandes mit hohem Waldanteil vorhergesagt (siehe auch Modell S. 163). Der größte Teil der aufgrund von Landnutzungsänderungen neu entstandenen potentiell geeigneten Habitate wird jedoch aufgrund der starken Überlagerung des Klimaeffektes als Lebensraum für die Art ungeeignet sein (Abb. S. 200).

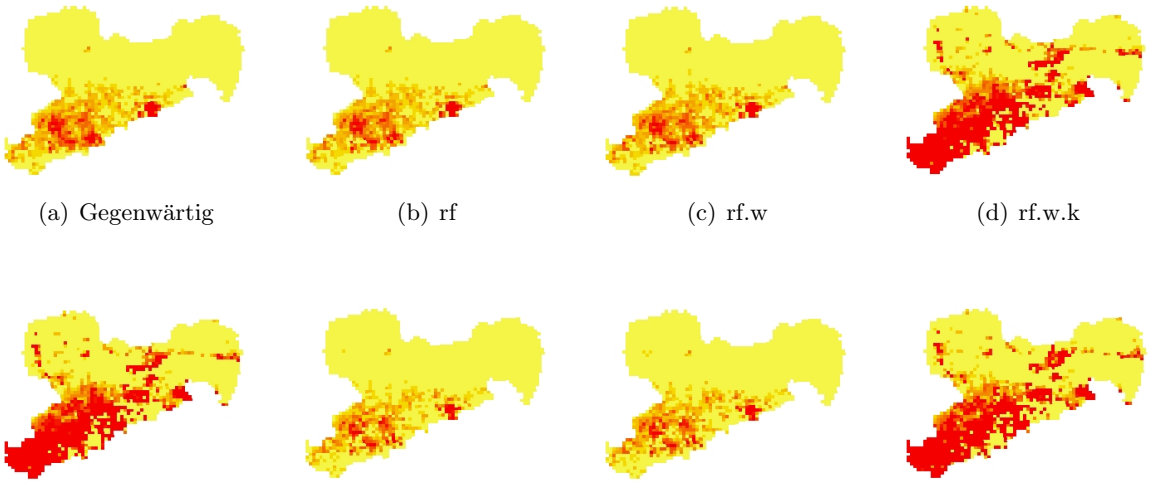
Der potentiell geeignete Lebensraum von *Geranium sylvaticum* verkleinert sich innerhalb des gegenwärtigen Verbreitungraumes in beiden Szenarienbündeln um ca. 80 %. Die Art wird demnach nur noch in den höchsten bzw. feuchtesten Lagen des Untersuchungsgebietes vorkommen (Abb. S. 206). Eine schwache Ausbreitung wird in etwas wärmeren Gebieten des Lösshügellandes mit höheren Anteilen an Auenböden ersichtlich (Abb. S. 205 und Modell S. 164). Hierbei ist ein positiver Effekt sowohl durch Landnutzungsänderungen zu Offenland- als auch Waldbiotoptypen zu erkennen, der die Erweiterung des derzeitig geeigneten Areals um bis zu 13 % der Fläche des gegenwärtigen Verbreitungsareals unterstützt. Es ist eine starke Bedrohung des Vorkommens von *G. sylvaticum* zu erkennen.

5.3.2 Arten mit Vergrößerung des potentiell geeigneten Lebensraumes

Ein Vergrößerung des gegenwärtigen potentiell geeigneten Lebensraumes wird für vier der betrachteten Arten festgestellt, wobei die Verbreitungsänderung von *Centaurea pseudophrygia* und *Phyteuma spicatum* sowohl auf Landnutzungs- als auch Klimaänderung, von *P. nigrum* auf Klimaänderung und von *Linum catharticum* auf Landnutzungsänderung zurückzuführen ist. Hierbei zeigen die Erstgenannten neben der Erweiterung ihres Verbreitungsgebietes eine schwache Tendenz zur Verlagerung durch lokalen Rückgang gegenwärtig geeigneter Lebensräume.

Das potentiell geeignete Habitat für *Centaurea pseudophrygia* wird sich unter den Bedingungen des *Referenzszenarios* um 236 % bzw. denen des Szenarios *Teilliberalisierung* um 226 % der gegenwärtig geeigneten Fläche vergrößern (Tab. S. 95). Die Größe des potentiell geeigneten

Habitates würde sich demnach mehr als verdreifachen. Aufgrund des positiven Effektes eines Temperaturanstieges wird die Art im Falle des Szenarienbündels für die *Teilliberalisierung* 25 % ihres derzeitigen Verbreitungsgebietes, insbesondere in den höchsten und kühlsten Kammregionen im Bereich des Mittleren Erzgebirges bis zur Sächsischen Schweiz, verlieren (Abb. 5.20(d) und 5.20(h)). Im Gebiet des Vogtlandes sowie innerhalb wärmerer Gebiete des Tieflandes wird *C. pseudophrygia* aufgrund des Anstieges von Temperatur- bzw. Sonnenscheindauer unter den projizierten Klimaänderungen potentiell geeignete Lebensräume vorfinden (Abb. S. 197). Der in den Einzelszenarien vorhergesagte positive Effekt einer Landnutzungsänderung, sowohl in Bezug auf Offenland- als auch Waldbiotopentstehung, verstärkt lediglich im Szenarienbündel des *Referenzszenarios* die Ausbreitung der Art; Landnutzungsänderungen bedingen im Szenario *Teilliberalisierung* hingegen einen schwachen Rückgang der Art von 2 % gegenüber des Einzeleffektes der Klimaänderung (Tab. S. 95). Auch bei dieser Art sind starke Überlagerungen des Effektes der Klimaänderung gegenüber dem der Landnutzungsänderung ersichtlich.



(a) Gegenwärtig (b) rf (c) rf.w (d) rf.w.k

(e) k (f) p2 (g) p2.w (h) p2.w.k

Abbildung 5.20: Art mit Habitatvergrößerung: Vorhergesagte gegenwärtige und zukünftige Verbreitung von *Centaurea pseudophrygia*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.8(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,37; Bezeichnung der Szenarien siehe Tab. S. 95.

Eine sehr starke Erweiterung des potentiell geeigneten Lebensraumes lässt ebenfalls *Phyteuma spicatum* erkennen. In beiden Szenarienbündeln beträgt die Ausdehnung des Verbreitungsgebietes der Art jeweils 120 % des gegenwärtig potentiell geeigneten Lebensraumes (Tab. S. 95, Abb. S. 218). Demnach vergrößert sich das Verbreitungsgebiet der Art bis in wärmere Tieflandgebiete. Aufgrund des negativen Effektes eines Anstieges der Sonnenscheindauer werden einige Gebiete

innerhalb des Westerzgebirges bzw. Vogtlandes nicht als Lebensraum für die Art geeignet sein. Dies wird anhand der Verkleinerung des potentiell geeigneten Habitats von *P. spicatum* um 6 % innerhalb des gegenwärtigen Verbreitungsraumes ersichtlich. Somit zeigt sich eine schwache Tendenz zur Verlagerung des Verbreitungsraumes der Art. Ebenso wird ein positiver Effekt von 6 % für die Aufforstung gegenüber des Einzeleffektes der Klimaänderung für die Ausbreitung der Art prognostiziert. Änderungen der Offenlandbiotope haben keinen Effekt auf die Verbreitung der Art. Der Klimaeffekt überlagert nur teilweise den der Landnutzungsänderung (Abb. S. 218).

Die größte Erweiterung (445 %) des gegenwärtigen Verbreitungsgebietes wird für *Phyteuma nigrum* sowohl in den Einzelszenarien als auch den Szenarienbündeln prognostiziert. Demzufolge wird die Art nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet potentiell geeignete Lebensbedingungen vorfinden. Diese Veränderung ist auf den positiven Effekt des Temperaturanstieges zurückzuführen. Lediglich in den kühlsten Regionen bzw. Gebieten mit der höchsten Jahressonnenscheindauer kann sich die Art nicht ausbreiten (Modell S. 167, Abb. S. 216). Landnutzungsänderungen haben keinen Effekt auf die potentielle Verbreitung der Art.

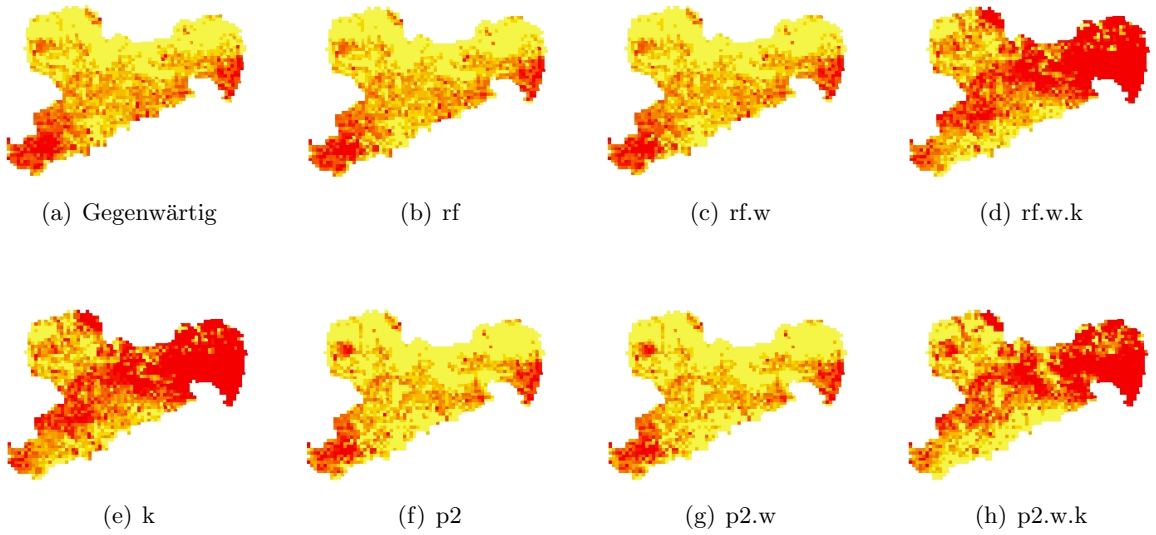
Für *Linum catharticum* wird in den Szenarienbündeln des *Referenzszenarios* und der *Teilliberalisierung* eine Vergrößerung des gegenwärtigen Verbreitungsareals von lediglich 11 % durch die Waldmehrung ersichtlich. Diese Verbreitungsänderung wird jedoch anhand der Verbreitungskarten (Abb. S. 210) kaum ersichtlich. Die Veränderung von Offenlandnutzung bzw. des Klima tragen nicht zur Verbreitungsänderung von *L. catharticum* bei.

5.3.3 Arten mit Verlagerung des potentiell geeigneten Habitates

Ein Ausgleich des Rückgangs geeigneter Lebensräume durch die Entstehung von Lebensräumen, die aufgrund der projizierten Umweltveränderung potentiell geeignet sind, wurde für insgesamt sechs der untersuchten Bergwiesenarten festgestellt. Hierbei lassen sich drei Gruppen von Arten bilden, die den Habitatverlust im unterschiedlichen Maße, mit Tendenz zur Ausbreitung aber auch Rückgang des aktuellen Verbreitungsgebietes, ausgleichen können. So kann die Verlagerung geeigneter Habitate aufgrund des Einzeleffektes der Klimaänderung (*Poa chaixii*), der Landnutzungsänderung (*Alchemilla glaucescens, Arnica montana*) als auch einer Kombination der beiden Effekte (*Bistorta officinalis, Dactylorhiza majalis, Trisetum flavescens*) erfolgen.

Zunächst wird die Verbreitungsänderung von *Trisetum flavescens* dargestellt, einer Art welche sowohl auf die kombinierten als auch Einzeleffekte von Landnutzungs- bzw. Klimaänderung mit Verlagerung ihres derzeitigen Areals reagiert (Abb. 5.21). Mit einer potentiellen Arealerweite-

rung von 142 % des derzeitigen Verbreitungsgebietes im Szenarienbündel des *Referenzszenarios* bzw. 123 % im Falle einer *Teilliberalisierung* überwiegt die Ausbreitung der Art gegenüber dem Verlust gegenwärtig geeigneter Lebensräume von 24 % im *Referenzszenario* bzw. 35 % bei *Teilliberalisierung* (Tab. S. 95). Die Art wird demnach in klimatisch geeigneten Gebieten mit hoher Sonnenscheindauer potentiell stärker verbreitet sein, in den höchsten Berglagen jedoch geeignete Lebensräume verlieren (Abb. S. 226, Modell S. 169). Der Effekt der Landnutzungsänderung trägt ebenfalls zum Rückgang potentiell geeigneter Lebensräume bei, der im Szenario *Teilliberalisierung* den Rückgang gegenüber dem Einzeleffekt der Klimaänderung um 24 % verstärkt (Tab. S. 95). Insbesondere in den Kammlagen des Mittelgebirges als auch im Bereich der Oberlausitz werden somit geeignete Lebensräume verschwinden, kleinflächig jedoch im Bereich des Leipziger Landes hinzukommen. Eine Aufforstung bedingt ebenfalls einen schwachen Rückgang geeigneter Habitate, der jedoch in der Verbreitungskarte (Abb. 5.21(d), 5.21(h)) kaum ersichtlich wird. Der Landnutzungseffekt kommt am Beispiel von *T. flavescens* aufgrund der eingeschränkten Überlagerung mit dem Effekt der Klimaänderung deutlich zur Geltung.



(a) Gegenwärtig (b) rf (c) rf.w (d) rf.w.k

(e) k (f) p2 (g) p2.w (h) p2.w.k

Abbildung 5.21: Art mit Habitatvergrößerung: Vorhergesagte gegenwärtige und zukünftige Verbreitung von *Trisetum flavescens*, Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Legende Abb. 5.8(a), Schwellenwert für das Vorkommen: 0,46; Bezeichnung der Szenarien siehe Tab. S. 95.

Eine Verlagerung mit einer Tendenz zur Verkleinerung des gegenwärtigen Verbreitungsgebietes wird für *Bistorta officinalis* prognostiziert. Wobei der Rückgang im Szenario *Teilliberalisierung* 22 % und die potentielle Arealerweiterung 14 % beträgt. Der vergleichsweise geringe Habitatverlust von 12 % wird im *Referenzszenario* von einer Habitatausdehnung um 11 % an anderer

Stelle nahezu ausgeglichen (Tab. S. 95, Abb. S. 196). Klimabedingt gehen insbesondere innerhalb der nördlichen Bereiche des Untersuchungsgebietes geeignete Habitate verloren. Eine Ausweitung des potentiellen Lebensraumes ist in einigen Teilen des Sächsischen Lösshügellandes zu erkennen (Abb. S. 195). Durch Landnutzungsänderung werden im Szenario *Teilliberalisierung* vor allem im Kammbereich des Mittleren bzw. Osterzgebirges und der Oberlausitz, aufgrund der Grünlandumwidmung, geeignete Lebensräume verschwinden. Im Bereich des Leipziger Landes werden hingegen neue geeignete Habitate entstehen (siehe auch Modell S. 162). Es wird eine beidseitige Überlagerung von Klima- und Landnutzungseffekten ersichtlich, indem sowohl die aufgrund von Klimaveränderungen entstandenen Habitate durch Landnutzungsänderung an Habitateignung verlieren als auch die durch Landnutzungsänderung geeigneten Lebensräume aufgrund der Klimaänderung die Habitateignung verlieren können. Die Auswirkung einer Aufforstung auf die Verbreitung von *B. officinalis* ist sehr gering und demzufolge in Abb. S. 196 kaum erkennbar.

Eine starke Verlagerung des potentiell geeigneten Habitats, die sowohl auf Klima- als auch Landnutzungsveränderungen zurückgeführt werden kann, ist für *Dactylorhiza majalis* zu verzeichnen. Nach der Abbildung S. 204 sowie dem Modell S. 164 liegt die Hauptursache der Verlagerung in der Klimaänderung begründet. Zwischen den beiden Szenarienbündeln sind deutliche Unterschiede des Verhältnisses von Habitatausdehnung zum Verlust geeigneter Habitate festzustellen. So überwiegt im Szenario *Teilliberalisierung* die Vergrößerung geeigneter Habitate um 84 % gegenüber dem Rückgang von 74 % an anderer Stelle. Im *Referenzszenario* hingegen fällt die Ausdehnung mit 53 % deutlich geringer aus als der Verlust potentieller Habitate von 79 % (Tab. S. 95). Somit wird sich die Art insbesondere im Gebiet der Oberlausitz ausbreiten, jedoch nahezu im gesamten Bereich des Vogtlandes geeignete Lebensräume verlieren (Abb. S. 204). Aufgrund der Landnutzungsänderung wird der positive Effekt der Klimaänderung auf die Ausbreitung der Art unterstützt, so sind durch die Entstehung von Feuchtwiesen besonders im Bereich der Oberlausitz potentiell geeignete Habitate zu finden. Die Waldmehrung hat nur einen geringen positiven Einfluss auf die Ausbreitung der Art, der jedoch in den Verbreitungskarten kaum ersichtlich wird. Durch Landnutzungsänderungen potentiell geeigneter Habitate tragen somit positiv zur Ausbreitung von *D. majalis* bei, da sie weitestgehend nicht von Klimaänderungseffekten überlagert werden.

Für *Alchemilla glaucescens* wird eine Verlagerung potentiell geeigneter Lebensräume ausschließlich aufgrund von Landnutzungsänderungen vorhergesagt. Im Szenarienbündel der *Teilliberalisierung* überwiegt mit einem Anteil von 39 % der Rückgang geeigneter Habitate gegenüber

der Entstehung neuer Habitate von 22 % (Tab. S. 95). Im Falle des *Referenzszenarios* erfolgt eine Umkehr dieses Verhältnisses: lediglich 9 % der gegenwärtig geeigneten Lebensräume verschwinden, wobei geeignete Habitate mit einer Fläche von 17 % des derzeitig geeigneten Habitates hinzukommen. Die Verlagerung ist in beiden Szenarien auf die Entstehung bzw. den Rückgang der Anteile des mesophilen Grünlandes zurückzuführen (Modell S. 161, Abb. S. 191). Eine regionale Differenzierung ist in den Verbreitungskarten kaum zu erkennen, da im gesamten Mittelgebirgsbereich sowohl geeignete Habitate hinzukommen als auch verschwinden können.

Die geringste Verlagerung des potentiellen Verbreitungsgebietes wird für *Arnica montana* ersichtlich und ist ausschließlich auf Landnutzungsänderung zurückzuführen. Im Szenarienbündel der *Teilliberalisierung* ist der Anteil des Verlustes geeigneter Habitate am gegenwärtigen Verbreitungsgebiet mit 15 % größer als der Anteil der Ausbreitung von lediglich 4 % (Tab. S. 95). Im *Referenzszenario* fällt die Verbreitungsveränderung noch geringer aus, indem 3 % der geeigneten Habitatfläche verloren gehen und 6 % hinzukommen. Im Hinblick auf Offenlandnutzungsänderungen ist der Verlust geeigneter Habitate auf das Verschwinden geeigneter Ackerflächen zurückzuführen (Abb. S. 194, Modell S. 161), welcher jedoch durch Aufforstung etwas abgeschwächt wird.

Die Verlagerung des potentiellen Verbreitungsgebietes von *Poa chaixii* ist ausschließlich auf Klimaänderungen zurückzuführen und weist einen schwachen Trend zur Verkleinerung des geeigneten Habitates auf. Die Veränderungen sind demnach in beiden Szenarien identisch. Demzufolge erfolgt eine Vergrößerung des geeigneten Habitates um 15 % bei einem Verlust von 29 % des gegenwärtig potentiell geeigneten Verbreitungsareals (Tab. S. 95). Infolgedessen wird sich *P. chaixii* in den niederschlagsreichsten Regionen, insbesondere in den Kammregionen des Ost- und Westerzgebirges, ausbreiten. In einigen trockeneren Bereichen mit hohen Anteil an Podsolböden wird die Art erhalten bleiben. Gebiete des zerstreuten Vorkommens im Norden des Landes werden in Folge der Klimaänderung die Habitateignung verlieren.

Kapitel 6

Diskussion

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Habitatansprüche der untersuchten Bergwiesenarten quantifiziert sowie die potentielle zukünftige Verbreitung der Arten unter möglichen Umweltveränderungen anhand verschiedener Szenarien prognostiziert. Im Hinblick auf die Anwendbarkeit der Prognoseergebnisse werden die methodischen Schritte und deren Ergebnisse im Einzelnen diskutiert.

6.1 Methodenkritik

Auf der untersuchten Mesoskala stellen empirische Modelle oftmals die einzige Möglichkeit der Quantifizierung von Art-Umwelt-Beziehungen dar (Luoto et al., 2005). Sämtliche Modellierstrategien unterliegen aufgrund der Komplexität natürlicher Systeme jedoch Einschränkungen. Im Folgenden werden sowohl die Einschränkungen und Potentiale des angewendeten Modellieransatzes betrachtet als auch die Methode zur Berechnung der Biotopententwicklungspotentiale diskutiert.

6.1.1 Diskussion der Datengrundlage

Nach van Niel et al. (2004) können Unsicherheiten in den Umweltvariablen einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse vorhersagender Modelle haben. In pragmatischer Hinsicht ist es in vielen Fällen schneller und somit kostengünstiger Umweltparameter schlaglichtartig zu erheben. Somit kann jedoch nur ein gewisser Anteil des Lebenszyklusses einer Art widergespiegelt werden (Schröder, 2000).

Alle ökologisch relevanten Parameter wurden in dieser Arbeit aus digitalen Karten abgelei-

tet, da es aus o.g. Gründen nicht möglich ist alle Daten im Gelände zu erheben. Im Modell befinden sich zahlreiche indirekte Parameter (Abb. 33). Diese haben den Nachteil, dass die Anwendbarkeit des Modells lediglich auf einen begrenzten geographischen Raumes beschränkt ist. Wird dieser Raum überschritten steigt die Gefahr der Erzeugung signifikanter Fehler. So wird angenommen, dass Modelle auf Grundlage von Topographie- und Biotoptyp-Parametern nur einschränkt auf geographisch entfernte Regionen übertragbar sind. Modelle, die auf Boden- und Klimaparametern basieren, können jedoch auch in anderen Gebieten gute Vorhersagen treffen. In diesem Zusammenhang sei auf das „Gesetz der relativen Standortkonstanz“[1] verwiesen (Walter & Walter, 1953). Im Umkehrschluss ermöglicht die Verwendung direkter (biophysiologischer) Parameter die Übertragbarkeit auf andere bzw. größere Gebiete. Im Allgemeinen nehmen Fehler bei abgeleiteten Variablen zu (Guisan & Theurillat, 2000). Zudem merken Heikkinen & Neuvonen (1997) an, dass es hinsichtlich der Vorhersagefähigkeit von Modellen nicht wichtig ist zwischen direkten und indirekten Umweltvariablen zu unterscheiden, dass eine Unterscheidung vor einem ökologischen Hintergrund jedoch sinnvoll ist. Die Anwendbarkeit einzelner Datensätze wird im Folgenden betrachtet.

Klima- und Topographiedaten

Die Rohdaten des digitalen Höhenmodells weisen zahlreiche Fehlstellen auf, die durch Interpolation aufgefüllt wurden. Unsicherheiten, die aufgrund dessen ins Modell eingehen, wurden jedoch nicht ermittelt. Guisan & Theurillat (2000) weisen in diesem Zusammenhang darauf hin, dass digitale Höhendaten in Gebirgsregionen meist sehr genau sind. Demzufolge wurde angenommen, dass die direkt abgeleiteten topographischen Parameter wie Hangneigung und Exposition nur mit geringen Fehlern behaftet sind.

Der vorliegende Klimadatensatz ist durch Interpolation von Datenpunkten verschiedener Klimastationen entstanden. Modellunsicherheiten hinsichtlich der Klimadaten können nach Guisan & Theurillat (2000) sowohl auf die Interpolation, eine unzureichende Datengrundlage der Messstationen als auch eine nicht erfolgte Erhebung biologisch relevanter Parameter des Mikroklimas zurückgeführt werden.

[1] Dieses Gesetz sagt aus, dass eine Art regionale Klimaunterschiede durch Veränderung ihrer topographischen Position ausgleichen kann.

Pflanzendaten

Die Daten zur Inzidenz der untersuchten Bergwiesenarten enthalten lediglich die Information zum Vorkommen bzw. Nichtvorkommen einer Art. Sie lassen daher keine Rückschlüsse auf die Abundanz und somit auf den gegenwärtigen Zustand einer Population zu. Zudem wurde für eine Vielzahl von Arten die anthropogen bedingte Verbreitung über das natürliche Verbreitungsareal hinaus erfasst. Nicht zu unterschätzende Unsicherheiten gehen von den Fähigkeiten der jeweiligen Kartierer aus. Somit lässt sich nicht feststellen, ob die Angaben zur Absenz einer Art dem tatsächlichen Nichtvorkommen entsprechen oder unzureichender Kartierung geschuldet sind. Auch werden seltene Arten oftmals intensiver kartiert, wobei es in einigen Gebieten zu einer Überkartierung kommt, die anderer Arten einschließt (Luoto et al., 2005).

Biotop-und Landnutzungskartierung

Der Anwendbarkeit der CIR-Biotoptyp-und Landnutzungskartierung als Repräsentation der aktuellen Naturraumausstattung sind Grenzen gesetzt, da seit der Befliegung in den Jahren 1992/93 zahlreiche Nutzungs- und Strukturveränderungen stattfanden. Dies betrifft sowohl die Randgebiete grosser Städte, die besonders durch Siedlungs- und Gewerbegebietserweiterungen betroffen sind als auch Landwirtschafts- und Tagebauflächen (Frietsch, 2001). Ein weiteres Defizit liegt in der Interpretationsgenauigkeit des Datensatzes. So kann die Baumartenzusammensetzung von Wäldern zwar gut angesprochen, die darunterliegende Krautschicht jedoch nicht identifiziert werden. Zudem können kleinflächige sowie strukturell ähnliche bzw. benachbarte Objekte in Luftbildern nur schwer unterschieden werden, wodurch es zu Interpretationsfehlern kommen kann. Im Allgemeinen nehmen Interpretationsfehler von der Ebene der Hauptgruppen der Biotoptypen zu den Untergruppen hin zu (Frietsch, 2001). Sind Biotoptypen stark von Nutzungen geprägt, so können diese im Falle von Grünländern nur sehr ungenau angesprochen werden.

6.1.2 Anwendbarkeit des Modellieransatzes

In der Arbeit werden sowohl Klima- und Landnutzungsänderungen als auch der Effekt von Wechselwirkungen zwischen diesen zwei Faktoren auf die Verbreitung von Bergwiesenarten betrachtet. Somit wird im Gegensatz zu weitverbreiteten Modellansätzen auf der Makroskala, die das Vorkommen einer Art lediglich in Abhängigkeit von Klimaparametern betrachten, auch der Einfluss der Landnutzung sowie eine Vielzahl anderer erklärender Faktoren auf feinerer Skala

miteinbezogen (Pearson & Dawson, 2003). Auf der untersuchten Skala stellen empirische Modelle eine der wenigen Möglichkeiten dar, den Einfluss von Umweltveränderungen auf die Verbreitung von Arten zu testen (Luoto et al., 2005).

Die Verwendung eines GLM[2] besitzt gegenüber komplexeren Methoden, wie z.B. GAM[3] oder ANN[4], den Vorteil, einfach interpretierbare Formen des Zusammenhanges zwischen einer Art und den Umweltbedingungen zu identifizieren. Es ist somit möglich einen weiten Bereich von Umweltdaten zu modellieren (Bio & DeBie, 2002). Der gewählte statische, korrelative Ansatz basiert auf der „Theorie der Ökologischen Nische“ (Hutchinson, 1957); es wird angenommen, dass ein Modell mit empirischen, im Feld erhobenen Daten die geeigneten Lebensverhältnisse am besten reflektieren. Diese tatsächlich realisierte Nische berücksichtigt im Gegensatz zur fundamentalen Nische auch biotische Faktoren wie z.B. Interaktionen zwischen den Arten. Guisan & Theurillat (2000) führen jedoch Einschränkungen in der Anwendung unter veränderten Umweltbedingungen an. Im Hinblick auf andere Methoden ermöglicht dieser Ansatz auch ohne die Erhebung detaillierter ökophysiologischer Daten die Modellierung eines großen Spektrums von Arten als auch Habitaten (Berry et al., 2002).

Für gewöhnlich gibt es kein absolut bestes bzw. genauestes Modell. Man hat lediglich Daten, mit denen man die Anpassung des Modells an die Daten bewerten und Parameter schätzen kann. Die Analyse linearer Modelle erlaubt festzustellen, welches der möglichen Modelle die beobachteten Daten am besten erklärt. Es können darüber hinaus Hypothesen zu den Parametern des Modells getestet werden (Quinn & Keough, 2002).

Variablen- und Modellselektion

Da nach Durchführung der Korrelationsanalyse lediglich Variablen mit einem Korrelationskoeffizienten $> 0,8$ von der weiteren Analyse ausgeschlossen wurden, wird angenommen, dass auch stärker bivariat korrelierende Variablen in den Modellen verbleiben. Nach Harrell (2001) führt dies zu ungenauen Schätzungen der Standardfehler und der Abnahme der Aussagefähigkeit der darauf beruhenden Tests, worauf die Zuverlässigkeit der folgenden Variablenselektion sinkt.

Nichtlineare Zusammenhänge zwischen Arten und Umweltparametern wurden sowohl in Form von quadratischen Effekten als auch Wechselwirkungen zwischen zwei Parametern im Modell berücksichtigt (Guisan & Zimmermann, 2000). Dies hat neben der Identifizierung komplexer

[2]Verallgemeinertes lineares Modell (Generalized linear model)
[3]Verallgemeinertes additives Modell (Generalized additive model)
[4]Künstliches neuronales Netz (Artificial neural network)

Art-Umwelt-Beziehungen den Vorteil, die Anpassungsgüte des Modells an den Datensatz zu erhöhen. Andere Formen noch komplexerer, jedoch oftmals nicht sinnvoll interpretierbarer Zusammenhänge wurden nicht berücksichtigt. So wird anhand eines positiven quadratischen Effektes am Beispiel der Art *Alchemilla glaucescens* die Eignung mittlerer Anteile an mesophilem Grünland (*ln.412*), für *Dactylorhiza majalis* Entfernungen mittlerer Ausprägung zu Flüssen (*dist.214*) ersichtlich. Ebenso ist es möglich, dass sowohl extrem hohe als auch extrem geringe Ausprägungen eines Einzelparameters besonders geeignet sein können. Im Falle sehr zerstreut vorkommender Arten ist dies entweder ein Artefakt des Modells oder der jeweilige Parameter muss in Kombination mit anderen Parametern betrachtet werden. Nach Crawley (2002) ist es lediglich eine Annahme, dass die Interaktion durch das Produkt zweier Variablen repräsentiert wird. Die tatsächliche Wechselwirkung kann mitunter eine gänzlich andere Form aufweisen[5]. Nach Quinn & Keough (2002) können unmöglich alle möglichen Interaktionen zwischen den Variablen der verschiedenen Gruppen berücksichtigt werden, da somit die Anzahl der möglichen Effekte im Modell eine größere Anzahl von Beobachtungen erfordern würde. Eine *a-priori*-Auswahl von quadratischen Effekten bzw. Interaktionen erfolgte aufgrund ihrer statistischen Signifikanz, wodurch die Parameteranzahl im Modell verringert wurde. Eine Selektion nach biologischen Aspekten (Expertenwissen) hingegen verhindert es, bisher unbekannte Zusammenhänge zu erkennen, wodurch der explorative Charakter des Modells verloren gehen kann.

Die schrittweise, rückwärtsgerichtete Modellselektion hat gegenüber der vorwärtsgerichteten Methode den Vorteil, weniger relevante Variablen zu übersehen (Bio & DeBie, 2002). Schrittweise Selektionsverfahren werden jedoch dafür kritisiert, sich in lokalen Optima zu verfangen und somit nicht das Modell mit dem besten AIC-Wert zu finden (Reineking & Schröder, 2004b).

Harrell (2001) führt im Zusammenhang zur Variablenselektion in erklärenden Modellen Probleme an, die im Folgenden nur kurz genannt werden:

- Auswahl von Variablen, die in Wirklichkeit keinen Zusammenhang mit der Response-Variablen haben (Fehler 1. Art).[6]
- Schätzung falscher Koeffizienten von wichtigen Variablen, wenn eine tatsächlich relevante Variable mit einer fälschlicherweise als signifikant identifizierten Variablen korreliert.[7]
- Übersehen tatsächlich relevanter Variablen (Fehler 2. Art).

[5] So kann anstatt $x \cdot z$ eine tatsächliche Wechselwirkung durch $x \cdot z^2$ charakterisiert sein.

[6] Bei einem Signifikanzniveau von 0,05 haben im Mittel 5 % aller als signifikant eingestuften erklärenden Variablen keinen tatsächlichen Zusammenhang mit der Responsevariablen.

[7] Korrelierte Variablen beeinflussen sich gegenseitig.

Im Hinblick auf vorhersagende Modelle können nach Harrell (2001) folgende Probleme durch die Variablenselektion auftreten:

- Überanpassung (*Overfitting*) führt zur eingeschränkten Übertragbarkeit der Modelle, da lediglich eine Stichprobe beschrieben wird.
- Vorspiegelung hoher Modellgüte (*Optimismus*), da mitunter Variablenkombinationen gewählt werden, deren Einzeleffekte keinen tatsächlichen Zusammenhang zur Response-Variablen haben.

Eignung der Skala

Nach Thuiller et al. (2003) sind auf verschiedenen Skalenebenen bestimmte statistische Modellieransätze sowie Umweltparameter geeigneter als andere. Die Modellergebnisse sollten daher unter Betrachtung dieser Einschränkung interpretiert werden (Pearson & Dawson, 2003). Im Allgemeinen kann gesagt werden, dass Klimaparameter lediglich auf der globalen bis regionalen Skala (200 - 10000 km) den dominanten Faktor zur Erklärung von Art-Umwelt-Beziehungen darstellen (Pearson et al., 2002). Auf der lokaler Skala werden zunehmend topographische Faktoren als auch Biotoptypenausstattung, Landnutzung und Bodenparameter, auf noch kleinerer Ebene auch biotische Interaktionen, wichtig (Whittaker et al., 2001). In dieser Arbeit werden sowohl Klima- als auch Landnutzungs-/Biotoptyp-, Topographie- und Bodenparameter auf Ebene der Mesoskala verwendet. Da die Faktoren auf unterer Skalenebene von den Klimafaktoren der übergeordneten Ebene beeinflusst werden, können Habitate aufgrund von Parametern unterer Ebene geeignet sein, obwohl diese klimatisch ungeeignet sind, da die Varianz einzelner Klimaparameter auf regionaler Skala meist zu gering ist um diese Parameter als wichtig für das Vorkommen der Art herauszustellen. Pearson et al. (2002) führt an, dass Datensätze im Gridformat, welche unter höherer räumlicher Auflösung eine hohe Varianz besitzen, auf grober räumlicher Skala „weggemittelt“ werden. So können Auswirkungen kleinflächiger Boden- oder Biotoptypen auf das Vorkommen einer Art auf der Ebene eines $\frac{1}{4}$-MTBQ nicht identifiziert werden, auf feinerer Skala jedoch stärker variieren und somit höhere Relevanz für die Erklärung der Artverbreitung besitzen. Dies wird besonders anhand des Modells für *Linum catharticum* deutlich.

Da die politischen anstatt der natürlichen Verbreitungsgrenzen der Arten betrachtet wurden, fließt lediglich ein Teil der tatsächlichen Verbreitung ins Modell ein. Das Modell kann somit nicht anhand des zukünftigen Wertebereiches der veränderbaren Landnutzungs- als auch Kli-

maparameter parametrisiert werden. Im Falle des signifikanten positiven linearen Zusammenhanges zwischen dem Vorkommen von *Phyteuma nigrum* und *Phyteuma spicatum* wird unter den Bedingungen eines zukünftigen Temperaturanstieges das Vorkommen dieser Arten im nahezu gesamten Untersuchungsgebiet vorhergesagt. Da das Modell nicht anhand dieses erweiterten Wertebereiches kalibriert wurde, kann nicht festgestellt werden, ob alle neuen potentiell klimatisch geeigneten Lebensräume auch dem tatsächlichen Lebensraumspektrum von *P. nigrum* und *P. spicatum* entsprechen.

Die Vorhersage der Verbreitung auf Ebene eines Bundeslandes erscheint zudem für die Belange der lokalen Naturschutzpolitik geeigneter als eine Vorhersage auf nationaler bzw. kontinentaler Skala, da eine Vielzahl von Umweltfaktoren mit einbezogen wird.

Modellgüte

Durch eine Teilung des Ausgangsdatensatzes wurde die Größe des Trainings- als auch des Testdatensatzes reduziert. Ein *bootstrap*-Verfahren[8] würde den Datensatz effizienter zur Validierung nutzen. Dieses wurde jedoch im Rahmen dieser Arbeit aufgrund des erhöhten Rechenaufwandes nicht durchgeführt (Harrell, 2001). Des Weiteren kann angeführt werden, dass durch *data splitting* nicht das finale Modell validiert wird, sondern lediglich ein Modell, dass anhand eines Teiles des Gesamtdatensatzes entwickelt wurde. Bei Vorhersagen für den gesamten Datensatz auf Grundlage des Trainings-Datensatzes kann demzufolge keine Einschätzung der Gesamtprognosegüte stattfinden. Hier werden die beiden Datenhälften lediglich zusammengefügt.

Luoto et al. (2005) verweist auf die Abhängigkeit der Modellgüte von der Anzahl der Vorkommenspunkte (Prevalenz) und geographischen Lage, wonach sich Arten mit geringer Prevalenz, die zudem am Rand ihres gesamten Verbreitungsgebietes vorkommen, generell besser durch Modelle beschreiben lassen als weitverbreitete Arten. Dies wird darin bestätigt, dass die am bestem kalibrierten Modelle mit 6-18 Modellparametern (Tab. 5.1) eine vergleichsweise geringe bis mittlere Komplexität besitzen (z.B. *Meum athamanticum, Crepis mollis, Cirsium heterophyllum*). Die Modelle dieser Arten haben zudem eine sehr hohe Klassifizierungsgüte. Werden aufgrund hoher Prevalenzen sehr komplexe Modelle an die Trainingsdaten angepasst, so kann oftmals trotz hoher Anpassungsgüte nur eine mittelmäßige Klassifizierungs- bzw. Vorhersagegüte erreicht werden (z.B. *Bistorta officinalis*). Hier kann von einer Überanpassung (*overfitting*) ausgegangen werden.

[8] Ebenfalls ein internes Validierungsverfahren, bei dem der gesamte Datensatz unter Zurücklegen wiederholt beprobt wird.

Nach Elith et al. (2006) werden für „Spezialisten“[9] generell bessere AUC-Werte ermittelt als für „Generalisten“. Kivinen et al. (2006) führt eine schlechte Anpassungsgüte von Modellen ausserdem auf das Fehlen wichtiger Faktoren zurück. Topographische Parameter, die als Ersatz einer Vielzahl anderer, nicht erfassbarer Faktoren gelten, wurden zwar in die Analyse eingeschlossen, schränken jedoch die Übertragbarkeit des Modells stark ein. Im Falle zerstreut verbreiteter Arten mit sehr spezifischer Habitatbindung werden Biotoptyp-/Landnutzungs- bzw. Bodenparameter sowie trockenheits- bzw. wärmeanzeigende Parameter gegenüber den Klimaparametern zunehmend in den Modellen relevant. Diese Faktoren können jedoch aufgrund der ungeeigneten thematischen Auflösung das Vorkommen der Arten nicht immer hinreichend genau beschreiben. Variablen zu Mikroklima, Landnutzungsintensität bzw. Biotopqualität könnten die Modellgüte steigern.

Eine schlechte Anpassungsgüte kann nach Elith (2002) auch darauf zurückgeführt werden, dass mitunter geringe Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Gebieten des tatsächlichen Vorkommens der Art vorhergesagt werden, insbesondere wenn ähnliche Umweltbedingungen für die Nichtvorkommen vorliegen. Zudem ist es möglich, dass Arten mit einer geringen Abundanz nicht überall kartiert bzw. aufgrund einer periodisch veränderten Populationsdichte nicht alle geeigneten Lebensräume zum Zeitpunkt der Kartierung besiedelt wurden. Eine lokale ökologische Anpassung kann nach Luoto et al. (2005) bei weitverbreiteten Arten ebenfalls zur Abnahme der Modellgenauigkeit führen. Alle Metapopulationen gemeinsam zu berechnen, würde die tatsächliche Verbreitung der Art jedoch zu optimistisch einschätzen.

Bezüglich der Festlegung eines Schwellenwertes, oberhalb dessen die vom Modell vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten als Vorkommen definiert werden, führen Pearson et al. (2004), neben der hier erfolgten Maximierung der Übereinstimmung der beobachteten mit den vorhergesagten Vorkommen, den Ansatz der Minimierung der Anzahl der falsch vorhergesagten Vorkommen an.

Mit der Berechnung des AUC wurde ein schwellenwertunabhängiges Verfahren verwendet, da ansonsten die Gefahr besteht, trennscharfe Modelle aufgrund eines ungünstig gewählten Schwellenwertes als ungeeignet einzustufen (Schröder, 2000). Da die hier berechneten Gütemaße keinen Bezug zu den einzelnen erklärenden Parametern haben, können Modelldefizite nicht parameterspezifisch identifiziert werden (Reineking & Schröder, 2004a).

[9] Gemeint sind Arten mit engem ökologischen Toleranzbereich.

Einschränkungen der Verbreitungsprognose

Die Ergebnisse der Vorhersagen sind als potentielle Habitateignung und nicht als tatsächliche zukünftige Verbreitung der jeweiligen Art zu betrachten (Berry et al., 2002). Da Faktoren wie Anpassung, Besiedlungsdynamik sowie lokales Aussterben der Art nicht einbezogen werden, ist diese potentielle Verbreitung vielmehr als der maximale potentielle Verbreitungsraum zu bezeichnen, der jedoch nicht vollständig von den Arten besiedelt werden kann.

Die Anwendbarkeit der Prognoseergebnisse von Habitatmodellen, insbesondere unter Klimaänderungen, unterliegt nach Pearson & Dawson (2003) Einschränkungen, wenn biotische Interaktionen, genetische Anpassung sowie die Ausbreitung der Arten nicht berücktsichtigt werden. Die Pflanzenarten müssten sich extrem schnell genetisch anpassen, um den Klimaänderungen zu folgen. Jump & Penuelas (2005) nehmen an, dass in fragmentierten Landschaften das Ausmaß der Klimaänderungen die potentielle Anpassungsfähigkeit der Arten übersteigt. Somit wird sich sowohl die Abundanz als auch das Vorkommen einzelner Arten innerhalb des Untersuchungsgebietes in einem nicht vorhersehbaren Maße ändern. Es wird erwartet, dass eine genetische Anpassung der Arten an veränderte Umweltverhältnisse nur über sehr lange Zeiträume erfolgt.

Nur ausreichend mobile Arten können ihr Verbreitungsgebiet verlagern. Dies ist sowohl abhängig von den Ausbreitungseigenschaften der jeweiligen Arten als auch dem Vorhandensein natürlicher Barrieren sowie einer künstlichen Habitatzerschneidung. So wird angenommen, dass lediglich Arten mit sehr gutem Ausbreitungspotential im gesamten zukünftigen potentiell geeigneten Verbreitungsgebiet vorkommen, während Arten mit schwachem Verbreitungspotential nur in den verbleibenden derzeitig geeigneten Gebieten vorkommen werden. Dies trifft im Besonderen für Arten mit schweren Samen zu bzw. für Arten die Arten die nicht durch Tiere verbreitet werden (z.B. *Geranium sylvaticum* und *Lathyrus linifolius*). Arten mit Wind- bzw. Klettverbreitung, wie z.B. *Arnica montana, Bistorta officinalis* und *Dactylorhiza majalis*, besitzen hingegen ein weitaus größeres Potential geographisch weiter entfernte, zukünftig geeignete Lebensräume zu besiedeln. Eine Ausbreitung unter Szenarienbedingungen über das gegenwärtige Verbreitungsgebiet hinweg setzt voraus, dass sich die jeweilige Art bis ins Jahr 2020 über eine Distanz, die mindestens der Größe eines $\frac{1}{4}$-MTBQ entspricht, ausbreiten kann. Demzufolge ist das prognostizierte Ausmaß der potentiellen Verbreitung in gegenwärtig ungeeigneten Habitaten kritischer zu betrachten als der Rückgang in derzeitig geeigneten Gebieten (Svenning & Skov, 2006).

Weitere wichtige Faktoren, wie das Zusammenwirken der Umweltveränderungen, insbeson-

dere der Klimaänderung mit biologische Invasionen als auch eine Fragmentierung geeigneter Lebensräume, wurden nicht mit einbezogen. Aufgrund einer Erhöhung des Stickstoffeintrages, einem größeren Einwanderungspotential exotischer Arten sowie der Ausbreitung konkurrenzstarker Arten können sich Konkurrenzverhältnisse innerhalb bestehender Pflanzengesellschaften verändern und somit veränderte Dominanzstrukturen und Ökosystemfunktionen entstehen lassen (Thuiller et al., 2005). Eine weitere Einschränkung stellt die Ungewissheit der physiologischen Auswirkungen des CO_2 in der Atmosphäre auf die betrachteten Pflanzenarten dar (Pearson et al., 2002).

Pflanzenarten, die eine ausdauernde Samenbank besitzen, verschwinden auch bei ungünstigen Habitatbedingungen oft erst nach mehreren Jahrzehnten (Lindborg et al., 2005). Somit ist es möglich, dass diese Arten im Jahr 2020 in weniger geeigneten Habitaten vorkommen. Grünlandarten können nur durch kontinuierliche Mahd bzw. Beweidung erhalten bleiben. Dies ist jedoch auf Standorten, die sich potentiell zu Grünland entwickeln können, nicht immer gewährleistet. Durch Aufgabe dieser Bewirtschaftungsformen ist mit einem Rückgang angepasster Arten zu rechnen.

Ausdehnung bzw. Verkleinerung des Verbreitungsraumes einer Art sind oft davon abhängig, ob die Art im Untersuchungsgebiet an ihrer nördlichen oder südlichen Verbreitungsgrenze vorkommt (Berry et al., 2002). Bei einer Betrachtung des gesamtem Verbreitungsraumes über das Untersuchungsgebiet hinaus würden sich demnach Arten mit nördlicher Verbreitungsgrenze weiter ausbreiten, Arten mit südlicher Verbreitungsgrenze zurückziehen (Berry et al., 2002; Svenning & Skov, 2006).

Hinsichtlich der Vorhersagegüte können anhand direkter Klimaparameter relativ robuste Vorhersagen getroffen werden (Pearson et al., 2004). Im Umkehrschluss sind Prognosen anhand von Landnutzungsparametern mit größeren Unsicherheiten behaftet, da möglicherweise wichtige Faktoren, wie z.B. Landnutzungs- und Störungsintensität, nicht berücksichtigt werden.

6.1.3 Diskussion der Szenarien

Die Methode zur Berechnung der standortbezogenen Biotoptypenentwicklungspotentiale als auch die dazu verwendete Datengrundlage sollen in diesen Abschnitt kritisch betrachtet werden.

Nach Rounsevell et al. (2003) beinhaltet die Szenarienmethodik folgende Unsicherheiten:

- Unsicherheiten in den Modellen auf denen die Szenarien basieren.

- Qualitative Interpretation ist subjektiv.
- Schwierigkeit zukünftige Änderungsszenarien zu validieren.
- Qualität des Referenzdatensatzes (*Baseline*).

Szenariendaten

Da in dieser Arbeit nur ein einziges Klimaszenario herangezogen wird, können keine Unsicherheiten in den zukünftigen Klimaänderungsraten berücksichtigt werden (Berry et al., 2002). Die Veränderungen des Sommerniederschlages sowie der Jahresmitteltemperatur entsprechen dem optimistischen SRES-Emissionsszenario B2 (Abschnitt2.2.1) für das Jahr 2050. Werden diese Werte, wie in dieser Arbeit, bereits für das Jahr 2020 angenommen, kann vielmehr von einem pessimistischen Szenario gesprochen werden, das Tendenzen zum weitaus extremeren SRES-Emissionsszenario A1 erkennen lässt. Da die auf den SRES-Szenarien basierenden Prognosedaten zu Klimaparametern durch ein regionales Klimamodell auf die Ebene Sachsens heruntergebrochen wurden, konnten regionale Unterschiede zukünftiger Klimaänderungen berücksichtigt werden. Im Vergleich zu den Boden- und Biotoptyp-Parametern besitzen diese Daten jedoch eine sehr grobe Auflösung.

Die Annahmen für die agrarpolitische Situation im Referenzszenario des Zeithorizontes 2020 entsprechen nicht mehr vollständig der aktuellen Umsetzung der Agrarreform. Nach Rounsevell et al. (2005) ist es nicht möglich, die zukünftige Landnutzung vorherzusagen. Die Eignung der vorliegenden CIR-Kartierung zur Disaggregierung der errechneten Biotopentwicklungspotentiale wurde vor dem Hintergrund der Diskrepanz zu den Angaben des RAUMIS-Basisjahres 1999 bereits in Abschnitt 4.5.6 diskutiert.

Biotopentwicklungspotentiale

In Hinblick auf die Annahmen zur Durchführbarkeit einer Diskriminanzanalyse werden nach McGarigal et al. (2000) weitere Einschränkungen der Methode lediglich kurz genannt, die bei der Interpretation der Ergebnisse dieser Arbeit berücksichtigt werden sollten:

- Ähnlich der Regression sollten die Diskriminanz- als auch Klassfizierungsfunktionen anhand eines völlig unabhängigen Datensatzes validiert werden.
- Die Diskriminanzanalyse kann nur Zusammenhänge identifizieren, die im Ausgangsdatensatz enthalten sind. Wichtige Umweltbeziehungen, die aufgrund fehlender Variablen nicht

Teil des Datensatzes sind, können tatsächliche Beziehungen der enthaltenen Variablen verzerren.

Die Methode zur Ermittlung der Biotopentwicklungspotentiale ist skalenunabhängig und szenarientauglich, wobei die mögliche Auflösung durch die Ausgangsdaten festgesetzt wird (Glemnitz & Wurbs, 2002). Da die Berechnung naturraumspezifisch erfolgt, lassen sich die Ergebnisse nur innerhalb der jeweiligen Mikroregion übertragen. Ein wesentlicher Nachteil ist in der Tatsache zu sehen, dass sich die errechneten Biotopentwicklungspotentiale nur auf bereits bekannte Biotoptypen-/Landnutzungsklassen beziehen. Es können durch Landnutzungsänderungen jedoch auch neue Biotoptypen entstehen (Energiepflanzen, Biotoptypen trockener Standorte).

Die Szenarien unterscheiden sich nicht hinsichtlich einiger ökologisch relevanten Parameter, wie z.B. Bodeneigenschaften als auch Landnutzungsintensität (Wamelink et al., 2003). Zur Umsetzung von Schutzmaßnahmen sollten die standortbezogenen Potentiale vor Ort überprüft werden und ein entsprechendes Management der Flächen in Richtung des angestrebten Zustandes erfolgen. Somit können die Entwicklungspotentiale auch als Renaturierungspotentiale bezeichnet werden. Die räumlichen Verteilungsregeln sind stark vereinfacht und das Verteilungsmuster der potentiell brachfallenden Flächen innerhalb der Modellkreise mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Um die treibenden Kräfte als auch die räumlich expliziten Verteilungsregeln für Landnutzungsänderungen festzulegen, empfehlen Rounsevell et al. (2005) die Einbeziehung von Expertenwissen.

Eine mögliche Extensivierung oder auch Intensivierung der weiterhin landwirtschaftlich genuzten Standorte wurde ebensowenig berücksichtigt wie der Einfluss des Klimawandels auf die Landnutzung und die Auswirkung der Veränderung des Anteils urbaner Flächen (Reidsma et al., 2006). Schutzgebiete wurden nicht von der Umwidmung ausgeschlossen, da eine naturschutzfachliche Aufwertung durch die Biotopentwicklungspotentiale angenommen wird.

6.2 Diskussion der Ergebnisse

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Biotopentwicklungspotentiale und anschließend die Prognosen der Verbreitungsänderung der Bergwiesenarten im Hinblick auf die Ergebnisse der erklärenden Habitatmodelle diskutiert.

6.2.1 Diskussion der Ergebnisse der Biotopentwicklungspotentiale

Mittels der Diskriminanzanalyse wurde die standörtliche Eignung von gegenwärtig unter Acker- und Grünlandnutzung befindlichen Biotoptypen zur Entwicklung von halbnatürlichen Offenlandstandorten bzw. Waldbiotoptypen untersucht (Glemnitz et al., 1999). Die Ergebnisse sind daher als optimistisch einzustufen und identifizieren Vorrangflächen für die Neuanlage dieser halbnatürlichen Offenlandstandorte, da sich die jeweiligen Zielbiotoptypen nur unter einem spezifischen Pflegeregime entwickeln können.

Nach Gömann et al. (2003) werden Flächen brachfallen, auf denen eine Pflege kostenintensiver ist als der finanzielle Ausgleich der Verluste bei landwirtschaftlicher Nutzung. Somit können möglicherweise ökologisch wertvolle jedoch ertragsschwache Ackerstandorte durch Neuregelung der Flächenstilllegung in Grenzertragsstandorten vollständig brachfallen. Ebenso besteht die Gefahr, dass viele Grünlandstandorte aufgrund entkoppelter Tierprämien brachfallen oder mit nicht mehr ökologisch verträglich genutzt werden. Weitere Aspekte zu möglichen Veränderungen der Grünlandnutzung auf Ungunststandorten sind in Abschnitt 2.1.1 aufgeführt.

Die potentiell brachfallenden Flächen wurden vorrangig anhand ihrer Standorteigenschaften (Marginalität) und nicht nach der Wahrscheinlichkeit ihres Entwicklungspotentials festgelegt. Dies hat insbesondere im Szenario *Teilliberalisierung* den Nachteil, dass in allen Modellkreisen Flächen umgewidmet werden, die nur ein geringes Entwicklungspotential ($< 0,3$) aufweisen und somit eine geringe Wahrscheinlichkeit zur Entwicklung in Richtung des Zielbiotoptypes besitzen. Nach Glemnitz (2005) sollten Flächen erst ab einer Wahrscheinlichkeit von 30 % umgewidmet werden. Hohe Wahrscheinlichkeiten werden ab 50 %, sehr hohe Wahrscheinlichkeiten für die Entwicklung eines Biotoptyps erst ab 75 % angegeben (Glemnitz et al., 1999). Im Bereich des Tieflandes wurden viele Flächen umgewidmet, die gute Standorteigenschaften (hohe LVZ) aufweisen und demzufolge nicht benachteiligt sind. Hierbei ist besonders unsicher, ob diese Flächen tatsächlich brachfallen werden.

Die Verteilungsregeln für die potentiell brachfallenden Flächen sind kritisch zu betrachten, da die Annahmen zur zukünftigen Landnutzung mit Fehlern behaftet sind (Prieler et al., 1998). Somit kann nicht festgestellt werden, ob tatsächlich ein Großteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen in den höchsten Berglagen brachfällt oder hier Fördermaßnahmen entgegenwirken. Marginale Standorte im Sinne benachteiligter Gebiete sind nicht nur durch die landwirtschaftliche Vergleichszahl (LVZ) sondern u.a. auch durch Klima und Infrastruktur charakterisiert. Zudem wäre es von Vorteil auch das Bewirtschaftungsregime (Beweidung, Mahd) in den Szenarien zu

berücksichtigen (Wilson et al., 2003).

Eine heterogene Verteilung von potentiell brachfallenden Flächen innerhalb des Untersuchungsgebietes kommt anhand der RAUMIS-Angaben lediglich zwischen den einzelnen Landkreisen zustande. Im Hinblick auf die Selbstversorgung und die Erhaltung ländlicher Gemeinden wird selten die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) einer Gemeinde brachfallen. Ein anderes Muster würde sich demnach ergeben, wenn die Anteile der potentiell brachfallenden Fläche auf Gemeindeebene verteilt werden. Eine Allokation des Brachflächenanteils auf Gemeindeebene war im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht möglich und kommunale Unterschiede konnten somit nicht berücksichtigt werden.

6.2.2 Diskussion der Verbreitungsprognose

Die Modellergebnisse lassen erkennen, dass die projizierten Umweltveränderungen große Auswirkungen auf die zukünftige Verbreitung nahezu aller betrachteten Arten haben. Jedoch sollten die Ergebnisse artspezifisch und vor dem Hintergrund der Einschränkungen und Möglichkeiten der angewendeten Methodik diskutiert werden.

Gegenwärtige Verbreitung

Mithilfe der beschreibenden Modelle wurde festgestellt, dass die gegenwärtige Verbreitung von zehn Arten durch Klima- und Landnutzungsparameter und von drei weiteren Arten ausschließlich durch Landnutzungsparameter erklärt wird (Abschnitt 5.1, Modelle S. 161). Somit bestätigt sich die Annahme, dass die Verbreitung von Arten auf der Mesoskala nicht allein von Klimaparametern bestimmt wird, sondern auch andere Parameter relevant sind (siehe Abschnitt 4.2).

Es wurden für alle untersuchten Arten ökologisch sensible Modelle erzeugt, die Boden-, Topographie- als auch die in den Szenarien veränderbaren Klima- und Landnutzungs-/Biotoptypparameter enthalten. Zudem fällt auf, dass die fast ausschließlich geklumpt im montanen Bereich vorkommenden Arten *Meum athamanticum, Crepis mollis* und *Cirsium heterophyllum* die höchste Anpassungsgüte ($R^2 > 0,5$) besitzen. Diese Modelle beschreiben das Vorkommen der Art besonders gut anhand von Klimaparametern, da Parameter des Mesoklimas nur auf großer Maßstabsebene variieren (siehe Abschnitt 6.1.2). Hingegen werden in den Modellen der zerstreut verbreiteten Arten, wie z.B. *Poa chaixii, Trisetum flavescens, Linim catharticum* und *Dactylorhiza majalis*, Boden- und Biotoptyp-/Landnutzungsparameter gegenüber den Klimaparametern relevant, da die ökologische Nische dieser Arten zum einen sehr breit sein kann, zum anderen

lokal angepasste, zerstreut vorkommende Arten nur schlecht anhand mesoklimatischer Faktoren beschrieben werden können.

Anhand gut kalibrierter Modelle können Umweltparameter ersichtlich werden, die besonders gut zur Erklärung des Zusammenhanges zwischen der Verbreitung einer Art und den Umweltbedingungen beitragen. Die Hypothesen zu den tatsächlichen Habitatansprüchen werden durch die Modelle der jeweiligen Arten im unterschiedlichen Maße bestätigt. So kommt *Crepis mollis* tatsächlich in Feuchtwiesen der montanen Lagen vor und indiziert saure Bodenverhältnisse (siehe Tabelle 3.1). Durch die signifikanten Modellparameter mittlere Jahrestemperatur und mittlerer Sommerniederschlag, den hohen Anteil des Biotoptyps Feuchwiese und Podsolböden tauchen diese Ansprüche auch im Modell auf (siehe S. 163). Eine ebenfalls sehr gute Erklärung der Habitatansprüche liefern die Modelle der Arten *Geranium sylvaticum*, *Dactylorhiza majalis* und *Centaurea pseudophrygia*. Für einige Arten werden die tatsächlichen Habitatansprüche nur teilweise vom Modell abgebildet. So werden tatsächlich relevante Biotoptypen für die Waldarten *Lathyrus linifolius* und *Poa chaixii* nicht vom Modell identifiziert. Für *Linum catharticum* kann der basiphile Charakter aufgrund der räumlichen Auflösung der Biotoptypen ebenfalls nicht bestätigt werden.

Im Falle der Arten *C. heterophyllum* und *M. athamanticum* wird ein Bezug zu den Hypothesen der tatsächlichen Habitatanspüche (Tab. 3.1) trotz hoher Anpassungsgüte der Modelle nur eingeschränkt deutlich, da die Umweltparameter im Modell sowohl Surrogate für eine Vielzahl anderer Parameter sein können als auch eine andere thematische Auflösung als die tatsächlichen Habitatfaktoren haben können und somit nicht mit den Beschreibungen der Hypothesen übereinstimmen.

Für sieben der untersuchten Arten (u.a. *Arnica montana, Alchemilla glaucescens, Centaurea pseudophrygia*) wurde die mittlere Höhe als signifikanter Parameter herausgestellt. Somit kann die Hypothese zum Erklärungsgehalt von Reliefparametern für das Vorkommen montaner Arten (siehe Abschitt 4.2) bestätigt werden. Guisan & Theurillat (2000) stellten fest, dass Habitatmodelle für Arten in bergigen Gebieten mitunter vollständig auf Reliefparametern basieren können.

Es überrascht, dass Variablen zur Biotoptypendiversität, die mögliche Surrogate für Landnutzungsintensität darstellen, nicht signifikant zur Erklärung des Artvorkommens beitragen. Eine Begründung hierfür ist nach Kivinen et al. (2006) in der Landnutzungsgeschichte zu sehen, die sich unter Zeitverzögerung auf die Verbreitung von Arten auswirkt. Somit kann sich Biotoptypenvielfalt in der Vergangenheit positiv auf die gegenwärtige Verbreitung einer Art auswirken.

In den Modellen von *Rhinanthus minor, Poa chaixi* und *Thlaspi caerulescens* werden Distanzparameter vom Modell als relevant herausgestellt, die ökologisch betrachtet sehr vereinfachte Faktoren darstellen und z.B. auf Feuchteverhältnisse bzw. menschlichen Einfluss schließen lassen.

Die positiven Temperatureffekte für die Arten *Phyteuma nigrum* und *Phyteuma spicatum* können als Artefakt des Modells gewertet werden, da diese Arten aufgrund ihrer weiten Verbreitung auch unter kleinflächigen, günstigen mikroklimatischen Bedingungen im Flachland geeignete Habitate vorfinden. Ebenso sind Täler des Berglandes im Sommer wärmer als ebene Gebiete auf gleicher Höhe. Demzufolge können Arten des Flachlandes in diesen Gebieten vorkommen. Dies kann zu einer fehlerbehafteten Schätzung der Koeffizienten führen.

Anhand der sehr einfachen Modelle von *Crepis mollis* sowie *Cirsium heterophyllum* wird ersichtlich, dass sich gut angepasste Modelle nicht zwingend auf die Prevalenz und somit die Anzahl der Modellparameter zurückführen lassen, sondern vielmehr der Verbreitungscharakter der Arten relevant ist. Das Vorkommen der zerstreut verbreiteten Art *Geranium sylvaticum* ist über den montanen Bereich hinaus auf Auen begrenzt, wodurch sich ihre ökologische Nische gut beschreiben lässt und zu einer guten Modellanpassung führt. Es fällt auf, dass die Modelle mit der besten Anpassungsgüte, mit Ausnahme von *Bistorta officinalis*, auch die höchste Vorhersagegüte ($AUC > 0,9$) für das gegenwärtige Vorkommen der Arten besitzen. Das Modell von *Bistorta officinalis* ist mit einem R^2 von 0,49 gut an die Daten angepasst, lässt jedoch eine große Diskrepanz in der Vorhersagegüte zwischen Trainings- und Testdatensatz erkennen. Aufgrund der hohen Prevalenz wird die Verbreitung durch ein komplexes Modell mit 38 Parametern für den Testdatensatz sehr gut erklärt. Die starke Abnahme der Klassifizierungsgüte auf den Testdatensatz lässt sich somit auf eine Überanpassung des Modells (*overfitting*) zurückführen. Ebenfalls auffällig ist die hohe Anpassungsgüte bei der seltenen und zerstreut vorkommenden Art *Arnica montana*, da angenommen wird, dass sich zerstreut verbreitete Arten im Allgemeinen schlechter durch Modelle beschreiben lassen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass *Arnica montana* eine enge ökologische Nische besetzt, die durch das Modell gut beschrieben wird. Zudem kommt *Arnica montana* im Untersuchungebiet sehr selten vor und wurde möglicherweise deshalb intensiver kartiert. Dies ermöglicht eine bessere Identifizierung der Habitatbindung (Luoto et al., 2005). Die Diskrepanz in der Vorhersagegüte zwischen dem Trainings- und Testdatensatz lässt auf eine leichte Überanpassung des Modells schließen.

Die Modelle der Arten *Linum catharticum, Dactylorhiza majalis, Poa chaixii* und *Trisetum flavescens* besitzen die geringste Anpassungs- ($R^2 < 0,3$) als auch Klassifizierungsgüte

($AUC < 0,7$), was sich auf die zerstreute Verbreitung der Arten zurückführen lässt. Zudem kommen diese Arten innerhalb des Untersuchungsgebietes nicht am Rand ihres gesamten Verbreitungsgebietes vor. Besonders in Gebieten, in denen mikroklimatische Besonderheiten durch kleinflächige Landschaftselemente, wie trockene Kuppen oder auch schmale, geschützte Tälchen, vorzufinden sind, kann das Vorkommen dieser Arten nicht korrekt vorhergesagt werden. Aufgrund des demontanen Verbreitungscharakters besitzen diese Arten meist eine breite ökologische Nische. Im Fall der Art *Linum catharticum* lässt sich schlechte Anpassungsgüte des Modell offensichtlich auf die Tatsache zurückführen, dass diese lichtliebende Art sowohl in Flachmooren als auch auf Kalk-Trockenrasen vorkommt, also bezüglich ihrer Feuchtigkeitsansprüche eine sehr breite ökologische Amplitude besitzt, wodurch sich die tatsächlichen Habitatansprüche nur unzureichend mittels des Modells abbilden lassen. Die von der Art besiedelten Habitate sind sehr kleinflächig und können auf der betrachteten Skala nicht erfasst werden (siehe auch Abschnitt 6.1.2).

Am Beispiel von *Poa chaixii*, einer Waldart, lässt sich die geringe Modellgüte zudem auf die anthropogen verursachte Arealerweiterung durch Parkrasen (siehe Abschnitt A.1 im Anhang) zurückführen.

Heikkinen & Neuvonen (1997) vermerken die Notwendigkeit einer genaueren Kartierung im Feld für Arten, deren Modelle das derzeitige Vorkommen nur sehr ungenau vorhersagen. Nur so kann im Fall einer Schutzgebietsplanung sichergestellt werden, dass die Art auch tatsächlich dort vorkommt.

Zukünftige Verbreitung

Der hier präsentierte Ansatz ermöglicht sowohl die Identifizierung von Arten, die von anthropogen verursachten Habitatveränderungen betroffen sind als auch eine Quantifizierung der potentiellen Verbreitungsänderung. Die Prognosen sind jedoch vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Habitatmodelle, der Einschränkungen des Modellieransatzes sowie der Ökologie der untersuchten Bergwiesenarten zu diskutieren. Anhand der Habitatmodelle konnten unter den projizierten veränderten Umweltbedingungen für das Jahr 2020 innerhalb des Untersuchungsgebietes Verbreitungsänderungen verschiedenster Art prognostiziert werden, welche sich auf Klima- und/oder Landnutzungsänderungen zurückführen lassen.

Im Hinblick auf die prognostizierten Verluste des zukünftig potentiell geeigneten Lebensraumes von 74 bis 99 %, kann für die Hälfte der untersuchten Arten (*Crepis mollis, Rhinanthus*

minor, Lathyrus linifolius, Meum athamanticum, Thlaspi caerulescens, Geranium sylvaticum, Dactylorhiza majalis, Nardus stricta, Cirsium heterophyllum) von einer sehr starken Gefährdung durch die projizierten veränderten Umweltbedingungen ausgegangen werden (Tab. auf S. 95). Nach Hampe & Petit (2005) wird für Arten, die innerhalb des Untersuchungsgebietes am Nordrand ihrer natürlichen Verbreitungsgrenze vorkommen eine Arealerweiterung durch die Klimaveränderung erwartet. Da jedoch in dieser Arbeit montane Arten betrachtet werden, wird angenommen, dass für diese Arten innerhalb der montanen Regionen potentiell geeignete Lebensräume erhalten bleiben. Am Beispiel von *Thlaspi caerulescens, Nardus stricta* und *Rhinanthus minor* wird ersichtlich, dass diese Arten aufgrund der Klimaänderung im Flachland weitestgehend verschwinden, da in diesen Gebieten topographische Heterogenitäten, welche potentielle Rückzugsräume für die Arten darstellen, schwächer ausgeprägt sind. Zudem wird ersichtlich, dass auf der untersuchten Maßstabsebene in Bergregionen Faktoren über das Klima hinaus das Vorkommen der Art erklären.

Im Hinblick auf das hier verwendete sehr pessimistische Klimaszenario werden hohe Verluste potentiell geeigneter Lebensräume prognostiziert. Unter der Annahme eines weniger extremen Temperaturanstieges bzw. eines geringeren Rückgangs des Sommerniederschlages kann von einem geringeren Ausmaß der klimabedingten Verbreitungsänderung ausgegangen werden.

Für *Rhinanthus minor, Linum catharticum* und *Crepis mollis* wird deutlich, dass diese Arten aus dem Untersuchungsgebiet verschwinden werden, wenn Rückzugsräume in den höchsten montanen Lage fehlen.

Die größten Verbreitungsänderungen nahezu aller Arten, mit Ausnahme von *Alchemilla glaucescens, Arnica montana* und *Linum catharticum* sind hauptsächlich auf das zukünftige Klima zurückzuführen. Die klimabedingte, extreme Ausbreitung von *Centaurea pseudophrygia, Phyteuma nigrum, Phyteuma spicatum* und *Trisetum flavescens* sowie die Verlagerung von *Lathyrus linifolius* lässt sich jedoch vielmehr auf einen bereits in Abschnitt 6.1.2 diskutierten Artefakt des Modells, als auf die Thematik der Verbreitungsgrenzen zurückführen. Eine Modellierung dieser Arten für ihr jeweiliges Gesamtverbreitungsgebiet würde möglicherweise zu anderen Ergebnissen in Form einer weniger optimistischen Schätzung der zukünftigen Verbreitung führen.

Das Ausmaß der Verbreitungsänderung der Arten *Alchemilla glaucescens, Arnica montana* und *Linum catharticum* fällt vergleichsweise gering aus, da deren Modelle keine Klimaparameter enthalten (Modelle siehe Abschnitt A.4). Für diese Arten könnten Habitate, die aufgrund der Landnutzungänderung geeingtet sind, mitunter dann ungeeignet sein, wenn Klimaparameter im Modell signifikant sind. Im Umkehrschluss dazu lässt sich sagen, dass u.a. für *Poa chaixii*

und *Thlaspi caerulescens* die progostierten Lebensräume aufgrund der zukünftigen Landnutzung bzw. Biotopausstattung mitunter ungeeignet sein könnten, da die Modelle dieser Arten ausschließlich Vorhersagen auf Grundlage des veränderten Klimas treffen können.

Im Hinblick auf die Vorhersagegüte können anhand der o.g. Arten, deren Modelle direkte Klimaparameter enthalten, robustere Prognosen getroffen werden als auf Grundlage von Landnutzungsparametern, da möglicherweise wichtige Faktoren, wie z.B. Landnutzungs- und Störungsintensität, nicht berücksichtigt werden.

Der potentiell geeignete Lebensraum für *Centaurea pseudophrygia, Trisetum flavescens* und *Dactylorhiza majalis* wird sich innerhalb des Untersuchungsgebietes unter den veränderten Umweltbedingungen vergrößern bzw. verschieben. Unter der Annahme, dass der gesamte zukünftig geeignete Lebensraum von der Art besiedelt wird, kommt es nach Thuiller et al. (2005) zu einer optimistischen Einschätzung der potentiellen zukünftigen Verbreitung, wodurch die Gefährdung einer Art unterschätzt werden kann. Von einer Gefährdung kann ausgegangen werden, falls sich die jeweiligen Arten nicht in entsprechendem Maße ausbreiten können, um die geeigneten Lebensräume zu besiedeln. Am Beispiel von *Dactylorhiza majalis* und *Lathyrus linifolius* wird deutlich, dass geeignete Lebensräume entlang von Verbreitungsachsen bzw. Trittsteinbiotope vorhanden sein müssen, um eine Besiedlung zukünftig potentiell geeigneter Habitate sicherzustellen. Ist dies nicht der Fall, werden *D. majalis* und *L linifolius* im Untersuchungsgebiet nahezu verschwinden.

Durch die Entstehung von Feuchtwiesen können für *Dactylorhiza majalis* neue potentiell geeignete Lebensräume entstehen. Im Modell der Art sind sowohl der Biotoptyp Feuchtwiese als auch die Nähe zu Fließgewässern relevant. Da jedoch der Parameter Feuchtwiese das Vorkommen der Art bestimmt und die Nähe zu Fließgewässern lediglich feuchte Bodenverhältnisse anzeigt, können möglicherweise zukünftig entstehende Feuchtwiesen, die nicht in der Nähe von Fließgewässern liegen, als Lebensraum ungeeignet erscheinen.

Die durch Aufforstung entstandenen potentiellen Lebensräume von Arten, die u.a. in Wäldern vorkommen (*Geranium sylvaticum, Phyteuma spicatum*), werden nach Bellamare et al. (2002) aufgrund der ungünstigen Ausbreitungsmechanismen von Waldarten nicht immer im vollen Ausmaß besiedelt. Insbesondere dann nicht, wenn die geeigneten Biotope nicht miteinander verbunden sind. Die Etablierung von typischen Waldarten wird auf ehemals weniger landwirtschaftlich intensiv genutzten Offenlandstandorten begünstigt (Wulf, 2004). Diese Standorte bilden auch Rückzugsraum für Arten, die an feuchte oder nasse Böden angepasst sind. In Bezug auf die Hypothesen (S. 31) wurde festgestellt, dass alle Arten, deren Modelle signifikante

Waldbiotop-Parameter beinhalten von einer Waldmehrung profitieren, auch wenn das Ausmaß der Verbreitungsänderung gering ist (Tab. 5.3). Generell lässt sich im Hinblick auf die Hypothesen (S. 31) die Verbreitungsänderung durch Liberalisierung der Landwirtschaft hauptsächlich auf die Veränderung des Anteils mesophilen Grünlandes zurückführen. Aufgrund dessen wird sich das zukünftige Verbreitungsgebiet insbesondere für die Arten *Alchemilla glaucescens* und *Trisetum flavescens* verschieben. Die Hypothese zur Vergrößerung des Verbreitungsgebietes durch Rückgang intensiv landwirtschaftlich genutzter Standorte bzw. Neuentstehung naturnaher Offenlandstandorte, wie z.B. Feuchtwiesen und Magerrasen, kann ebenfalls, insbesondere durch *Arnica montana* und *Dactylorhiza majalis*, bestätigt werden.

Die Ergebnisse sind sowohl vor dem Hintergrund des Modellieransatzes als auch der Methodik zur Ermittlung eines Schwellenwertes zu betrachten. So werden andere Modellansätze als auch andere Methoden zur Festlegung des Schwellenwertes, oberhalb dessen eine Vorkommenswahrscheinlich als Vorkommen klassifiziert wird, jeweils andere potentielle Verbreitungsräume vorhersagen. Dies wird besonders am Beispiel der Schwellenwerte des prognostizierten Vorkommens für *C. mollis* von 0,2 sowie für *A. glaucescens* von 0,21 ersichtlich. Im Falle eines halbierten Schwellenwertes, der den Wert $0,5$ annimmt, würden wesentlich weniger Vorkommenspunkte vorhergesagt werden und somit eine pessimistische Prognose der zukünftigen Verbreitung erfolgen.

Der hier verwendete Ansatz kann als eine erste Abschätzung möglicherweise dramatischer Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die Verbreitung von Arten, insbesondere in Naturschutzbelangen, betrachtet werden (van Horne, 2002; Pearson & Dawson, 2003). Die Prognoseergebnisse zur zukünftigen Verbreitung der Arten lassen unter den in diesem Abschnitt diskutierten Einschränkungen erkennen, welchen Arten unter den Klima- und Landnutzungsveränderungen die größte Beachtung hinsichtlich ihres Schutzes zukommen sollte. Bezüglich der verringerten Auswirkungen der projizierten Umweltveränderungen auf die Verbreitung der Bergwiesen können in Anlehnung an Bakkenes et al. (2002) folgende Maßnahmen genannt werden:

- Ermöglichung einer Verbreitung über große Distanzen (z.B. durch Großherbivoren als auch Biotopverbund).
- Translokation von Arten.
- Monitoring von Arten, die besonders empfindlich auf Klimaänderung reagieren.

Arten, die ausschließlich in montanen Gebieten vorkommen, werden aufgrund ihrer geringen Lebensraumtoleranzen am stärksten vom Habitatverlust betroffen sein. Jedoch kann insbeson-

dere in diesen Regionen der Rückgang geeigneter Habitate überschätzt werden, da hier sehr heterogene Umwelteigenschaften vorherrschen, welche auf der verwendeten Skala nicht erfasst werden können (Thuiller et al., 2005). Anhand der Ergebnisse wird ersichtlich, dass montane Regionen für viele Arten zu wichtigen Rückzugsgebieten werden. Dieser stabile „hintere Rand" des Verbreitungsgebietes sollte somit im Fokus des Artenschutzes stehen.

Anwendung im Naturschutz

Schutzgebiete sind oft unter der Annahme der konstanten Verbreitung von Arten unter gleichbleibenden Klimaverhältnissen gestaltet. Demzufolge empfiehlt Hannah et al. (2002) die Entwicklung von Schutzstrategien, die zukünftige Klimaänderungen durch Zusammenarbeit von Biogeographen, Ökologen, Modellierern und Naturschützern berücksichtigen. Auf Grundlage dessen können z.B. Schutzgebietsgrenzen angepasst oder erweitert werden. Auch sollten gezielte Managementmaßnahmen ausserhalb bestehender Schutzgebiete durchgeführt werden, um eine Ausbreitung der betreffenden Arten zu gewährleisten. Da nach Pyke et al. (2005) schon relativ geringe Klimaänderungen zu Änderungen in der Verteilung geeigneter Lebensräume führen können, ist es notwendig, das Schutzgebietsnetz an der zukünftigen Verbreitung der Arten auszurichten. Ungeeignet erscheinen zudem lebensraumbezogene Schutzstrategien, da die Arten individuell auf die Umweltveränderungen reagieren und gegenwärtige pflanzensoziologische Einheiten somit nur temporär bestehen können. Schutzgebietsrelevante Pläne sollten demzufolge die Änderung der Artengemeinschaften hinsichtlich der Klassifikation zukünftiger Lebensräume berücksichtigen (Midgley et al., 2003). Um einen nachhaltigen Schutz von Arten unter den projizierten Umweltbedingungen zu gewährleisten, sollten Schutzgebiete weitläufig auch Höhengradienten und Ausbreitungskorridore einschließen (Bomhard et al., 2005).

6.3 Ausblick

Im Folgenden sollen einige Möglichkeiten aufgeführt werden, die zu besseren Modellergebnissen beitragen und somit die Anwendbarkeit von Verbreitungsprognosen erhöhen können.

Anhand weitverbreiteter, korrelativer Ansätze werden oftmals sehr optimistische zukünftige Verbreitungsgrenzen prognostiziert. Im Falle von Schutzgebietsplanungen ist es sinnvoll Verbreitungsgrenzen möglichst konservativ zu schätzen, um die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, dass die Art in den potentiell geeigneten Gebieten vorkommen wird bzw. in ungeeigneten Gebieten verschwinden wird. Um eine zu optimistische Schätzung der Verbreitung von Arten aufgrund eines

anthropogen bedingten erweiterten Verbreitungsgebietes zu vermeiden, erscheint das Verfahren des *fuzzy climate envelope* geeignet, das Extremwerte im Wertebereich der Umweltvariablen von der Analyse ausschließt (Guisan & Theurillat, 2000; Skov & Svenning, 2004). Dieser Ansatz hat zudem den Vorteil weniger extreme Auswirkungen einer Klimaänderung auf die Verbreitung der Arten zu prognostizieren.

Um festzustellen, ob zukünftig potentiell geeignete Habitate, die sich außerhalb der derzeitigen Verbreitungsgrenzen befinden, von der jeweiligen Art besiedelt werden können, sollte das Ausbreitungspotential abgeschätzt werden. Hierzu erscheinen Kosten-Distanz-Analysen geeignet, die den Ausbreitungswiderstand zwischen dem gegenwärtig geeigneten Lebensraum und zukünftig potentiell geeigneten Habitaten quantifizieren (Skov & Svenning, 2004). Nach Peterson et al. (2001) besteht ein großes Potential in der Kopplung von Habitatmodellen mit Ausbreitungssimulationen, um Ausbreitungseigenschaften der Arten zu berücksichtigen. Die Methode der *locally weighted regression* stellt einen anderen Ansatz dar, um die Verbreitung weitverbreiteter Arten zu modellieren (Huntley et al., 1995).

Um Auswirkungen von Umweltveränderungen auf die Flora zu untersuchen, kann zudem eine Modellierung von Artengemeinschaften bzw. der Biodiversität erfolgen, da erwartet wird, dass sich die Zusammensetzung von Pflanzengesellschaften als auch die Anzahl der Arten verändern wird. Eine hohe Diversität kann jedoch nicht in jedem Fall mit hohem naturschutzfachlichem Wert gleichgesetzt werden.

Hierarchische Ansätze sind geeignet, um den Einfluss von Faktoren, die auf unterschiedlichen Skalen das Vorkommen von Arten beeinflussen, zu untersuchen. So sollten Parameter zu biotischen Interaktionen auf lokaler Skala und Parameter des Makroklimas gegebenenfalls auf kontinentaler bzw. nationaler Skala ins Modell eingehen. Zum einen wird das gesamte Spektrum der zukünftigen Ausprägung der Umweltparameter erfasst, zum anderen kann somit festgestellt werden, ob Habitate, die aufgrund von Parametern auf unterer Skalenebene geeignet sind, auch aufgrund von Parametern auf übergeordneter Ebene geeignet sind (Pearson et al., 2002; Pearson & Dawson, 2003).

Zur Berücksichtigung biotischer Interaktionen empfehlen Leathwick & Austin (2001) das Einbeziehen der Inzidenz konkurrierender Arten als erklärende Variablen. Andere biotische Interaktionen wie Bestäubung, Herbivorie, Begünstigung, Parasitismus und Symbiosen sollten in zukünftige Prognosen nach Möglichkeit ebenfalls einbezogen werden (Guisan & Thuiller, 2005).

Literaturverzeichnis

AG Boden, Hrsg. (1994). *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. verbesserte und erweiterte Auflage berichtigter Nachdruck, Stuttgart, Hannover. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & Weiber, R. (1996). *Multivariate Analysemethoden-eine anwendungsorientierte Einführung.* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Bahrenberg, G., Giese, E. & Nipper, J. (1990). *Statistische Methoden in der Geographie, Bd.1 Univariate und bivariate Statistik.* B.G. Teubner.

Bakkenes, M., Alkemade, J., Ihle, F., Leemans, R. & Latour, J. (2002). Assessing effects of forecasted climate change on the biodiversity and distribution of higher plants for 2050. *Global Change Biology*, 8:390–407.

BArtSchV (2002). *Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Oktober 1999, BGBL. I S. 1955, ber. S. 2037, zuletzt geändert durch Art. 3 Abs. 8 des Gesetzes vom 25. März 2002, BGBI. I S. 1193.* http://www.goinform.de/demo/umwelt/ns/bu/BArtSchV.pdf. 02.07.2003.

Bastian, O. & Syrbe, R.-U. (2005). Naturräume in Sachsen - eine Übersicht. In *Landschaftsgliederungen in Sachsen.* Landesverein Sächsischer Heimatschutz e.V., Dresden.

Bellamare, J., Motzkin, G. & Foster, D. (2002). Legacies of the agricultural past in the forested present: an assessment of historical land-use effects on rich mesic forests. *Journal of Biogeography*, 29:1401–1420.

Berry, P., Dawson, T., Harrison, P. & Pearson, R. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology & Biogeography*, 11:453–462.

BfN (2005). *Angaben zur Gefährdung, Verbreitung und Ökologie der heimischen wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen.* http://www.floraweb.de.

Böhnert, W. (1998). Gefährdete südwestsächsische Bergwiesen, Naturschutzbund Deutschland, Regionalverband Elstertal, Süddruck Neumann KG Plauen.

Böhnert, W., Gutte, P. & Schmidt, P. (2001). *Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Sachsens.* Sächsisches Druck- und Verlagshaus AG, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

Bio, A. & DeBie, E. (2002). Prediction of plant species distribution in lowland river valleys in Belgium: modelling species response to site conditions. *Biodiversity and Conservation*, 11:2189–2221.

BMVEL, Hrsg. (2005). *Meilensteine der Agrarpolitik - Umsetzung der europäischen Agrarreform*, Berlin. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.

Bomhard, B., Richardson, D., Donaldson, J., Hughes, G., Midgley, G., Raimondo, D., Rebelo, A., Rouget, M. & Thuiller, W. (2005). Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Global Change Biology*, 11:1452–1468.

Borsdorf, W. (2000). Landschaft und naturräumliche Gliederung. In Hardtke, H. & Ihl, A., Hrsg., *Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens*, S. 29–32. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Sächsisches Druck- und Verlagshaus, Dresden.

Crawley, M. (2002). *Statistical Computing: An Introduction to Data Analysis using S-Plus.* John Wiley & Sons, New York.

Dauber, J. (2005). Naturschutzziele in landwirtschaftlichen Ungunstlagen - Grundlagen und kritische Bestandsaufnahme. In *Landnutzung im Wandel Chance oder Risiko für den Naturschutz. 10. Internationale Sommerakademie St. Marienthal, DeutscheBundesstiftung Umwelt*, S. 185–190. Erich Schmidt Verlag.

Deutschewitz, K. (2001). Landschaftsstruktur und Verbreitungsmuster invasiver Pflanzengruppen. Diplomarbeit, Universität Potsdam, Institut für Geoökologie.

DVL & NABU (2005). *Agrarreform für Naturschützer, Chancen und Risiken der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik fürden Naturschutz.* Deutscher Verband für Landespflege e.V., NABU-Naturschutzbund Deutschland e.V.

Elith, J. (2002). Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. In Scott, J., Heglund, P. & Morrison, M., Hrsg., *Predicting Species Occurences - Issues of Accuracy and Scale.* Island Press.

Elith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., J.R. Leathwick A. Lehmann, J. L., Lohmann, G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J., Peterson, A., Phillips, S., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. & Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129–151.

Ellenberg, H., Weber, H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992). *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.* Scripta Geobotanica 18, 2. Ausgabe.

FAL (2002). *Modellverbund RAUMIS.* Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume, http://www.bw.fal.de/Arbeitsgebiete/Raumis.htm.

Fielding, A. & Bell, J. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24:38–49.

Frietsch, G. (2001). Die Color-Infrarot-(CIR-)Luftbildbefliegung im Freistaat Sachsen. In *Die Nutzung der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus Color-Infrarot-(CIR-)Luftbildern. Anwendungsmölichkeiten und Beispiele*, S. 8–10. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

Gömann, H., Kreins, P. & Julius, C. (2003). Regionalisierung des makroskaligen Angebotsverhaltens landwirtschaftlicher Landnutzer im Elbeeinzugsgebiet bei Szenarien zu Klima- und Agrarmarktänderungen im Rahmen des Projektes GLOWA-Elbe - Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet, Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V., Bonn.

Glemnitz, M. (2005). Mündliche Mitteilung zu Wahrscheinlichkeiten für die Umwidmung potentiell brachfallender Flächen. 27.06.05.

Glemnitz, M. & Wurbs, A. (2002). Abschätzung der Vegetationsentwicklung auf bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Nutzungsaufgabe auf verschiedenen Skalenebenen. In *GeoökKon 2002 Landschaften im Wandel - eine Herausforderung für die Geoökologie*, Potsdam 4.-6. Juli 2002.

Glemnitz, M., Wurbs, A. & Jacobsen, M. (1999). Charakterisierung der Standorte halbnatürlicher Offenlandbiotope als Grundlage für Renaturierungspotenziale in Agrarlandschaften. In *ZALF Jahresbericht 98/99*.

Guisan, A. & Theurillat, J.-P. (2000). Equilibrium modeling of alpine plant distribution: how for can we go. *Phytocoenologia*, 30:353–384.

Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8:993–1009.

Guisan, A. & Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution modells in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147–186.

Halpin, P. (1997). Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications*, 7(39):828–843.

Hampe, A. & Petit, R. (2005). Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8:461–467.

Hannah, L., Midgley, G. & Millar, D. (2002). Climate change conservation strategies. *Global Ecology & Biogeography*, 11:485–495.

Hardtke, H. & Ihl, A. (2000). *Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. Materialien zu Naturschutz und Landespflege*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Sächsisches Druck- und Verlagshaus, Dresden.

Harrell, F. (2001). *Regression Modeling Strategies - with Application to Linear Modells, Logistic Regression and Survival Analysis*. Springer, New York.

Hegi, G., Hrsg. (1975a). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band 5, Teil 1, Angiospermae: Dicotyles(3),Linaceae, Violaceae. Paul Parey Verlag, Berlin-Hamburg, 2 Ausgabe.

Hegi, G., Hrsg. (1975b). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band 4, Teil 3, Angiospermae:Dicotyles(2). Paul Parey Verlag, Berlin-Hamburg, 2 Ausgabe.

Hegi, G., Hrsg. (1981). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Angiospermae: Dicotyles (1). Paul Parey Verlag, Berlin-Hamburg, 3 Ausgabe.

Hegi, G., Hrsg. (1987). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Angiospermae: Dicotyledones (4) Band 6, Teil 4. Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg, 2 Ausgabe.

Hegi, G., Hrsg. (1995). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band 4, Teil 2b, Spermatophyta:Angiospermae:Dicotyledones (2) 3. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin-Wien, 3 Ausgabe.

Hegi, G., Hrsg. (1998). *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band 1, Teil 3, Spermatophyta: Angiospermae:Monocotyledones (1) 2, Poaceae. Paul Parey Verlag, Berlin, 3 Ausgabe.

Heikkinen, R. & Neuvonen, S. (1997). Species richness of vascular plants in the subarctic landscape of northern Finland: modelling relationships to the environment. *Biodiversity and Conservation*, 6:1181–1201.

Hosmer, D. & Lemeshow, S. (2000). *Applied Logistic Regression*. John Wiley and Sons, inc, New York, zweite Ausgabe.

Hovestadt, T., Roeser, J. & Mühlenberg, M. (1994). *Flächenbedarf von Tierpopulationen*. Forschungszentrum Jülich.

Huntley, B., Berry, P., Cramer, W. & McDonald, A. (1995). Modelling present and potential future ranges of some european higher plants using climate response surfaces. *Journal of Biogeography*, 22:867–1001.

Hutchinson, G. (1957). Concluding remarks. In *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology*, volume 22, S. 415–457.

IPCC (2001). Impacts, adaptions and vulnerability. Contribution of theworking group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Chapter 3: Developing and Applying Scenarios, IPCC.

Jenkins, K. & Wright, R. (1987). Simulating succession of riperian spruce forests and white tailed deer carrying capacity in Nothwestern Montana. *Western Journal of Applied Forestry*, 2:80–83.

Jump, A. & Penuelas, J. (2005). Running to stand still: adaption and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Lettes*, 8:1010–1020.

Kankaanpää, S. & Carter, T. (2004). Construction of european forest land use scenarios for the 21st century, Finnish Environment Institute, Helsinki.

Küchler, W. (2005). Mündliche Mitteilung zur Änderung des Sommerniederschlages in Sachsen. Juni 2005.

Küchler, W. & Sommer, W. (2005). Klimawandel in Sachsen, Sachstand und Ausblick 2005, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Landesforstpräsidium, Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug internet/documents/Klimawandel_ges.pdf.

Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M. & Helenius, J. (2006). Multi-species richness of boreal agricultural landscapes : effects of climate, biotope, soil and geographical location. *Journal of Biogeography*, 33:862–875.

Klose, S. (2000). Konsequenzen globaler Klimaveränderung für die biologische Vielfalt. In *NNA-Ber. 13, H. 2*. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen.

Leathwick, J. & Austin, M. (2001). Competitive interactions between tree species in New Zealand´s old-growing indigenous forests. *Ecology*, 82:2560–2573.

Leuschner, C. & Schipka, F. (2004). *Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland*. BfN-Skripten 115.

LFP (2005). *Schriftliche Mitteilung zur Waldmehrungsplanung in Sachsen*. Sächsisches Landesforstpräsidium, Pirna.

Lindborg, R., Cousins, S. & Eriksson, O. (2005). Plant species response to land use change - Campanula rotundifolia, Primula veris and Rhinanthus minor. *Ecography*, 28:29–36.

Luoto, M., Pöyry, J., Heikkinen, R. & Saarinen, K. (2005). Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology & Biogeography*, 14:575–584.

McGarigal, K., Cushman, S. & Stafford, S., Hrsg. (2000). *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.

Midgley, G., Hannah, L., Millar, D., Thuiller, W. & Booth, A. (2003). Developing regional and species-level assessments of climate change impacts on biodiversity in the Cape Floristic Region. *Biological Conservation*, 112:87–97.

Morrison, M., Marcot, B. & Mannan, R. (1998). *Wildlife-habitat relationships - concepts and applications*. The University of Wisconsin Press, Wisconsin.

Oberdorfer, E., Schwabe, A. & Müller, T. (2001). *Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Für Deutschland und angrenzende Gebiete*. Eugen Ulmer.

Pearson, R. & Dawson, T. (2003). Predicting the inpact of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope modell useful? *Global Ecology & Biogeography*, 12:361–371.

Pearson, R., Dawson, T., Berry, P. & Harrison, P. (2002). SPECIES: A special evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*, 154:289–300.

Pearson, R., Dawson, T. & Lui, C. (2004). Modelling species distribution in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, 27:285–295.

Peters, R. & Darling, J. (1985). The greenhouse effect and nature reserves: global warming could diminish biological diversity by causing extinctions among reserve species. *Bioscience*, 35:707–717.

Peterson, A., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Bartley, J., Buddemeier, R. & Navarro-Singuenza, A. (2001). Effects of global climate change on geographic distribution of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling*, 144:21–30.

Prieler, S., Lesko, A. & Anderberg, S. (1998). Three Scenarios for Land-Use-Change. A Case Study in Central Europe, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenberg, Austria.

Pyke, R., Andelman, S. & Midgley, G. (2005). Identifying priority areas for bioclimatic representation under climate change: a case study for Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 125:1–9.

Quinn, G. & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, Cambridge.

Reidsma, P., Teklenburg, T., van den Berg, M. & Alkemande, R. (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 114:86–102.

Reineking, B. & Schröder, B. (2004a). Gütemaße für Habitatmodelle. In Dormann, C. F., Lausch, A., Blaschke, T., Söndgerath, D. & Schröder, B., Hrsg., *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig*, S. 27–37. Eigenverlag UFZ.

Reineking, B. & Schröder, B. (2004b). Variablenselektion. In Dormann, C. F., Lausch, A., Blaschke, T., Söndgerath, D. & Schröder, B., Hrsg., *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig*, S. 39–45. Eigenverlag UFZ.

Richter, H. (1995). Natur- und Landschaftskomponenten in Sachsen. In Mannsfeld, K. & Richter, H., Hrsg., *Naturräume in Sachsen*, S. 11–38. Selbstverlag, Trier.

Rothmaler, W. (1999). *Exkursionsflora von Deutschland*. Gefäßpflanzen: Grundband. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 17 Ausgabe.

Rounsevell, M., Evert, F., Reginster, I., Leemans, R. & Carter, T. (2005). Future scenarios of european agricultural land use: II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107:117–135.

Rounsevell, M., Reginster, I. & Ewert, F. (2003). Land use change in Europe: interpreting regional scenarios from global storylines. In *AVEC Workshop, Peyresq, France, September 2003*.

Rykiel, E. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90:229–244.

Sala, O., Chapin, F. & Armesto, J. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1770–1774.

Schönwiese, C. & Rapp, J. (1997). *Climate Trend Atlas of Europe - Based on Observationsn 1890-1990*. Kluwer Ac. Publ.

Schröder, B. (2000). *Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor.* Dissertation, Technische Universität Braunschweig.

SächsWaldG (1992). *Waldgesetz für den Freistaat Sachsen vom 10. April 1992, rechtsbereinigt mit Stand vom 1. Januar 2003.*

Skov, F. & Svenning, J.-G. (2004). Potential impact on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography*, 27:366–380.

SMUL (2000). *Entwicklungsplan für den ländlichen Raum des Freistaates Sachsen*, chapter 5.2. Benachteiligte Gebiete und Gebiete mit umweltspezifischen Einschränkungen, S. 50–52. Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, http://www.smul.sachsen.de/de/wu/aktuell/foerderung/downloads/kap_5_12.pdf.

Sokal, R. & Rohlf, F. (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* W.H. Freeman and Company.

Steyerberg, E., Eijkemans, M. & Habbema, J. (2001). Application of shrinkage techniques in logistic regression analysis: a case study. *Statistica Neerlandica*, 55:76–88.

Svenning, J.-G. & Skov, F. (2006). Potential inpact of climate change on the northern nemoral forest herb flora in Europe. *Biodiversity and Conservation*, in press.

Thuiller, W. (2003). BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9:1353–1362.

Thuiller, W., Araujo, M. & Lavorel, S. (2003). Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science*, 14:669–680.

Thuiller, W., Lavorel, S. & Araujo, M. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102:8245–8250.

Turner, M., Gardner, R. & O´Neil, R. (2000). *Landscape ecology in theory and practice.* Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.

van Haarem, C. (2005). Perspektiven des Naturschutzes in landwirtschaftlich geprägten Räumen. In *Landnutzung im Wandel Chance oder Risiko für den Naturschutz. 10. Internationale Sommerakademie St. Marienthal, DeutscheBundesstiftung Umwelt*, S. 53–70. Erich Schmidt Verlag.

van Horne, B. (2002). Approaches to habitat modelling: the tension between pattern and process and beween specificity and generality. In Scott, J., Heglund, P. & Morrison, M., Hrsg., *Predicting Species Occurences - Issues of Accuracy and Scale*, S. 63–72. Island Press.

van Niel, K., Laffan, S. & Lees, B. (2004). Effect of error in the DEM on environmental variables for predictive vegetation modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15:747–756.

Venables, W. & Ripley, B. (1994). *Modern Applied Statistics with S-Plus*. Springer Verlag, New York.

Walter, H. & Walter, E. (1953). Das Gesetz der relativen Standortkonstanz: Das Wesen der Pflanzengesellschaften. *Deutsche Botanische Gesellschaft*, 66:228–236.

Wamelink, G., ter Braak, C. & Doben, H. (2003). Changes in large-scale patterns of plant diversity predicted from environmental economic change scenarios. *Landscape Ecology*, 18:513–527.

Weinbrenner, P. (2001). *Szenariotechnik*. http://www.sowi-online.de/methoden/dokumente/szenariotechnik.htm.

Whittaker, R., Willis, K. & Field, R. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28:453–470.

Wilson, W., Abernethy, V., Murphy, K., Adam, A., McCracken, D., Downie, I., Foster, G., Furness, R., Waterhouse, A. & Ribera, I. (2003). Prediction of plant diversity response to land-use change on scottish agricultural land. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 94:249–263.

Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998). *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer. Stuttgart.

Wulf, M. (2004). Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *Forest Ecology and Management*, 195:191–204.

Zebisch, M. (2004). *Modellierung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Landschaftsmuster und Biodiversität*. Dissertation, TU Berlin.

Anhang A

A.1 Steckbriefe der Arten

Alchemilla glaucescens Wallr.

Bastard-Frauenmantel

Familie: Rosaceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-D: 3

Schutz: mittlere Verantwortung Dt.s beim Schutz der Art (BfN, 2005)

Quelle: www.floraweb.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* -
- *Bestäubung:* -
- *Ausbreitung:* -
- *Stategie:* - Strategietyp
- *Dominanz:* -
- *Blühphase:* Ende Vollfrühling

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 7 = Halblichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 4 = gemäßigtes Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 4 = Säure- bis Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 3 = Stickstoffarmut anzeigend
- Hemerobie: -

Vergesellschaftung

- Ordnung Nardetalia
- Verband Mesobromion erecti
- Verband Polygono-Trisetion (magere Ausbildungen) (BfN, 2005)
- V Violion caninae
- V Cynos (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf frischen bis mäßig trockenen, basenreichen, aber meist kalkarmen-sauren humosen Stein- und Lehmböden (Oberdorfer et al., 2001)
- auch auf steinigen flachgründigen sandigen-lehmigen, mäßig nährstoffreichen, humosen Böden (Hegi, 1981)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-b.subozEUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- primär Magerwiesen, Geröllfluren, Felssimse, vor allem auf flachgründigen, basenreichen Böden, sehr selten in Sumpwiesen
- sekundär trockene Parkrasen Steinbrüche (Hardtke & Ihl, 2000)
- Frischwiesen und -weiden (Nebenvorkommen), Zwergstrauchheiden (Hauptvorkommen), Trocken- und Halbtrockenrasen (Hauptvorkommen) (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- im Mittelgebirge Rückgang durch Intensivierung der Weidewirtschaft (Hardtke & Ihl, 2000)
- Eutrophierung der Landschaft, Überweidung, Aufforstung (BfN, 2005)

Tabelle A.1: Ökologie von *Alchemilla glaucescens*

Arnica montana L.

Berg-Wohlverleih

Familie: Asteraceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-D: 3, RL-S: 2

Schutz: BArtSchV (besonders geschützt), grosse Verantwortung Dt.s beim Schutz der Art

Quelle: www.bruehlmeier.info

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, sklero-morph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung
- *Stategie:* intermediärer Strategietyp
- *Dominanz:* größere Gruppen, manchmal bestandsbildend
- *Blühphase:* Beginn Frühsommer(6-7)

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 5 = See-/Steppen-Übergangskl. zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: stark wechselnde Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 5 = mäßigen Stickstoffreicht. anzeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Ordnung Nardetalia
- Verband Molinion caeruleae, trockene Ausbildungen (BfN, 2005)
- Verband Polygono-Trisetion (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf frischen(wechselfrischen), nährstoffarmen, mehr oder weniger basenreichen, kalkarmen, sauren, modrig-torfig-humosen Ton- und Lehmböden, Humuswurzler (Oberdorfer et al., 2001)
- auch auf sandigen Unterlagen

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-temp/demo.suboz.EUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- lückige Borstgras-Magerrasen, Bergwiesen, wechseltrockene Moorwiesen (Hardtke & Ihl, 2000), frische Silikatmagerrasen (Rothmaler, 1999)
- Zwergstrauchheiden (BfN, 2005), in lichten Nadelwäldern, feuchte Kiefernschonungen (Hegi, 1987)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- Eutrophierung von Böden
- Verbuschung von Magerrasen
- Aufgabe der Heidenutzung
- Aufforstung von Magerrasen (BfN, 2005)
- Entwässerung, Verbrachung (Hardtke & Ihl, 2000)
- starker Rückgang, in weiten Teilen des Tief- und Hügellandes bereits ausgestorben (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.2: Ökologie von *Arnica montana*

Bistorta officinalis Delarbre

Schlangen-Knöterich

Familie: Polygonaceae (Knöterichgewächse)

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: www.rz.uni-karlsruhe.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* -
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, helomorph
- *Bestäubung:* Windbestäubung, Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung, Klettausbreitung
- *Stategie:* Konkurrenzstratege
- *Dominanz:* -
- *Blühphase:* Beginn Frühsommer (5-7)

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 7 = Halblichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 7 = gemäßigtes Steppen- bis Steppenklima zeigend
- Feuchtezahl: 7 = Feuchtezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 5 = mäßigen Stickstoffreicht. anzeigend
- Hemerobie: 3 (mesohemerob) bis 4 (beta-euhemerob)

Vergesellschaftung

- Verband Calthion
- Verband Adenostylion alliariae
- Verband Polygono-Trisetion
- Verband Alno-Ulmion (frische Ausbildungen) (BfN, 2005)

Boden

- auf kühlen sickernassen oder grundfeuchten (auch zeitweilig überfluteten), nährstoffreichen (vorwiegend kalkarmen), mild-mäßig sauren, humosen bis anmoorigen, Lehm- und Tonböden (Oberdorfer et al., 2001)

Verbreitung/Lebensraum

- m/mo-arct.(k)EURAS+WAM (Hardtke & Ihl, 2000)
- feuchte, nährstoffreichere Wiesen (Rothmaler, 1999)
- Hochstaudenfluren und Gebüsche der Gebirge (Hauptvorkommen), Bruch- und Auenwälder (Hauptvorkommen) (BfN, 2005)
- in gedüngten Nasswiesen, in Hochlagen in Fettwiesen des Polyg-Triset. (Hegi, 1981)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- intensive Landnutzung (häufige Mahd, starke Beweidung, Entwässerung, Düngung) (Hardtke & Ihl, 2000)
- Rückgang im Tief- und Hügelland, im Bergland keine Entwicklung erkennbar (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.3: Ökologie von *Bistorta officinalis*

Centaurea pseudophrygia C. A. Mey

Perücken-Flockenblume

Familie: Asteraceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-Sachsen: 3

Schutz: -

Quelle: www.floraweb.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, skleromorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung, Klettausbreitung
- *Stategie:* Konkurrenzstratege
- *Dominanz:* kleinere bis größere Gruppen
- *Blühphase:* 7-9

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 5 = See-/Steppen-Übergangskl. zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 4 = Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreichtum zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Verband Polygono-Trisetion
- Assoziation Potentillo- Quercetum petraeae, Hauptvorkommen Verband Carpinion (in planar-colliner Stufe)
- Assoziation Poo-Trisetetum (montane Ausbildungen)
- Assoziation Arrhenatheretum (montane Ausbildungen) (BfN, 2005)

Boden

- auf frischen, mehr oder weniger nährstoff- und basenreichen, meistkalkarmen, mäßig sauer bis neutralen, humosen, steinigen oder reinen Lehm- und Tonböden, Lehmzeiger (BfN, 2005)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/temp.(subk)EUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- Bergwiesen, Säume, in Tälern auf Frischwiesen (Hardtke & Ihl, 2000)
- Zwergstrauchheiden- und Borstgrasrasen (Nebenvorkommen), Laub- und Tannenwälder (Hauptvorkommen) (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- intensive Landnutzung (Düngung, Beweidung), Verbrachung (Hardtke & Ihl, 2000)
- mäßiger Rückgang, auch im Erzgebirge
- in der Oberlausitz sehr starker Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.4: Ökologie von *Centaurea pseudophrygia*

Cirsium heterophyllum (L.) Hill

Verschiedenblättrige Kratzdistel

Familie: Asteraceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: www.british-wild-flowers.co.uk

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, helomorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung, Klettausbreitung, Ameisenausbreitung
- *Stategie:* Konkurrenzstratege
- *Dominanz:* kleine bis größere Gruppen
- *Blühphase:* Ende Frühsommer

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 7-Halblichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 5 = See-/Steppen-Übergangskl. zeigend
- Feuchtezahl: 8 = Feuchte- bis Nässezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 6 = mäßigen Stickstoffreicht. zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Verband Calthion
- Verband Polygono-Trisetion
- Verband Filipendulion (BfN, 2005)
- Verband Adenostylion alliariae (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- sickernass bis feucht, nährstoff- und basenreich
- meist kalkarme, humose, sandige oder reine Tonböden (Oberdorfer et al., 2001)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-b.(subk)EUR-SIB
- Nordgrenze des mitteleuropäischen Teilareals verläuft durch Sachsen (Hardtke & Ihl, 2000)
- Frisch- und Feuchtwiesen, Borstgras-Magerrasen, lichte Waldsümpfe (Hardtke & Ihl, 2000)
- meist kalkarme Staudenfluren an Bächen (Rothmaler, 1999)
- Hochstaudenfluren und Gebüsche der Gebirge (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- im Hügelland intensive Landnutzung, Grünlandumbruch, insgesamt aber ungefährdet (Hardtke & Ihl, 2000)
- im vogtländisch-erzgebirgischen Hauptverbreitungsgebiet keine Entwicklung erkennbar
- Rückgang an den Gebirgsrändern und im Hügelland
- leichte Arealerweiterung im Oberlausitzer Tiefland (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.5: Ökologie von *Cirsium heterophyllum*

Crepis mollis (Jacq.) Asch.

Weichhaariger Pippau

Familie: Asteraceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-D: 3, RL-S: V

Schutz: sehr grosse Verantwortlichkeit Dt.s beim Schutz der Art (BfN, 2005)

Quelle: www.floraweb.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung, Klettausbreitung, Ameisenausbreitung
- *Stategie:* intermediärer Strategietyp
- *Dominanz:* kleine bis größere Gruppen
- *Blühphase:* 6-8

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 5 = See-/Steppen-Übergangskl. zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: stark wechselnde Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 5 = mäßigen Stickstoffreicht. anzeigend
- Hemerobie: 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Assoziation Geranio-Trisetetum
- Verband Mesobromion erecti
- Verband Nardion
- Ordnung Molinietalia caeruleae (montane Ausbildungen) (BfN, 2005)
- Verband Polygono-Trisetion (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf frischen oder wechselfrischen, mehr oder weniger nährstoff- und basenreichen, mäßig sauer bis neutralen, humosen bis mitteltiefgründigen Ton- und Lehmböden (Oberdorfer et al., 2001)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-temp/demont.(suboz)EUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- Bergwiesen, Waldränder (Hardtke & Ihl, 2000),
- Gebirgsfettwiesen und -weiden (Rothmaler, 1999)
- Quellen und Quelläufe, Feuchtwiesen, Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- intensive Landnutzung (Düngung, Beweidung)
- Verbrachung, Aufforstung (Hardtke & Ihl, 2000)
- schwacher Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.6: Ökologie von *Crepis mollis*

Dactylorhiza majalis (Rchb.) Hunt & Summerh. s. str

Breitblättriges Knabenkraut

Familie: Orchidaceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-D: 3, RL-S: 2

Schutz: besonders geschützt (BArtSchV, besonders geschützt), grosse Verantwortung Dt.s beim Schutz der Art, EU-VO/CITES: Anhang B

Quelle: www.vogeldagboek.nl

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Geophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung
- *Stategie:* intermediärer Strategietyp
- *Dominanz:* immer nur einzelne Exemplare
- *Blühphase:* 5-6

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze
- Temperatur: 5 = Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 3 = See- bis gemäßigtes Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: 8 = Feuchte- bis Nässezeiger
- Feuchtewechsel: stark wechselnde Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 7 = Schwachbasenzeiger
- Stickstoffzahl: 2 = ausgesprochene Stickstoffarmut (2) bis Stickstoffarmut (3) zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Ordnung Molinietalia caeruleae
- Ordnung Caricetalia fuscae (BfN, 2005)
- Ordnung Nardetalia
- Verband Polygono-Trisetion (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf nassen (wechselnassen), nährstoffeichen, kalkarmen, neutral-mäßig saueren, humosen Tonböden (Sumpfhumus- und Gleyböden) (Oberdorfer et al., 2001)

Verbreitung/Lebensraum

- sm-mo-temp.(oz.)EUR+(WAS) (Hardtke & Ihl, 2000)
- Feuchtwiesen, Braunseggensümpfe, Zwischenmoore, feuchte Bergwiesen und Magerrasen (Hardtke & Ihl, 2000)
- Gräben, Quellsümpfe, Feuchtheiden (Rothmaler, 1999)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- Aufforstung von Frisch-, Feucht- und Naßwiesen
- Trockenlegen von Feuchtwiesen (BfN, 2005)
- intensive Landnutzung (Düngung, starke Beweidung, Entwässerung)
- Verbrachung, Verbuschung (Hardtke & Ihl, 2000)
- mäßiger, gebietsweise starker Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.7: Ökologie von *Dactylorhiza majalis*

Geranium sylvaticum L.

Wald-Storchschnabel

Familie: Geraniaceae

Status: indigen

Gefährdung: RL V

Schutz: -

Quelle: http://jata.vampula.net

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, hygromorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Klettausbreitung, Selbstausbreitung
- *Stategie:* Konkurrenzstratege
- *Dominanz:* kleine bis größere Gruppen
- *Blühphase:* Ende Vollfrühling

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 6 = Halbschatten- bis Halblichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 4 = gemäßigtes Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: 6 = Frische- bis Nässezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 6 = Mäßigsäure- bis Schwachbasenzeiger
- Stickstoffzahl: 7 = Stickstoffreichtum zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Verband Trifolion medii
- Verband Aegopodion podagrariae (BfN, 2005)
- Verband Alno-Ulmion
- Verband Polygono-Trisetion (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf (sicker-) frisch-feuchten, nährstoff- und basenreichen, humosen, mehr oder weniger tiefgründigen Ton- und Lehmböden (Oberdorfer et al., 2001)
- kalkarm und kalkreich (Hegi, 1995)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-b. subozEUR-WSIB (Hardtke & Ihl, 2000)
- Bergwiesen, Hoch- und Uferstaudefluren, Auwälder (Hardtke & Ihl, 2000)
- in hochstaudenreichen Laub- und Nadelgehölzen (Hegi, 1995)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- Nutzungsintensivierung, Aufforstung und Verbrachung von Bergwiesen (Hardtke & Ihl, 2000)
- gebietsweise Rückgang, v.a. in der kollinen Höhenstufe (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.8: Ökologie von *Geranium sylvaticum*

Lathyrus linifolius (Reichard) Bässler

Berg-Platterbse

Familie: Fabaceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-S: 3

Schutz: -

Quelle: www.floraweb.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Geophyt, Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung
- *Ausbreitung:* Selbstausbreitung
- *Stategie:* intermediärer Strategietyp
- *Dominanz:* kleine Gruppen und einzelne Exemplare
- *Blühphase:* Ende Vollfrühling (4-6)

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: indifferent
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 2 = Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 3 = Säurezeiger
- Stickstoffzahl: 2 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Verband Polygono-Trisetion (magere Ausbildungen)
- Assoziation Violo-Quercetum
- Assoziation Luzulo-Quercetum petraeae
- Verband Molinion caeruleae, trockene Ausbildungen (BfN, 2005)
- Verband Violion caninae (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf mäßig trockenen nährstoffarmen, nicht zu basenarmen, kalkfreien, sauer, humosen Lehmböden (Moder-Rohhumus)
- Verhagerungs- und Säurezeiger (Oberdorfer et al., 2001)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-temp.ozEUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- lichte, trockene Eichenmischwälder, Wiesenböschungen (Hardtke & Ihl, 2000)
- auch lichte, trockene Kiefernmischwälder, sonnige Gebüsche und Waldsäume (Rothmaler, 1999)
- auch in sauren Magerrasen und in Heiden (Oberdorfer et al., 2001)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- Eutrophierung von Böden
- Verbuschung von Magerrasen
- Aufgabe der Heidenutzung
- Aufforstung von Magerrasen (BfN, 2005)
- Eutrophierung, Schutz durch Schafhutung und Eindämmung des Herbizideintrages möglich (Hardtke & Ihl, 2000)
- gebietsweise Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.9: Ökologie von *Lathyrus linifolius*

Linum catharticum L.

Purgier-Lein

Familie: Linaceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-S: 3

Schutz: besonders geschützt (BArtSchV, Anh.??)

Quelle: http://flogaus-faust2.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)	**Zeigerwerte** (BfN, 2005)
• *Lebensform:* Therophyt • *Blattausdauer:* sommergrün • *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, sklero-morph • *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbst-bestäubung • *Ausbreitung:* Selbstausbreitung, Klettausbrei-tung • *Stategie:* Streß-Ruderal-Stratege • *Dominanz:* kleine Gruppen und einzelne Ex-emplare • *Blühphase:* Beginn Frühsommer(6-7)	• Licht: 7 = Halblichtpflanze • Temperatur: indifferent • Kontinentalität: 3 = See- bis gemäßigtes See-klima zeigend • Feuchtezahl: indifferent • Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend • Reaktionszahl: 7 = Schwachbasenzeiger • Stickstoffzahl: 2 = ausgesprochene Stickstoff-armut bis Stickstoffarmut zeigend • Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)
Vergesellschaftung	**Boden**
• Ordnung Nardetalia • Ordnung Molinietalia caeruleae • Verband Mesobromion erecti • Verband Polygono-Trisetion (Hardtke & Ihl, 2000)	• auf feucht-wechselfrischen, kalkreichen (oder sonst basenreichen), mehr oder weniger mil-den, humosen oder rohen, meist dichten Lehm- und Mergelböden (Oberdorfer et al., 2001) • indifferent in Bezug auf chemische Zusammen-setzung der Unterlage (Hegi, 1975a)
Verbreitung/Lebensraum	**Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung**
• sm/mo-temp/demo.suboz.EUR (Hardtke & Ihl, 2000) • magere Wiesen und Triften, (Hutungsrelikt), ruderal an Weg- und Strassenrändern auch Rohbodenbesiedler (Hardtke & Ihl, 2000) • feuchte, oft kalkreiche Moorwiesen, Halbtro-ckenrasen(Rothmaler, 1999) • Gebüsche und lichte Wälder, Schutthängen, Kleinstrauchheiden, Quellen , Bachufer (Hegi, 1975a)	• Wiesenumbruch, Entwässerung, Eutrophie-rung (Hardtke & Ihl, 2000) • mäßiger Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.10: Ökologie von *Linum catharticum*

Meum athamanticum Jacq.

Bärwurz

Familie: Apiaceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: http://rostliny.nikde.cz

Biologische Merkmale (BfN, 2005)	**Zeigerwerte** (BfN, 2005)
• *Lebensform:* Hemikryptophyt • *Blattausdauer:* sommergrün • *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph • *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung • *Ausbreitung:* Klettausbreitung, Windausbreitung • *Stategie:* Konkurrenzstratege • *Dominanz:* kleine bis größere Gruppen • *Blühphase:* Ende Vollfrühling (5-6	• Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze • Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger • Kontinentalität: 2 = Seeklima zeigend • Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger • Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend • Reaktionszahl: 3 = Säurezeiger • Stickstoffzahl: 3 = Stickstoffarmut anzeigend • Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 4 (beta-euhemerob)
Vergesellschaftung	**Boden**
• Ordnung Nardetalia (BfN, 2005) • Verband Violion caninae • Verband Polygono-Trisetion (magere Ausbildungen (Hardtke & Ihl, 2000)	• auf frisch-mäßig trockenen, mäßig basenreichen, kalkarmen, mäßig sauren bis sauren, modrig humosen, sandig steinigen oder reinen Lehmböden in humider Klimalage (Oberdorfer et al., 2001) • im Mittelgebirge nur auf kalkarmer Unterlage, oder auf dicker Humusauflage (Hegi, 1987)
Verbreitung/Lebensraum	**Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung**
• m/mo-temp, /mo.ozEUR (Hardtke & Ihl, 2000) • Borstgras-Magerrasen, magere Bergwiesen (Hardtke & Ihl, 2000) • Zwergstrauchheiden (BfN, 2005)	• Rückgang im Hügelland (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.11: Ökologie von *Meum athamanticum*

Nardus stricta L.

Borstgras

Familie: Poaceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: www.floraweb.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* überwinternd grün
- *Wasser- und Gashaushalt:* skleromorph
- *Bestäubung:* Windbestäubung
- *Ausbreitung:* Klettausbreitung, Windausbreitung
- *Stategie:* Konkurrenz-Streß-Stratege
- *Dominanz:* größere Gruppen, manchmal bestandsbildend
- *Blühphase:* Ende Vollfrühling (5-6)

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze
- Temperatur: indifferent
- Kontinentalität: 3 = See- bis gemäßigtes Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: indifferent
- Feuchtewechsel: stark wechselnde Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 2 = Starksäure- bis Säurezeiger
- Stickstoffzahl: 2 = ausgesprochene Stickstoffarmut bis Stickstoffarmut zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 4 (beta-euhemerob)

Vergesellschaftung

- Verband Salicion herbaceae (Rothmaler, 1999)
- Verband Polygono-Trisetion
- Ordnung Nardetlia (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf frischen bis wechselfrischen, mäßig nährstoffreichen, kalkarmen bzw. entkalkten, sauren, modrig-torfigen, humosen Lehmböden, auch Torfböden (Oberdorfer et al., 2001)
- auch Sandböden, auf Kalk nur mit dicker Humusschicht (Hegi, 1998)

Verbreitung/Lebensraum

- m/mo-b.(oz)EUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- Borstgrasrasen, magere Bergwiesen, Heiden (Hardtke & Ihl, 2000)
- Beweidungsrelikt in trockenen lichten Wäldern (sekundär) (Hegi, 1998)
- planare bis subalpine saure Magerrasen, Moorränder (primär) (Rothmaler, 1999)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- bei Düngung und Bewässerung durch Arten der Fettweiden verdrängt (Hegi, 1998)
- Eutrophierung, Nutzungsaufgabe (Verbrachung) (Hardtke & Ihl, 2000)
- schwacher Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.12: Ökologie von *Nardus stricta*

Phyteuma nigrum F. W. Schmidt

Schwarze Teufelskralle

Familie: Campanulaceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: http://rostliny.nikde.cz

Biologische Merkmale (BfN, 2005)	**Zeigerwerte** (BfN, 2005)
• *Lebensform:* Hemikryptophyt • *Blattausdauer:* sommergrün • *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, hygromorph • *Bestäubung:* Insektenbestäubung • *Ausbreitung:* Windausbreitung • *Stategie:* intermediärer Strategietyp • *Dominanz:* kleine Gruppen und einzelne Exemplare • *Blühphase:* Beginn Frühsommer (5-7)	• Licht: 7 = Halblichtpflanze • Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger • Kontinentalität: 4 = gemäßigtes Seeklima zeigend • Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger • Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend • Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger • Stickstoffzahl: 4 = Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreichtum zeigend • Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)
Vergesellschaftung	**Boden**
• Assoziation Geranio-Trisetetum • Verband Carpinion • Assoziation Arrhenatheretum (BfN, 2005) • Verband Polygono-Trisetion • Verband Alno-Ulmion (Hardtke & Ihl, 2000)	• auf frischen, mäßig nährstoffreichen, basenreichen aber kalkarmen, (neutral-) mäßig sauren, humosen Lehmböden, Mull-Moderböden, Lehmzeiger (Oberdorfer et al., 2001)
Verbreitung/Lebensraum	**Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung**
• temp/demo, subozEUR (Hardtke & Ihl, 2000) • Bergwiesen, edellaubbaumreiche Mischwälder (Hardtke & Ihl, 2000) • Frischwiesen und -weiden • Hochstaudenfluren und Gebüsche der Gebirge • Laub- und Tannenwälder mittlerer Standorte (BfN, 2005)	• intensive Landnutzung (Düngung, starke Beweidung) Verbrachung (Hardtke & Ihl, 2000) • schwacher Rückgang, v.a. auf Bergwiesen (Abnahme der Populationsgrößen) (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.13: Ökologie von *Phyteuma nigrum*

Phyteuma spicatum L.

Ährige Teufelskralle

Familie: Campanulaceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: http://jeantosti.com

Biologische Merkmale (BfN, 2005)	**Zeigerwerte** (BfN, 2005)
• *Lebensform:* Hemikryptophyt • *Blattausdauer:* sommergrün • *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph, hygromorph • *Bestäubung:* Insektenbestäubung • *Ausbreitung:* Windausbreitung • *Stategie:* intermediärer Strategietyp • *Dominanz:* kleine Gruppen und einzelne Exemplare • *Blühphase:* 4-7	• Licht: indifferent • Temperatur: indifferent • Kontinentalität: 4 = gemäßigtes Seeklima zeigend • Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger • Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend • Reaktionszahl: 6 = Mäßigsäure- bis Schwachbasenzeiger • Stickstoffzahl: 5 = mäßigen Stickstoffreichtum anzeigend • Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)
Vergesellschaftung	**Boden**
• Verband Adenostylion alliariae (BfN, 2005) • Verband Polygono-Trisetion • Ordnung Fagetalia sylvaticae (Hardtke & Ihl, 2000)	• auf frischen, nährstoff- und basenreichen, mäßig sauren bis milden, lockeren, humosen, mittel-tiefgründigen Lehmböden, Mullbodenwurzler (Oberdorfer et al., 2001)
Verbreitung/Lebensraum	**Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung**
• sm/mo-temp.subozEUR (Hardtke & Ihl, 2000) • krautreiche Wälder, Waldsäume, Tieflagen- und Bergwiesen (Hardtke & Ihl, 2000)	• Schwacher Rückgang, vor allem in tieferen Lagen (z.B.Leipziger Raum) (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.14: Ökologie von *Phyteuma spicatum*

Poa chaixii Vill.

Wald-Rispengras

Familie: Asteraceae

Status: indigen (in N- und O-Sachsen eingebürgerter Neophyt)

Gefährdung: RL-S: V

Schutz: -

Quelle: http://popgen0146uns50.unimaas.nl

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph
- *Bestäubung:* Windbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung, Klettausbreitung
- *Stategie:* Konkurrenzstratege
- *Dominanz:* größere Gruppen, nur selten bestandsbildend
- *Blühphase:* Beginn Frühsommer (6-7)

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 6 = Halbschatten- bis Halblichtpflanze
- Temperatur: 5 = Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 4 = gemäßigtes Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 3 = Säurezeiger
- Stickstoffzahl: 4 = Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreichtum zeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 4 (beta-euhemerob)

Vergesellschaftung

- Assoziation Galio-Carpinetum (submontane Ausbildungen) (BfN, 2005)
- Verband Cynosurion
- Verband Polygono-Trisetion (magere Ausbildungen)
- Ordnung Fagetalia (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf (wechsel-)frischen, mäßig nährstoffreichen, basenreichen, kalkarmen, mäßig sauren, mullmodrig humosen Lehm- und Tonböden, Lehmzeiger, Verhagerungszeiger (Oberdorfer et al., 2001)
- wechselfeuchte, aufstauende, zeitweise aber trockene Böden, Lehmzeiger, Humuszeiger, Verhagerungszeiger (Hegi, 1998)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/mo-temp/demo.subozEUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- Buchen- und Hainbuchnwälder, Gebirgswiesen und -weiden, Teichdämme, feuchte Gebüsche, Parkrasen (Hardtke & Ihl, 2000)
- Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen
- Hochstaudenfluren und Gebüsche der Gebirge, Laub- und Tannenwälder (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- im Flachland synanthrop, in Parkrasen eingesät, Ausbreitung in lichte Wälder
- in Ostsachsen schwacher Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.15: Ökologie von *Poa chaixii*

Rhinanthus minor L.

Kleiner Klappertopf

Familie: Scrophulariaceae

Status: indigen

Gefährdung: RL-Sachsen: 3

Schutz: -

Quelle: www.floraweb.de

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Therophyt, Halbparasit
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* mesomorph
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Windausbreitung
- *Stategie:* -
- *Dominanz:* größere Gruppen, nur selten bestandsbildend
- *Blühphase:* Beginn Frühsommer (5-9)

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 7 = Halblichtpflanze
- Temperatur: 5 = Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 3 = See- bis gemäßigtes Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: indifferent
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: indifferent
- Stickstoffzahl: 3 = Stickstoffarmut anzeigend
- Hemerobie: 2 (oligohemerob) bis 3 (mesohemerob)

Vergesellschaftung

- Ordnung Arrhenatheretalia (BfN, 2005)
- Verband Violion caninae
- Verband Molinion
- Verband Polygono-Trisetion (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf frischen bis feuchten oder nassen, auch wechselfeuchten, mehr oder weniger nährstoffreichen, meist kalkarmen, mäßig sauren bis neutralen, humosen Lehm- und Tonböden, oder Torfböden, Magerkeitszeiger (oder nur mäßig nährstoffreich) (Oberdorfer et al., 2001)

Verbreitung/Lebensraum

- sm-mo-b.(oz)EUR-(WSIB) (Hardtke & Ihl, 2000)
- Magerwiesen, Sümpfe, Strassen und Wegränder, vor allem in montanen Lagen (Hardtke & Ihl, 2000)
- Feuchtwiesen (Hauptvorkommen)
- Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen (Hauptvorkommen)
- Trocken- und Halbtrockenrasen (Hauptvorkommen) (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- intensive Landwirtschaft, Eutrophierung, Nutzungsintensivierung und -aufgabe, Bodenversauerung (Hardtke & Ihl, 2000)
- starker Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.16: Ökologie von *Rhinanthus minor*

Thlaspi caerulescens J. Presl & C. Presl s. str.

Gebirgs-Hellerkraut

Familie: Brassicaceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: www.petzi.org

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Chamaeophyt
- *Blattausdauer:* -
- *Wasser- und Gashaushalt:* -
- *Bestäubung:* Insektenbestäubung, Selbstbestäubung
- *Ausbreitung:* Insektenbestäubung
- *Stategie:* Konkurrenz-Streß-Stratege
- *Dominanz:* -
- *Blühphase:* 4-6

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 8 = Halblicht- bis Volllichtpflanze
- Temperatur: 4 = Kühle- bis Mäßigwärmezeiger
- Kontinentalität: 2 = Seeklima zeigend
- Feuchtezahl: 5 = Frischezeiger
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: 5 = Mäßigsäurezeiger
- Stickstoffzahl: 4 = Stickstoffarmut bis mäßigen Stickstoffreichtum zeigend
- Hemerobie: -

Vergesellschaftung

- Verband Polygono-Trisetion
- Verband Arrhenatherion elatioris (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- frische, nährstoff- und basenreiche, kalkarme, mäßig saure und humose Lehmböden (Oberdorfer et al., 2001)
- mittel- bis tiefgründig, sandig-steinig bis reine Lehmböden (Hegi, 1975b)

Verbreitung/Lebensraum

- sm/salp-temp/demo.ozEUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- magere Bergwiesen, Auenwiesen (Hardtke & Ihl, 2000)
- frische, nährstoffreiche, kalkarme Berg- und Stromtalwiesen, Xerothermrasen auf zinkreichen Böden (bes. Bergbauhalden) (Rothmaler, 1999)
- Fels-, Mauer- und Geröllfluren außerhalb der Hochgebirge (Hauptvorkommen)
- Nordgrenze des natürlichen Areals verläuft durch Sachsen (BfN, 2005)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- intensive Landnutzung (Überdüngung, Standweide, Wiesenumbruch), Verbuschung (Hardtke & Ihl, 2000)
- schwacher Rückgang, besonders im Tief- und Hügelland (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.17: Ökologie von *Thlaspi caerulescens*

Trisetum flavescens (L.) P. Beauv.

Wiesen-Goldhafer

Familie: Poaceae

Status: indigen

Gefährdung: -

Schutz: -

Quelle: www.hlasek.com

Biologische Merkmale (BfN, 2005)

- *Lebensform:* Hemikryptophyt
- *Blattausdauer:* sommergrün
- *Wasser- und Gashaushalt:* -
- *Bestäubung:* -
- *Ausbreitung:* -
- *Stategie:* -
- *Dominanz:* größere Gruppen, manchmal bestandsbildend
- *Blühphase:* 5-6

Zeigerwerte (BfN, 2005)

- Licht: 7 = Halblichtpflanze
- Temperatur: indifferent
- Kontinentalität: 5 = See-/Steppen-Übergangskl. zeigend
- Feuchtezahl: indifferent
- Feuchtewechsel: keinen Wechsel der Feuchte zeigend
- Reaktionszahl: indifferent
- Stickstoffzahl: 5 = mäßigen Stickstoffreichtum anzeigend
- Hemerobie: -

Vergesellschaftung

- Verband Polygono-Trisetion
- Verband Arrhenatherion elatioris (BfN, 2005)
- Ordnung Arrhenatheretalia (Hardtke & Ihl, 2000)

Boden

- auf sickerfrischen, mäßig trockenen, nährstoff- und basenreichen, mäßig sauren bis milden, humosen, mittel- tiefgründigen, lockeren Tonböden in humider Klimalage (BfN, 2005)

Verbreitung/Lebensraum

- m/mo-temp.(suboz)EUR (Hardtke & Ihl, 2000)
- Bergwiesen, trockene und frische Fettwiesen (Hardtke & Ihl, 2000)

Gefährdungsursachen/Bestandsentwicklung

- Eutrophierung, Intensivierung der Grünlandnutzung (Hardtke & Ihl, 2000)
- schwacher Rückgang (Hardtke & Ihl, 2000)

Tabelle A.18: Ökologie von *Trisetum flavescens*

A.2 Datenaufbereitung

KAK_{pot}	Bodenart	KAK_{pot}	Bodenart
2	Ss, Su2	15	Lu, Ts4
4	Su3, Su4, Sl2	17	Lt2
5	Us	18	Tu4
6	St2, Sl3, Uu	19	Lts
9	Slu, Sl4, Ut2, Uls	20	Ts3
11	Ut3, St3	21	Tu3
12	Ls3, Ls4	22	Lt3
13	Ls2	28	Ts2
14	Ut4	29	Tl, Tu2
		39	Tt

Tabelle A.19: Potentielle Kationenaustauschkapazität in [mmol/100g]; abgeleitet nach AG Boden (1994)

A.3 R-Befehle

Abfrage der Arten

```
### Beispiel zur Abfrage einer Art (Meum athamanticum) mit einheitlicher
Nomenklatur und ohne Unterarten (ssp.)######

speciesselectionfun <- function (x){
species.df <- sax[species==x,]
quadrantenliste <- unique(code)
  species.PA <- data.frame(tk5=quadrantenliste, PA=0)
index <- species.df$code
for (i in index) species.PA[species.PA[,1]==i, 2] <- 1
return(species.PA)
}
meuath<- speciesselectionfun("Meum athamanticum")


### Beispiel zur Abfrage einer Art (Centaurea pseudophrygia) mit
unterschiedlicher Nomenklatur######

agg.fun <- function(genus, epithet)
select.index <- grep(epithet, colnames(PAallspecies2))
+[(grep(epithet, colnames(PAallspecies2))
%in% grep(genus, colnames(PAallspecies2)))]
(species.agg <- (rowSums(PAallspecies2[,select.index])>0)*1)
}
sum(cenpse.agg <- agg.fun("Centaurea", "pseudophrygia"))
```

Transformation der Variablen

```
####Verwendete transformationen für die einzelnen Variablen####


(sort(unique(ln.413))[2])/2####gibt den zweitkleinsten wert
```

```
der sortierten werte einer variablen

###transformation der variablen durch addition des kleinsten
nicht-0-wertes und anschließender logarithmierung###

expvar$hn.mw<-log(hn.mw+((sort(unique(hn.mw))[2])/2))
expvar$ln.3<-log(ln.3+((sort(unique(ln.3))[2])/2))
expvar$ln.2<-log(ln.2+((sort(unique(ln.2))[2])/2))
expvar$ln.5<-log(ln.5+((sort(unique(ln.5))[2])/2))
expvar$ln.6<-log(ln.6+((sort(unique(ln.6))[2])/2))
expvar$ln.7<-log(ln.7+((sort(unique(ln.7))[2])/2))
expvar$ln.9<-log(ln.9+((sort(unique(ln.9))[2])/2))
expvar$ln.41<-log(ln.41+((sort(unique(ln.41))[2])/2))
expvar$ln.42<-log(ln.42+((sort(unique(ln.42))[2])/2))
expvar$ln.31<-log(ln.31+((sort(unique(ln.31))[2])/2))
expvar$ln.32<-log(ln.32+((sort(unique(ln.32))[2])/2))
expvar$ln.410<-log(ln.410+((sort(unique(ln.410))[2])/2))
expvar$ln.412<-log(ln.412+((sort(unique(ln.412))[2])/2))
expvar$ln.413<-log(ln.413+((sort(unique(ln.413))[2])/2))
expvar$ln.414<-log(ln.414+((sort(unique(ln.414))[2])/2))
expvar$ln.51<-log(ln.51+((sort(unique(ln.51))[2])/2))
expvar$ln.52<-log(ln.52+((sort(unique(ln.52))[2])/2))
expvar$ln.53<-log(ln.53+((sort(unique(ln.53))[2])/2))
expvar$ln.54<-log(ln.54+((sort(unique(ln.54))[2])/2))
expvar$ln.55<-log(ln.55+((sort(unique(ln.55))[2])/2))
expvar$ln.56<-log(ln.56+((sort(unique(ln.56))[2])/2))
expvar$ln.71<-log(ln.71+((sort(unique(ln.71))[2])/2))
expvar$ln.72<-log(ln.72+((sort(unique(ln.72))[2])/2))
expvar$ln.73<-log(ln.73+((sort(unique(ln.73))[2])/2))
expvar$ln.74<-log(ln.74+((sort(unique(ln.74))[2])/2))
expvar$ln.75<-log(ln.75+((sort(unique(ln.75))[2])/2))
expvar$ln.76<-log(ln.76+((sort(unique(ln.76))[2])/2))
expvar$ln.77<-log(ln.77+((sort(unique(ln.77))[2])/2))
expvar$ln.79<-log(ln.79+((sort(unique(ln.79))[2])/2))
expvar$ln.82<-log(ln.82+((sort(unique(ln.82))[2])/2))
expvar$ln.83<-log(ln.83+((sort(unique(ln.83))[2])/2))
expvar$sd.ja.std<-log(sd.ja.std+((sort(unique(sd.ja.std))[2])/2))
expvar$bk.a<-log(bk.a+((sort(unique(bk.a))[2])/2))
expvar$bk.f<-log(bk.f+((sort(unique(bk.f))[2])/2))
expvar$bk.g<-log(bk.g+((sort(unique(bk.g))[2])/2))
```

```
expvar$bk.j<-log(bk.j+((sort(unique(bk.j))[2])/2))
expvar$bk.l<-log(bk.l+((sort(unique(bk.l))[2])/2))
expvar$bk.o<-log(bk.o+((sort(unique(bk.o))[2])/2))
expvar$bk.p<-log(bk.p+((sort(unique(bk.p))[2])/2))
expvar$bk.r<-log(bk.r+((sort(unique(bk.r))[2])/2))
expvar$bk.t<-log(bk.t+((sort(unique(bk.t))[2])/2))
expvar$bk.y<-log(bk.y+((sort(unique(bk.y))[2])/2))
expvar$ba.h<-log(ba.h+((sort(unique(ba.h))[2])/2))
expvar$ba.l<-log(ba.l+((sort(unique(ba.l))[2])/2))
expvar$ba.t<-log(ba.t+((sort(unique(ba.t))[2])/2))
expvar$lvz.std<-log(lvz.std+((sort(unique(lvz.std))[2])/2))
expvar$kak.2<-log(kak.2+((sort(unique(kak.2))[2])/2))

###logarihtmus-transformation###

expvar$h.mw<-log(h.mw)
expvar$dist.211<-log(dist.211)
expvar$dist.212<-log(dist.212)
expvar$dist.214<-log(dist.214)
expvar$dist.9<-log(dist.9)

###wurzel-transformation###

expvar$t.ja.std<-sqrt(t.ja.std)
expvar$r.so.std<-sqrt(r.so.std)
expvar$bk.b<-sqrt(bk.b)
expvar$bk.s<-sqrt(bk.s)
expvar$ba.s<-sqrt(ba.s)
expvar$ba.u<-sqrt(ba.u)
expvar$lin.62.65<-sqrt(lin.62.65)
expvar$lvz.mw<-sqrt(lvz.mw)
```

Teilen des Ausgangsdatensatzes

```
####Teilung des Ausgangsdatensatzes anhand der Endungen "‘1"’ und "’3"’
des 6-stelligen TK5 Codes##

index<-substring(tk5,6,6 )=="1"|substring(tk5,6,6)=="3")
expvar1<-expsel[index, ] ####expsel- Datensatz der vorab
selektierten erklärenden Variablen
```

Verbinden der erklärenden Variablen mit den Verbreitungsdaten

```
####Verbinden der Ausgangsdaten mit den Verbreitungsdaten am Beispiel von C. pseudophygia

load("cenpse.Rdata")###Inzidenzdaten der Art ohne TK5-Codes
attach(as.data.frame(cenpse))

load("quadrantenliste.Rdata")###Datensatz mit den TK5-Codes
quadrantenliste<-data.frame(quadrantenliste)
attach(quadrantenliste)

newdata <- cbind(quadrantenliste, cenpse)
newdata2<-data.frame(tk5=quadrantenliste, PA=x)

load("exp1ug.Rdata")
attach(exp1ug)
cenpsemerge1<-merge(newdata2, exp1ug, by.x="quadrantenliste",by.y="tk5")
sum(cenpsemerge1[,2])
save(cenpsemerge1, file="cenpsemerge1.Rdata")
```

Erstellen der Korrelationsmatrix

```
####Berechnung des Pearson-Korrelationskoeffizienten

cor(exptra[3:118], use="complete.obs",method=("pearson"))####verwendet alle
Beobachtungen, auch Datenpunkte, die keinen Wert besitzen
```

Standardisieren der Daten

```
##standardisieren der Daten


SHdata <- as.data.frame(scale(cenpsemerge1[,-c(1:2)]))
```

Quadratische Terme

```
####Univariate Modelle der quadratischen Terme

myp.quad <- 1:3
for (i in 1:length(SHdata[1,])){
    myp.quad[i] <- try(summary(glm(cenpsemerge1$PA ~ SHdata[,i] + I(SHdata[,i]^2),
    family=binomial))$coefficients[3,4])
}
quadratic.terms <- colnames(SHdata)[which(myp.quad<.05)]### selektion der hochsignfikanten Terme
quads <- paste("I(",quadratic.terms,"^2)", sep="", collapse="+")
```

Zweifach-Interaktionen zwischen Parametergruppen

```
##Bildung von Parametergruppen

groupa<-names(cenpsemerge1[c(3,4,32:35)]
groupb<-names(cenpsemerge1[c(5:31,42:45,63)])
groupc<-names(cenpsemerge1[c(36:41)])
groupd<-names(cenpsemerge1[c(46:62,64:67)])
```

```
###Bildung von zweifach-Interaktionen zwischen den
Parametergruppen

paste.fun <- function(X, Y) paste(X, Y, sep="*")
intera.b<-as.vector(outer(groupa, groupb, FUN=paste.fun))
intera.c<-as.vector(outer(groupa, groupc, FUN=paste.fun))
intera.d<-as.vector(outer(groupa, groupd, FUN=paste.fun))
interb.c<-as.vector(outer(groupb, groupc, FUN=paste.fun))
interb.d<-as.vector(outer(groupb, groupd, FUN=paste.fun))
interc.d<-as.vector(outer(groupc, groupd, FUN=paste.fun))
inter2way <- c(intera.b, intera.c, intera.d, interb.c, interb.d, interc.d)
```

Signifikanztest der zweifach-Interaktionen

```
#####Signifinkanztest der zweifach-Interaktionen

fminter2 <- 1:3
for (i in 1:length(inter2way)){
    fminter2[i] <- try(summary(glm(as.formula(paste("PA ~ ", inter2way[i], sep="")),
    data=SHdata, family=binomial))$coefficients[4,4])
}
fminter2new <- as.numeric(fminter2)*1
which(fminter2new<0.05)
inter2ways.signif <- inter2way[which(fminter2new<0.05)]
```

Multivariates Modell für Einzelterme und Quadratische Terme

```
#####Logistisches multivariates Regressionsmodell für lineare Einzeleffekte
und signifikante Einzeleffekte

right.side2 <- paste(paste(colnames(SHdata), collapse="+"), quads, sep="+")
fm.linquad <- step(glm(as.formula(paste("PA ~", right.side2, sep="")),
           data=SHdata, family=binomial), k = 7)
```

Multivariate Modelle mit signifikanten zweichfach-Interaktionen

```
####Modelle mit signifikanten linaren und quadratischen Effekten
sowie jeweils 20 zweichfach-Interaktionen

summary(fm.2way1 <- step(glm(as.formula(paste("PA ~",
           paste(names(fm.linquad$coefficients)[-1], inter2ways.signif[1:20],
           collapse="+", sep="+"), sep="")), data=SHdata, family=binomial), k = 7))

summary(fm.2way2 <- step(glm(as.formula(paste("PA ~",
           paste(names(fm.linquad$coefficients)[-1], inter2ways.signif[21:40],
           collapse="+", sep="+"), sep="")), data=SHdata, family=binomial), k = 7))

summary(fm.2way3 . . .)
```

Schrittweise-manuelles Entfernen von Variablen

```
####Schrittweise Reduktion der Parameteranzahl
```

```
summary(fm2<-update(final.fm,~.-ba.u-ba.h-ba.s-ln.51-sd.ja.std-ln.2-lvz.mw-bk.l-r.so.mw
            :bk.lr.so.mw-r.so.mw:bk.l-r.so.mw-sd.ja.std:ba.u -ln.51:ba.h-h.mw
            :lvz.mw-I(lvz.mw^2)-exp.o-exp.w-exp.n-lin.62.65))
```

Validierung der Modelle

```
####Berechnung des AUC-Wertes


roc.area(PA, predict(fm2))
```

A.4 Habitatmodelle

Beschreibende Modelle

Alchemilla glaucescens

```
               Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -3.7438     0.3896  -9.610  < 2e-16 ***
ln.6             0.8921     0.2256   3.955 7.65e-05 ***
h.mw             2.4683     0.3419   7.220 5.21e-13 ***
I(ln.412^2)     -1.4719     0.3906  -3.768 0.000164 ***
sd.ja.std        1.0875     0.3151   3.451 0.000558 ***
bk.g             0.5305     0.2915   1.820 0.068724 .
h.mw:sd.ja.std  -1.0345     0.2914  -3.550 0.000386 ***
h.mw:bk.g       -0.8543     0.2520  -3.389 0.000701 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 540.75  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 376.74  on 1011  degrees of freedom
AIC: 392.74
```

Arnica montana

```
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  -7.8059     0.8352  -9.346  < 2e-16 ***
h.mw          5.3742     0.6942   7.742 9.78e-15 ***
ln.74         2.4612     0.5386   4.570 4.89e-06 ***
kak.1        -1.6277     0.3621  -4.495 6.95e-06 ***
I(ln.8^2)    -0.8220     0.2885  -2.849  0.00439 **
I(ln.9^2)    -0.3906     0.1255  -3.114  0.00185 **
ba.l         -3.7163     0.5582  -6.658 2.78e-11 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 570.47  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 237.22  on 1012  degrees of freedom
```

```
AIC: 251.22
```

Bistorta officinalis

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)      0.33240    0.19904   1.670 0.094914 .
ln.2            -0.07567    0.11193  -0.676 0.498977
ln.6             0.40628    0.15368   2.644 0.008200 **
ln.414           0.35667    0.11869   3.005 0.002654 **
lvz.mw          -1.59249    0.26222  -6.073 1.25e-09 ***
kak.2            0.51393    0.16906   3.040 0.002366 **
exp.n            0.12562    0.10102   1.244 0.213672
bk.a            -0.01905    0.10631  -0.179 0.857753
exp.w            0.04742    0.10408   0.456 0.648673
ln.412           0.60419    0.19280   3.134 0.001726 **
t.ja.std        -0.13371    0.26802  -0.499 0.617866
ln.51            0.41562    0.16222   2.562 0.010403 *
r.so.mw          0.58024    0.24626   2.356 0.018463 *
r.so.std         0.27060    0.25163   1.075 0.282204
ln.413           0.45751    0.13846   3.304 0.000952 ***
dist.211         0.18931    0.13746   1.377 0.168438
bk.b            -0.43751    0.15879  -2.755 0.005865 **
bk.f             0.88741    0.53465   1.660 0.096954 .
ln.71           -0.35447    0.16373  -2.165 0.030394 *
bk.o             0.19689    0.15427   1.276 0.201857
ln.76            0.27877    0.13529   2.061 0.039343 *
ba.u             0.35477    0.16199   2.190 0.028520 *
dist.9          -0.12520    0.13189  -0.949 0.342479
bk.t            -1.31901    0.59410  -2.220 0.026406 *
exp.n:bk.a       0.30161    0.09819   3.072 0.002128 **
kak.2:exp.w     -0.44827    0.13683  -3.276 0.001052 **
t.ja.std:ln.51  -0.55265    0.13904  -3.975 7.05e-05 ***
r.so.std:ln.413  0.36549    0.13866   2.636 0.008391 **
bk.f:ln.71      -0.93168    0.52882  -1.762 0.078103 .
ln.71:bk.o      -0.70528    0.26011  -2.711 0.006699 **
bk.o:ln.76       0.55478    0.18887   2.937 0.003311 **
ln.2:ba.u        0.32910    0.11070   2.973 0.002949 **
ln.412:ba.u     -0.42961    0.14711  -2.920 0.003497 **
lvz.mw:dist.211  0.58255    0.15765   3.695 0.000220 ***
kak.2:dist.9    -0.38700    0.12034  -3.216 0.001301 **
t.ja.std:bk.b   -1.00385    0.29130  -3.446 0.000569 ***
r.so.std:bk.b    0.75106    0.27519   2.729 0.006348 **
t.ja.std:bk.t   -1.19163    0.61865  -1.926 0.054080 .
lvz.mw:r.so.mw  -0.95157    0.27327  -3.482 0.000497 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 1412.47  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance:  719.82  on  980  degrees of freedom
AIC: 797.82
```

Centaurea pseudophrygia

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
```

```
(Intercept)     -5.9412     0.6661  -8.919  < 2e-16 ***
h.mw             5.8261     0.9479   6.146 7.92e-10 ***
ln.412           0.9563     0.3401   2.812 0.004926 **
ln.53           -1.9585     0.5101  -3.839 0.000123 ***
t.ja.mw          3.9131     0.7270   5.382 7.35e-08 ***
sd.ja.mw        -2.3013     0.4441  -5.182 2.19e-07 ***
I(lvz.mw^2)     -1.1183     0.3457  -3.235 0.001218 **
lvz.mw           0.8524     0.5248   1.624 0.104297
ln.75            0.9622     0.2592   3.712 0.000205 ***
bk.l            -0.3741     0.3057  -1.223 0.221179
h.mw:lvz.mw     -2.1651     0.6291  -3.442 0.000578 ***
ln.53:sd.ja.mw  -1.7440     0.4094  -4.260 2.05e-05 ***
sd.ja.mw:bk.l   -1.4805     0.4092  -3.618 0.000297 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 762.49  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 422.30  on 1006  degrees of freedom
AIC: 448.3
```

Cirsium heterophyllum

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -3.35550    0.40480  -8.289  < 2e-16 ***
r.so.mw          2.81110    0.41194   6.824 8.85e-12 ***
ln.6             0.87728    0.31577   2.778 0.005466 **
exp.w           -0.33635    0.15894  -2.116 0.034329 *
sd.ja.std        0.04180    0.20139   0.208 0.835575
sd.ja.mw        -0.98690    0.25758  -3.831 0.000127 ***
ln.76            1.25056    0.28645   4.366 1.27e-05 ***
ln.51            0.23196    0.12427   1.867 0.061952 .
bk.g             0.07209    0.18159   0.397 0.691362
no.ln1           0.24295    0.18612   1.305 0.191775
kak.2            0.83196    0.50169   1.658 0.097250 .
lvz.mw          -0.20795    0.36093  -0.576 0.564514
exp.w:sd.ja.std  0.60674    0.19981   3.037 0.002393 **
r.so.mw:ln.76   -1.22439    0.33951  -3.606 0.000311 ***
sd.ja.mw:ln.51   0.54861    0.14687   3.735 0.000187 ***
bk.g:no.ln1     -0.58858    0.22476  -2.619 0.008827 **
ln.6:kak.2      -2.19047    0.48873  -4.482 7.40e-06 ***
sd.ja.mw:lvz.mw  1.31845    0.34698   3.800 0.000145 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 1155.28  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance:  352.56  on 1001  degrees of freedom
AIC: 388.56
```

Crepis mollis

```
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -6.1334     0.6364  -9.637  < 2e-16 ***
ln.414         0.8574     0.2895   2.961  0.00307 **
t.ja.mw       -2.3742     0.3716  -6.390 1.66e-10 ***
```

```
r.so.mw        0.2128     0.3852   0.552  0.58064
bk.p           0.8110     0.3511   2.310  0.02090 *
r.so.mw:bk.p  -0.6440     0.1977  -3.257  0.00113 **
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 445.11  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 206.77  on 1013  degrees of freedom
AIC: 218.77
```

Dactylorhiza majalis

```
               Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    -2.31822    0.19199 -12.075  < 2e-16 ***
ln.42           0.28178    0.12634   2.230 0.025723 *
ln.414          0.61151    0.12620   4.846 1.26e-06 ***
exp.s          -0.04105    0.10683  -0.384 0.700782
ln.73           0.59744    0.15486   3.858 0.000114 ***
sd.ja.std      -0.41283    0.10845  -3.807 0.000141 ***
I(dist.214^2)  -0.47357    0.12972  -3.651 0.000262 ***
lvz.std         0.13109    0.11885   1.103 0.270022
bk.f            0.55712    0.14401   3.869 0.000109 ***
sd.ja.mw       -0.21231    0.15596  -1.361 0.173409
kak.1          -0.27919    0.15480  -1.804 0.071292 .
exp.s:lvz.std  -0.39607    0.11506  -3.442 0.000577 ***
ln.73:bk.f     -0.55770    0.17274  -3.229 0.001244 **
sd.ja.mw:kak.1  0.65930    0.13011   5.067 4.04e-07 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 826.55  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 634.03  on 1005  degrees of freedom
AIC: 662.03
```

Geranium sylvaticum

```
               Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -6.9528     0.7694  -9.036  < 2e-16 ***
h.mw             3.3096     0.9787   3.382 0.000720 ***
t.ja.mw          1.7092     0.5384   3.174 0.001502 **
exp.n           -0.2527     0.1671  -1.513 0.130349
ln.414           0.0302     0.1916   0.158 0.874761
sd.ja.mw        -3.4195     0.5105  -6.698 2.11e-11 ***
bk.l             0.8450     0.2337   3.616 0.000299 ***
bk.a             0.9857     0.2753   3.580 0.000343 ***
r.so.mw          1.3967     0.4094   3.412 0.000645 ***
bk.s             0.5753     0.2842   2.024 0.042938 *
ln.75            1.7898     0.5281   3.389 0.000700 ***
exp.n:ln.414     0.4627     0.1640   2.822 0.004774 **
h.mw:bk.s       -0.8865     0.2881  -3.077 0.002092 **
sd.ja.mw:ln.75   1.8136     0.5144   3.525 0.000423 ***
t.ja.mw:bk.a     0.6422     0.1861   3.451 0.000558 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1
```

```
(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 889.25  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 380.84  on 1004  degrees of freedom
AIC: 410.84
```

Lathyrus linifolius

```
               Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    -3.04747    0.23967 -12.715  < 2e-16 ***
t.ja.mw        -2.01249    0.48846  -4.120 3.79e-05 ***
r.so.mw        -1.32566    0.33145  -4.000 6.34e-05 ***
sd.ja.mw       -0.51396    0.18111  -2.838 0.004541 **
ln.53           0.10593    0.16440   0.644 0.519350
ln.8           -1.00238    0.20088  -4.990 6.04e-07 ***
h.mw           -0.93551    0.56987  -1.642 0.100669
dist.211       -0.51085    0.14240  -3.587 0.000334 ***
ba.h            0.02779    0.13444   0.207 0.836214
ba.u            0.84877    0.20980   4.046 5.22e-05 ***
r.so.std        0.54719    0.17214   3.179 0.001479 **
sd.ja.mw:h.mw  -0.90881    0.23271  -3.905 9.41e-05 ***
ln.53:r.so.std -0.37044    0.12130  -3.054 0.002259 **
t.ja.mw:ba.h    0.37770    0.07828   4.825 1.40e-06 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 819.27  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 527.72  on 1005  degrees of freedom
AIC: 555.72
```

Linum catharticum

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -3.13881    0.19918 -15.758  < 2e-16 ***
bk.b             0.52244    0.16950   3.082  0.00205 **
ba.u             0.72622    0.18303   3.968 7.25e-05 ***
kak.1           -0.85932    0.16691  -5.148 2.63e-07 ***
ln.75            0.63416    0.18218   3.481  0.00050 ***
sd.ja.std        0.06792    0.15077   0.450  0.65235
lvz.mw          -0.35155    0.20502  -1.715  0.08640 .
ln.72            0.06941    0.21980   0.316  0.75215
ln.75:sd.ja.std -0.53654    0.18315  -2.929  0.00340 **
lvz.mw:ln.72    -0.74344    0.12936  -5.747 9.07e-09 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 684.65  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 562.29  on 1009  degrees of freedom
AIC: 582.3
```

Meum athamanticum

```
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    -4.7898     0.5440  -8.805  < 2e-16 ***
r.so.mw         2.5475     0.3600   7.076 1.48e-12 ***
sd.ja.mw       -3.0240     0.5275  -5.733 9.89e-09 ***
bk.g            1.8092     0.3712   4.873 1.10e-06 ***
ba.u           -0.7802     0.2496  -3.127 0.001769 **
I(dist.211^2)  -0.5450     0.1469  -3.711 0.000207 ***
bk.p            0.5523     0.1870   2.953 0.003145 **
lvz.mw          1.0856     0.4070   2.667 0.007646 **
t.ja.std        0.6204     0.3333   1.861 0.062711 .
bk.r           -1.5076     0.4633  -3.254 0.001139 **
bk.g:t.ja.std  -1.1460     0.3652  -3.138 0.001699 **
sd.ja.mw:bk.r  -1.5997     0.5219  -3.065 0.002175 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 974.45  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 260.77  on 1007  degrees of freedom
AIC: 284.77
```

Nardus stricta

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -0.938247   0.181140  -5.180 2.22e-07 ***
ln.6             0.500819   0.128257   3.905 9.43e-05 ***
ln.9            -0.501976   0.138176  -3.633 0.000280 ***
ln.72            1.244300   0.261811   4.753 2.01e-06 ***
exp.s            0.252036   0.133032   1.895 0.058152 .
t.ja.mw         -1.529643   0.278303  -5.496 3.88e-08 ***
bk.f            -0.297968   0.082945  -3.592 0.000328 ***
bk.s            -0.346827   0.112584  -3.081 0.002066 **
ba.u            -0.369577   0.145175  -2.546 0.010905 *
kak.1            0.430356   0.161189   2.670 0.007588 **
I(ln.56^2)       0.107855   0.038357   2.812 0.004926 **
I(ln.72^2)       0.570619   0.147518   3.868 0.000110 ***
exp.n            0.108326   0.130068   0.833 0.404934
bk.g            -0.170478   0.123411  -1.381 0.167160
r.so.mw          0.295927   0.247804   1.194 0.232402
sd.ja.std       -0.006481   0.100044  -0.065 0.948344
ln.77            0.017156   0.098398   0.174 0.861586
bk.a            -0.033186   0.106458  -0.312 0.755248
ln.32            0.028689   0.109676   0.262 0.793642
dist.214         0.082232   0.098449   0.835 0.403560
ba.t            -0.322079   0.157184  -2.049 0.040456 *
ln.79           -0.025632   0.171164  -0.150 0.880960
ln.9:exp.s      -0.390761   0.110789  -3.527 0.000420 ***
exp.n:bk.g       0.358445   0.099948   3.586 0.000335 ***
ln.72:r.so.mw   -0.623670   0.167183  -3.730 0.000191 ***
sd.ja.std:ln.77 -0.246519   0.089606  -2.751 0.005939 **
bk.a:ln.32      -0.304364   0.109885  -2.770 0.005609 **
ba.t:ln.79       0.529264   0.241477   2.192 0.028396 *
ba.u:dist.214   -0.324850   0.098303  -3.305 0.000951 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 1399.17  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance:  831.39  on  990  degrees of freedom
AIC: 889.4
```

Phyteuma nigrum

```
             Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -5.6660     0.5394 -10.505  < 2e-16 ***
h.mw           6.3846     0.9931   6.429 1.28e-10 ***
t.ja.mw        6.6031     1.0215   6.464 1.02e-10 ***
sd.ja.mw      -2.3628     0.3703  -6.380 1.77e-10 ***
sd.ja.std     -0.8833     0.1901  -4.647 3.36e-06 ***
hn.mw          1.5067     0.3742   4.026 5.68e-05 ***
ln.51          1.1077     0.2409   4.599 4.24e-06 ***
I(t.ja.mw^2)   0.8158     0.1750   4.661 3.14e-06 ***
hn.mw:ln.51   -1.0663     0.2406  -4.432 9.32e-06 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 705.82  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 446.00  on 1010  degrees of freedom
AIC: 464
```

Phyteuma spicatum

```
                  Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)       -2.88688    0.29705  -9.718  < 2e-16 ***
h.mw               2.76362    0.56421   4.898 9.67e-07 ***
ln.6               0.57226    0.16631   3.441 0.000580 ***
sd.ja.mw          -1.21613    0.21761  -5.588 2.29e-08 ***
dist.214          -0.42321    0.11346  -3.730 0.000191 ***
ba.u               0.74681    0.22103   3.379 0.000728 ***
kak.1             -0.65606    0.23198  -2.828 0.004682 **
ln.75              0.68745    0.23843   2.883 0.003936 **
hn.mw              0.06231    0.26469   0.235 0.813887
t.ja.mw            2.47562    0.57522   4.304 1.68e-05 ***
exp.w              0.04843    0.10630   0.456 0.648688
bk.a              -0.14474    0.12464  -1.161 0.245537
bk.b               0.11739    0.17522   0.670 0.502883
exp.n              0.25988    0.10748   2.418 0.015606 *
bk.f               1.24135    0.35392   3.507 0.000452 ***
bk.g               0.50932    0.17696   2.878 0.003999 **
lvz.mw            -0.18302    0.21569  -0.849 0.396136
ln.77              0.10781    0.11052   0.975 0.329337
lin.62.65          0.28145    0.17351   1.622 0.104782
ln.53             -1.29707    0.51256  -2.531 0.011388 *
kak.2              0.05039    0.32973   0.153 0.878537
h.mw:ln.75        -0.70538    0.19697  -3.581 0.000342 ***
exp.w:bk.a         0.25972    0.09758   2.662 0.007776 **
bk.b:exp.n        -0.32104    0.10152  -3.162 0.001565 **
hn.mw:bk.f        -0.97159    0.28610  -3.396 0.000684 ***
sd.ja.mw:lin.62.65  0.53184    0.17352   3.065 0.002176 **
ln.6:bk.a          0.63786    0.15965   3.995 6.46e-05 ***
lvz.mw:ln.77       0.39696    0.11995   3.309 0.000935 ***
```

```
ln.53:kak.2         1.90086    0.66845   2.844 0.004460 **
sd.ja.mw:bk.g       0.72999    0.19064   3.829 0.000129 ***
t.ja.mw:lvz.mw      0.73127    0.18019   4.058 4.94e-05 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 1243.75  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance:  688.11  on  988  degrees of freedom
AIC: 750.11
```

Poa chaixii

```
             Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -4.0361     0.3182 -12.685  < 2e-16 ***
dist.211      -0.7399     0.1693  -4.372 1.23e-05 ***
dist.9        -0.6732     0.1608  -4.187 2.83e-05 ***
r.so.mw        0.8200     0.1838   4.463 8.10e-06 ***
bk.g          -0.3467     0.1450  -2.391  0.01682 *
bk.p          -1.2656     0.4502  -2.811  0.00493 **
r.so.mw:bk.p   0.9586     0.2192   4.373 1.22e-05 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 530.62  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 377.25  on 1012  degrees of freedom
AIC: 391.25
```

Rhinanthus minor

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)      -3.0494     0.2393 -12.745  < 2e-16 ***
r.so.mw          -1.0919     0.2905  -3.759 0.000171 ***
sd.ja.std        -0.6370     0.1930  -3.300 0.000966 ***
ln.76             0.4245     0.2041   2.080 0.037521 *
t.ja.mw          -2.4553     0.3314  -7.408 1.28e-13 ***
dist.211         -0.1162     0.2225  -0.522 0.601363
t.ja.std          0.6754     0.2855   2.366 0.017984 *
kak.1            -1.0231     0.2051  -4.989 6.06e-07 ***
t.ja.mw:dist.211 -0.5782     0.1556  -3.717 0.000201 ***
ln.76:t.ja.std   -0.8045     0.2152  -3.739 0.000185 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 738.66  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance: 412.19  on 1009  degrees of freedom
AIC: 432.19
```

Thlaspi caerulescens

```
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -1.99791    0.17904 -11.159  < 2e-16 ***
```

```
sd.ja.mw          -0.99921    0.18946  -5.274 1.33e-07 ***
dist.214          -0.49483    0.12286  -4.028 5.63e-05 ***
dist.212          -0.11337    0.19908  -0.569 0.569052
h.mw               1.01386    0.22458   4.514 6.35e-06 ***
bk.a               0.39263    0.12639   3.107 0.001892 **
bk.y              -0.47996    0.26414  -1.817 0.069203 .
exp.o             -0.22978    0.12444  -1.846 0.064827 .
lvz.mw            -0.65852    0.20229  -3.255 0.001133 **
bk.r               0.02511    0.11997   0.209 0.834198
dist.9            -0.57834    0.13475  -4.292 1.77e-05 ***
ba.u               0.29781    0.16339   1.823 0.068355 .
ln.410             0.04895    0.12529   0.391 0.696017
h.mw:bk.a         -0.50270    0.11477  -4.380 1.19e-05 ***
bk.y:exp.o        -0.95624    0.43888  -2.179 0.029345 *
sd.ja.mw:dist.212  0.67522    0.16659   4.053 5.05e-05 ***
bk.r:dist.9       -0.40983    0.11995  -3.417 0.000634 ***
ba.u:ln.410       -0.47824    0.11183  -4.276 1.90e-05 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 1258.69  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance:  644.39  on 1001  degrees of freedom
AIC: 680.39
```

Trisetum flavescens

```
                  Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)       -1.01345    0.19500  -5.197 2.02e-07 ***
ln.412             0.79488    0.17438   4.558 5.16e-06 ***
ln.414            -0.41507    0.11444  -3.627 0.000287 ***
exp.n             -0.18339    0.12135  -1.511 0.130722
dist.211          -0.33249    0.11230  -2.961 0.003070 **
bk.p               0.36218    0.12019   3.014 0.002582 **
ba.s              -1.02906    0.15679  -6.563 5.26e-11 ***
I(t.ja.std^2)     -0.52570    0.14138  -3.718 0.000200 ***
I(r.so.std^2)      0.52137    0.13526   3.855 0.000116 ***
I(sd.ja.mw^2)      0.64974    0.11520   5.640 1.70e-08 ***
I(bk.s^2)         -0.27321    0.09733  -2.807 0.005003 **
ln.74             -0.13737    0.14266  -0.963 0.335591
sd.ja.mw          -0.44489    0.13917  -3.197 0.001389 **
hn.mw              0.28820    0.24688   1.167 0.243055
bk.s               0.05696    0.12090   0.471 0.637533
exp.s             -0.28403    0.12332  -2.303 0.021268 *
kak.2             -0.54998    0.16278  -3.379 0.000729 ***
ln.8               0.12905    0.15167   0.851 0.394841
lin.62.65          0.03026    0.13523   0.224 0.822942
bk.f               1.05498    0.30412   3.469 0.000523 ***
bk.o               0.07953    0.09049   0.879 0.379507
lvz.mw            -0.37701    0.15288  -2.466 0.013659 *
r.so.std          -0.24050    0.19216  -1.252 0.210737
exp.n:ln.74        0.24772    0.09298   2.664 0.007716 **
hn.mw:bk.s         0.34125    0.12546   2.720 0.006530 **
bk.s:exp.s         0.27377    0.09569   2.861 0.004222 **
sd.ja.mw:lin.62.65 0.30264    0.11356   2.665 0.007700 **
ln.74:bk.f        -1.03471    0.34372  -3.010 0.002609 **
lin.62.65:bk.o     0.38518    0.13950   2.761 0.005759 **
ln.8:lvz.mw       -0.34663    0.11188  -3.098 0.001947 **
```

```
kak.2:r.so.std     -0.59284    0.16301  -3.637 0.000276 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

    Null deviance: 1260.30  on 1018  degrees of freedom
Residual deviance:  888.55  on  988  degrees of freedom
AIC: 950.55
```

Beschreibung der Habitatmodelle

Centaurea pseudophrygia

Dieses Modell erklärt das Vorkommen der Art anhand von 13 Parametern, wobei die Klimaparameter mittlere Höhe (*t.ja.mw*) mit positivem und mittlere Sonnenscheindauer (*sd.ja.mw*) mit negativem Regressionskoeffizienten sowie die Höhe höchst signifikant sind (Mdells S. 162). In Abbildung A.1 wird eine Zunahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit bei ansteigender Höhe (*h.mw*) und einem Anstieg der Ausprägung des Parameters *t.ja.mw* ersichtlich. Die Biotoptypparameter Laub-Mischwald (*ln.75*) und mesophiles Grünland (*ln.412*) haben ebenfalls positive Regressionskoeffizienten, sind jedoch weniger signifikant. Der Parameter des Anteils offener Steinrücken (*ln.53*) ereicht das höchste Signifikanzniveau innerhalb der Interaktion mit *sd.ja.mw* und bedingt mit steigender Ausprägung seiner Werte in Gebieten mit geringeren Werten für *sd.ja.mw* einen Anstieg der Vorkommenswahrscheinlichkeit für *Centaurea pseudophrygia*.

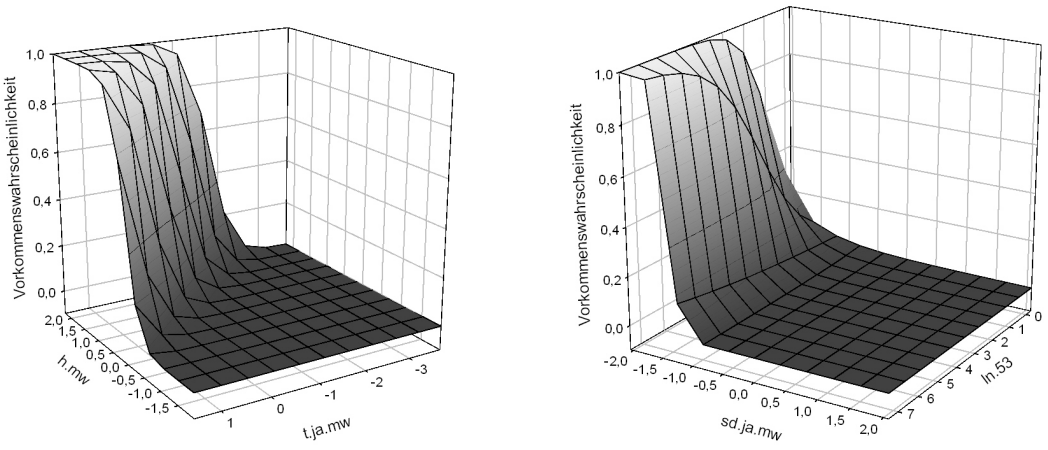


Abbildung A.1: Responseoberflächen für *Centaurea pseudophrygia* im Parameterraum *h.mw* und *t.ja.mw* sowie der Interaktion von *ln.53* mit *sd.ja.mw*.

Das Modell erklärt 45 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art und weist mit einem AUC-Wert von 0,929 für den Trainingdatensatz sowie einem Wert von 0,914 für den Testdatensatz eine

außergewöhnlich hohe Klassifizierungsgüte auf. Somit lässt sich auf eine gute Übertragbarkeit schließen. Große Abweichungen der Prognose der gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom tatsächlichen Vorkommen werden insbesondere im Bereich des Erzgebirgsbeckens und Südwesterzgebirges sichtbar (Abbildung A.21). Insbesondere in weiten Teilen des Osterzgebirges werden höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten trotz tatsächlicher Absenz von *Centaurea pseudophrygia* prognostiziert.

Im Hinblick auf die Hypothesen zu den tatsächlichen Habitatansprüchen der Art (Abschnitt 3.1) kann die Bindung an Bergwiesen durch die Parameter *h.mw* und *ln.412*, und das Vorkommen in Laubwäldern durch *ln.75* bestätigt werden. Der Parameter *t.ja.mw* bekräftigt den Charakter als Halb- bis Volllichtpflanze, ebenso wie die Bindung an den exponierten Biotoptyp *ln.53* innerhalb von Gebieten geringer Ausprägung von *sd.ja.mw*.

Cirsium heterophyllum

Das vereinfachte Modell für *Cirsium heterophyllum* enthält 18 Parameter und beschreibt das Vorkommen der Art sowohl auf Grundlage von Klima- als auch Landnutzungsparameter (Modell S. 163). Hoch signifikante Parameter mit positiven Regressionskoeffizienten sind hierbei mittlerer Sommerniederschlag (*r.so.mw*) und Nadelmischwald (*ln.76*). Ebenso gewichtig ist der negative Effekt von *sd.ja.mw*. Ein sehr differenziertes Bild lässt die hoch signifikante Interaktion zwischen Hecken (*ln.6*) und dem Bodenparameter *kak.2* erkennen. Sehr hohe Anteile von *kak.2* bedingen in Gebieten geringer Anteile von *ln.6* eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. heterophyllum*, mittlere Ausprägungen beider Faktoren hingegen bedingen sehr niedrige Vorkommenswahrscheinlichkeiten (Abb. A.2). Aufgrund hoher Anteile von *ln.6* in Gebieten geringer Anteile von *kak.2* werden vom Modell hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Art prognostiziert.

Der durch das Modell erklärte Anteil an der Gesamtvarianz ist mit 69 %, ebenso wie die Klassifikationsgüte mit einem AUC-Wert von 0,975 für den Trainingsdatensatz und 0,945 für den Testdatendatensatz, sehr hoch. Somit lässt sich auf eine gute Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Hinsichtlich der räumlichen Abweichungen der Vorhersage des gegenwärtigen Vorkommens, lassen sich insbesondere im Randbereich der Mittelgebirge und im Bereich des zerstreuten Vorkommens im Tiefland große Unterschiede feststellen (A.23). Innerhalb der obersten Mittelgebirgslagen werden kaum Abweichungen ersichtlich.

Die tatsächlichen Habitatansprüche bezüglich der Bodeneigenschaften spiegeln sich im Vor-

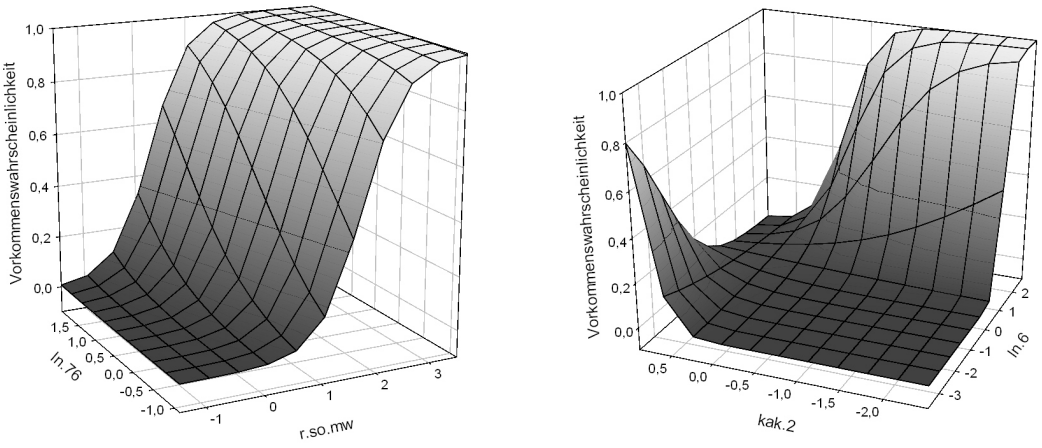


Abbildung A.2: Responseoberflächen für *Cirsium heterophyllum* zu den Interaktionen *r.so.mw* mit *ln.76* sowie *kak.2* mit *ln.6*.

kommen der Art auf Sand- aber auch Tonböden wider (Abschnitt 3.1), da hohe Wahrscheinlichkeiten insbesondere für niedrige Anteile von *kak.2* vorhergesagt werden. Das tatsächliche Vorkommen in lichten Waldsümpfen sowie der Charakter als Halblichtpflanze sowie eines Feuchte- bzw. Nässezeigers, werden durch die positiven Effekte von *ln.76* und *r.so.mw* bestätigt.

Crepis mollis

Dieses Modell beschreibt das Vorkommen der Art anhand von sechs Parametern, wobei Klima- als auch Landnutzugsparameter höchst signifikant sind. Ein negativer Regressionskoeffizient wird für den Parameter *t.ja.mw* ein positver Koeffizient für *ln.414* geschätzt (Modell S. 163). Die Parameter *r.so.mw* und *bk.p* werden insbesondere in der Interaktion miteinander signifikant. Abnehmende Werte von *r.so.mw* bedingen unter Zunahme von *bk.p* eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art (Abbildung A.3).

Das Modell erklärt 54 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art. Die Klassifikationsgüte ist anhand des AUC-Wertes von 0,965 für den Trainingsdatensatz und sowie eines Wert von 0,955 für den Testdatensatz als sehr gut zu bewerten und lässt auf eine gute Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Mittlere bis hohe Abweichungen des prognostizierten, gegenwärtigen vom beobachteten Vorkommen werden nahezu im gesamten Verbreitungsgebiet der Art ersichtlich (Abbildung A.25). Es ist zu beobachten, dass insbesondere die zerstreuten Vorkommenspunkte im Mittelsächsischen Hügelland als auch im Gebiet der Sächsischen Schweiz nicht vom Modell korrekt reklassifiziert werden können. Im Gebiet des Vogtlandes sowie des Westerzgebir-

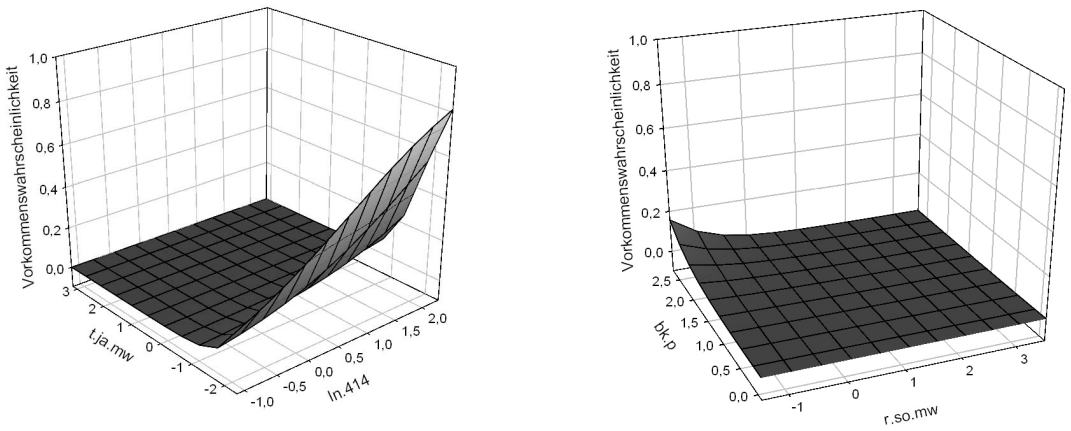


Abbildung A.3: Responseoberflächen für *Crepis mollis* im Parameterraum von *ln.414* und *t.ja.mw* sowie der Interaktion von *r.so.mw* mit *bk.p*.

ges hingegen werden oft hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten trotz tatsächlicher Absenz der Art prognostiziert.

Der Charakter eines Mäßigsäurezeigers als auch einer Art der Feuchtwiesen (Abschnitt 3.1) kann anhand des positiven Regressionskoeffizienten für *bk.p* bzw. *ln.414* bestätigt werden.

Dactylorhiza majalis

Dieses Modell, mit 14 Parametern, erklärt das Vorkommen von *Dactylorhiza majalis* auf Grundlage von Biotoptyp-/Landnutzungsparametern und einigen Klima- und Bodenparametern (Modell S. 164). Hierbei sind die positiven Effekte von *ln.414* und *ln.73* höchst signifikant. Die Parameter *sd.ja.mw* und *kak.1* sind lediglich in der Interaktion miteinander signifikant. Abbildung A.4 verdeutlicht eine Erhöhung der Vorkommenswahrscheinlichkeit in Gebieten sehr hoher aber auch sehr geringer Ausprägungen der Werte beider Parameter.

Dieses Modell erklärt lediglich 23 % der Varianz im Vorkommen der Art. Eine gute Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,829 auf dem Trainingsdatensatz gewährleistet. Das Sinken des AUC auf einen Wert von 0,766 für den Testdatensatz lässt jedoch auf einen eingeschränkte Übertragbarkeit schließen. Hohe Abweichungen des vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommens vom beobachteten Vorkommen sind insbesondere im Gebiet des zerstreuten Vorkommens in Nordwest- bzw. Nordostsachsen ersichtlich (Abbildung A.27). Innerhalb des Mittelgebirges werden besonders im Bereich des Vogtlandes und des Westerzgebirges hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten trotz tatsächlicher Absenz von *Dactylorhiza majalis* prognostiziert.

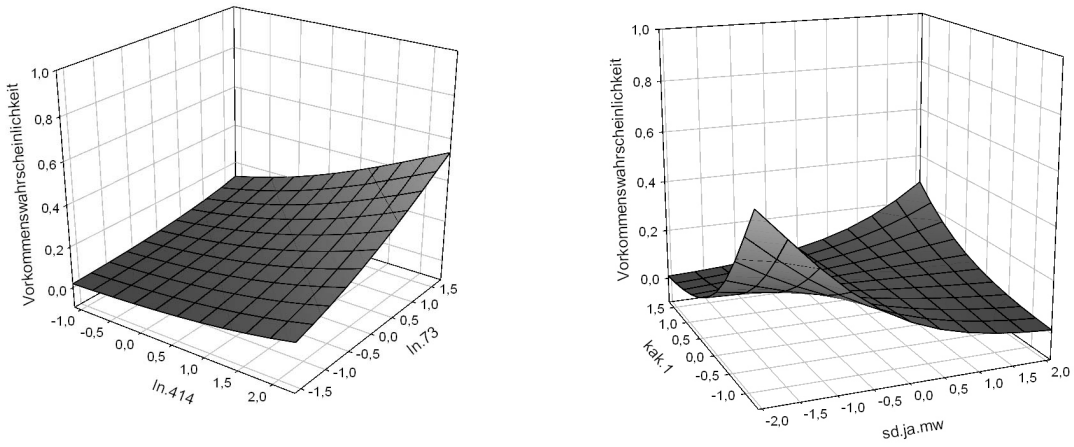


Abbildung A.4: Responseoberflächen für *Dactylorhiza majalis* im Parameterraum *ln.414* und *ln.73* sowie der Interaktion von *sd.js.mw* mit *kak.1*.

Das tatsächliche Vorkommen in Feuchtwiesen als auch in Sümpfen und Mooren (Abschnitt 3.1)wird im Modell durch den Parameter *ln.414* bestätigt. Der Charakter als Halb- bis Volllichtpflanze wird durch Bindung an Standorte mit hohen Anteilen von *bk.f* unterstrichen. Der negative Effekt von *kak.1* stützt zudem die Hypothese des Vorkommens auf Tonböden.

Geranium sylvaticum

Dieses Modell enthält 15 Parameter und erklärt das Vorkommen der Art auf Grundlage von Klima-, Boden- und Biotoptyp-/Landnutzungsparametern, wobei *sd.ja.mw* mit negativem sowie *bk.l* und *bk.a* mit positivem Effekt am signikantesten sind (Modell S. 164). Der Parameter *ln.75* ist in der Interaktion mit *sd.ja.mw* hoch signifikant. Insbesondere in Gebieten mit geringer Ausprägung von *sd.ja.mw* bedingen sinkende Anteile von *ln.75* hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *Geranium sylvaticum* (Abbildung A.5).

Durch das Modell werden 57 % der Varianz im Vorkommen der Art erklärt. Die Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,958 für den Trainingsdatensatz und 0,942 für den Testdatensatz als außerordentlich gut zu bewerten. Aufgrund der geringer Differenz beider Werte ist ein gute Übertragbarkeit der Modellergebnisse gewährleistet. Die größten räumlichen Abweichungen der Vorhersage des gegenwärtigen Vorkommens zum beobachteten Vorkommen der Art sind sowohl in den Auenregionen des Mittelsächsischen Hügellandes als auch im Bereich des Vogtlandes zu finden (Abbildung A.29). Eine sehr gute Übereinstimmung lässt sich im Gebiet der Kammregion des Westerzgebirges beobachten.

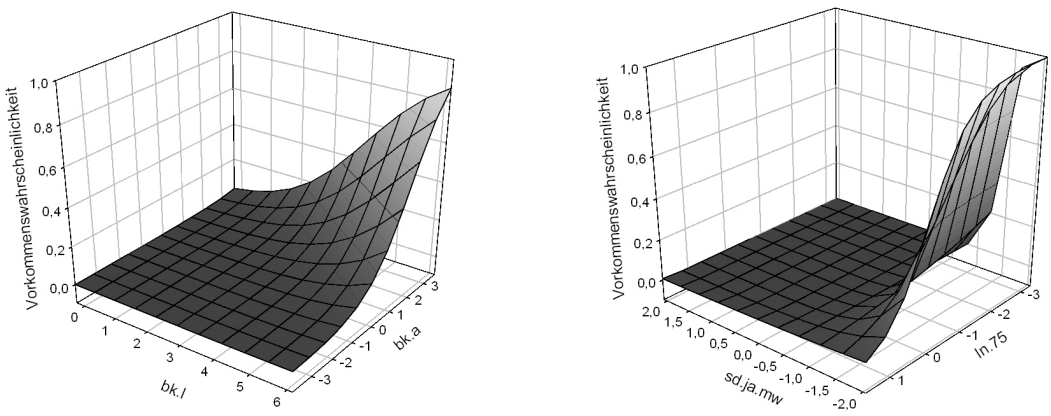


Abbildung A.5: Responseoberflächen für *Geranium sylvaticum* im Parameterraum von *bk.l* und *bk.a* sowie der Interaktion von *sd.ja.mw* mit *ln.75*.

Die Hypothese bezüglich des Vorkommens von *Geranium sylvaticum* in Au- bzw. Laubwäldern (Abschnitt 3.1) kann durch den Parameter *bk.a* als auch durch die Ausprägung von *ln.75* in flacheren Regionen bestätigt werden.

Lathyrus linifolius

Das Modell dieser Art enthält 13 Parameter und beschreibt das Vorkommen anhand von Klima- als auch Landnutzungsparametern, wobei *t.ja.mw, r.so.mw* und *ln.8* mit positiven Regressionskoeffizienten am signifikantesten sind (Modell S. 165). Der Parameter *ba.h* ist in der Interaktion mit *t.ja.mw* höchst signifikant. Hierbei ist in Gebieten mit geringerer Ausprägung von *t.ja.mw* ein Anstieg der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art unter Abnahme der Anteile an *ba.h* zu beobachten (Abbildung A.6). Ebenfalls auffällig ist der negative Regressionskoeffizient für *dist.211*.

Dieses Modell erklärt 36 % der Varianz im Vorkommen von *Lathyrus linifolius*. Die Klassifikationsgüte lässt sich mit einem AUC-Wert von 0,871 für den Trainingsdatensatz als sehr gut bewerten, sinkt jedoch auf einen Wert von 0,818 für den Testdatensatz und lässt demzufolge auf eine leicht eingeschränkte Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Die vorgesagten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten weichen insbesondere im Kammbereich des Westerzgebirges als auch im Bereich des zerstreuten Vorkommens im Gebiet der Nordsächischen Heiden sowie des Mittelsächsischen Hügellandes stark vom tatsächlichen Vorkommen ab (Abbildung A.31).

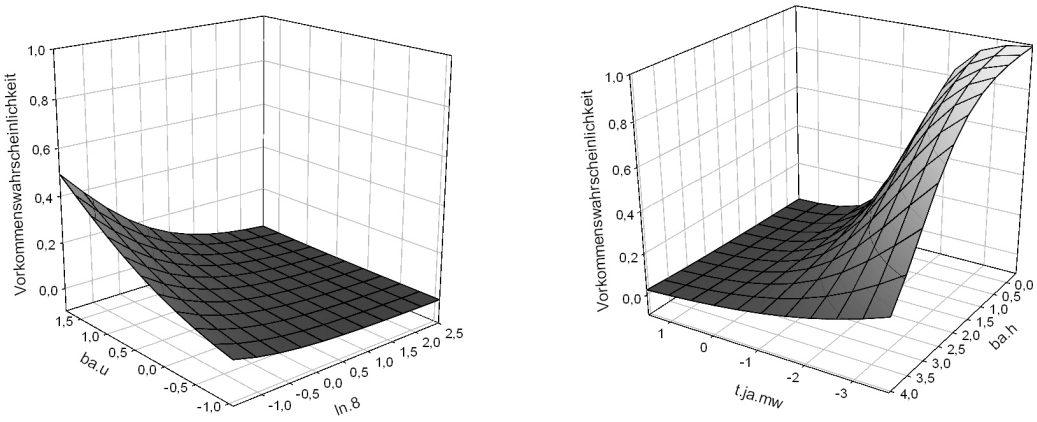


Abbildung A.6: Responseoberflächen für *Lathyrus linifolius* im Parameterraum von *ba.u* und *ln.8* sowie der Interaktion von *t.ja.mw* mit *ba.h*.

Hinsichtlich der Habitatansprüche lässt sich die Eignung trockener Standorte (Abschnitt 3.1) durch den Faktor *r.so.mw*, der oligohemerobe Charakter der Art bestätigen. Ebenso wird eine Bindung an nährstoffarme Böden, durch den negativen Regressionskoeffizienten von *ln.8* im Modell ersichtlich.

Nardus stricta

Dieses Modell erklärt anhand von 30 Parametern das Vorkommen der Art sowohl durch Klima- als auch Biotoptyp- und Landnutzungsparameter (Modell S. 166, Abbildung A.7). Die höchsten Signifikanzniveaus besitzen die Parameter *t.ja.mw* mit negativem sowie *ln.72* mit positivem Regressionskoeffizienten. Weiterhin höchst signifikant sind die Parameter *ln.6* mit positivem bzw. *ln.9* mit negativen Koeffizienten. Für *ln.72* lässt sich zudem eine hohe Signifikanz des quadratischen Effektes feststellen.

Durch das Modell werden 41 % der Varianz im Vorkommens von *Nardus stricta* erklärt. Die Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,892 für den Trainingsdatensatz und 0,835 für den Testdatensatz als sehr gut zu beurteilen. Die Modellergebnisse können aufgrund der Abweichung beider Werte jedoch nur eingeschränkt auf andere Gebiete übertragen werden. Innerhalb des zersteuten Vorkommens der Art im Bereich des Mittelsächsischen Hügellandes sowie des Oberlausitzer Heidegebietes weichen die mittels des Modells prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten am stärksten vom tatsächlichen Vorkommen ab. Eine hohe räumliche Vorhersagegüte wird wiederum in den höchsten Lagen des Ost- bzw. Westerzgebirges erreicht

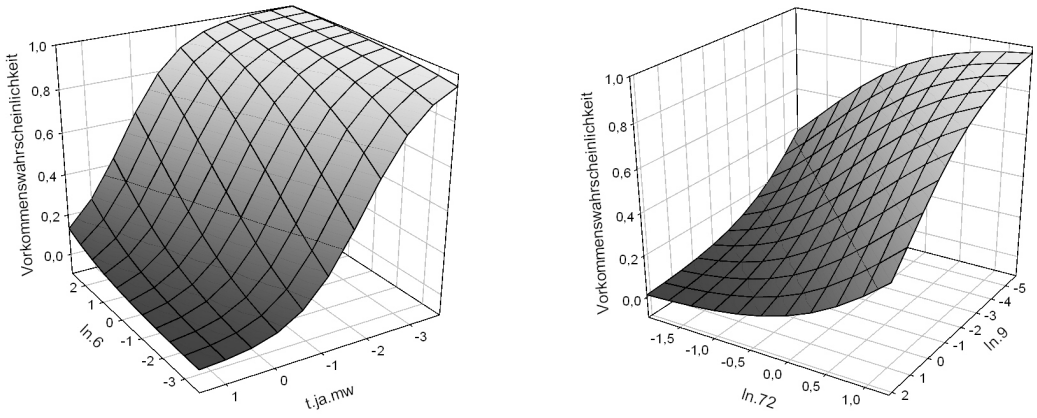


Abbildung A.7: Responseoberflächen für *Nardus stricta* im Parameterraum von *ln.6* und *t.ja.mw* sowie *ln.9* und *ln.72*.

(Abbildung A.37).

Das tatsächliche Vorkommen in Magerrasen (Abschnitt 3.1) kann durch den Parameter *ln.56* bestätigt werden. Der Parameter *kak.1* stützt die Annahme des möglichen Vorkommens von *Nardus stricta* auf Sandböden. Das Vorkommen auf nährstoffarmen Standorten spiegelt sich zudem im negativen Regressionskoeffizieten von *ln.9* wider. Das Vorkommen in lichten Wäldern sowie der säurezeigende Charakter der Art werden durch den Parameter *ln.72* bestätigt.

Phyteuma nigrum

Das Modell der Art *Phyteuma nigrum* enthält neun Parameter, die alle höchst signifikant sind, wobei *h.mw*, *t.ja.mw* sowie *sd.ja.mw* die höchsten Signifikanzniveaus aufweisen (Modell S. 167). Auffällig ist hierbei der positive Regressionskoeffizient für *t.ja.mw*, der hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten insbesondere in Gebieten mit geringer Ausprägung der Werte für *sd.ja.mw* bedingt (Abbildung A.8).

Anhand dieses Modells werden lediglich 34 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art erklärt. Die Anpassungsgüte an den Trainingsdatensatz ist demzufolge nur unterdurchschnittlich. Die Klassifikationsgüte ist anhand des AUC-Wertes von 0,903 für den Trainingdatensatz und eines Wertes von 0,889 für den Testdatensatz als sehr gut zu bewerten und lässt zudem auf eine gute Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Große Abweichungen der mittels des Modells vorhergesagten Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom tatsächlichen Vorkommen werden im gesamten Verbreitungsgebiet der Art ersichtlich. Besonders auffällig ist die Vorhersage

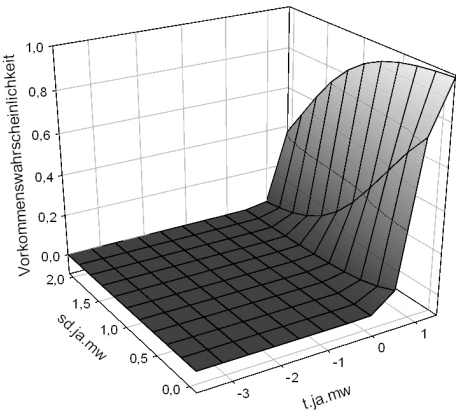


Abbildung A.8: Responseoberfläche für *Phyteuma nigrum* im Parameterraum von *t.ja.mw* und *sd.ja.mw*.

mittlerer Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Gebieten tatsächlicher Absenz von *P. nigrum* im östlichen Bereich des Erzgebirges und Lösshügellandes (Abbildung A.39).

Die Hypothesen bezüglich der tatsächlichen Habitatansprüche von *Phyteuma nigrum* (Abschnitt 3.1) können durch die Modellergebnisse anhand der Regressionskoeffizienten der Parameter *h.mw, hn.mw* bzw. *sd.ja.mw* bekräftigt werden, die im Allgemeinen den Lebensraum von Bergwiesenarten wiederspiegeln. Der positive Effekt von *t.ja.mw* unterstreicht hierbei die Verbreitung der Art innerhalb der demontanen Höhenstufe.

Phyteuma spicatum

Das vereinfachte Modell von *Phyteuma spicatum* enthält 31 Parameter und erklärt das Vorkommen der Art hauptsächlich auf Grundlage von Klimaparametern als auch der Höhe (Modell S. 167). Hierbei sind *sd.ja.mw, t.ja.mw* bzw. *h.mw* am signifikantesten. Auffällig ist wiederum der hohe positive Regressionskoeffizient von *t.ja.mw* (vgl. Abschnitt A.4). Ebenfalls höchstsignifikant sind die Landnutzungs-/Biotoptyp- bzw. Bodentypparameter *ln.6* und *bk.f* mit positiven Regressionskoeffizienten sowie der Distanzparameter *dist.214* mit negativem Koeffizienten. Der Parameter *ln.75* wird lediglich innerhalb der Interaktion mit *h.mw* signifikant (Abbildung A.9).

Mittels dieses Modell werden 45 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art erklärt. Die Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,911 für den Trainingsdatensatz sehr gut, sinkt jedoch auf einen Wert von 0,869. für den Testdatensatz. Somit ist eine Übertagbarkeit der Modellergebisse nur eingeschränkt möglich. Mittlere bis hohe Abweichungen der vorhergesagten gegenwärtigen von den tatsächlichen Vorkommen sind mit Ausnahme des Westerzgebirges für

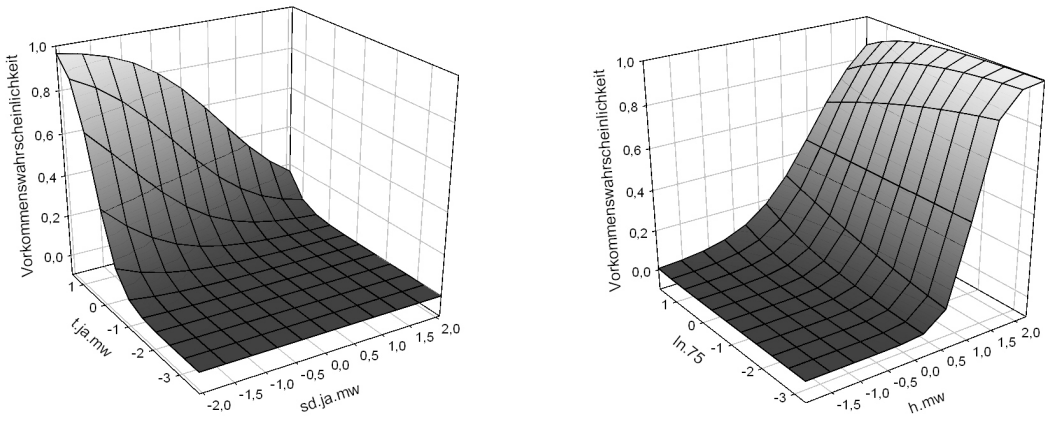


Abbildung A.9: Responseoberflächen für *Phyteuma spicatum* im Parameterraum von *sd.ja.mw* und *t.ja.mw* sowie der Interaktion von *h.mw* mit *ln.75*.

das gesamte Verbreitungsgebiet von *P. spicatum* zu verzeichnen (Abbildung A.41).

Die Lebensraumansprüche der Art (Abschnitt 3.1) bezüglich des Vorkommens in Wäldern sowie Wiesen der tieferen Lagen können im Modell anhand der Parameter *ln.75* und *t.ja.mw*, die Eignung mäßig nährstoffreicher Standorte durch *dist.214* und *bk.a*, bestätigt werden.

Poa chaixii

Auf Grundlage von sieben Parametern erklärt dieses Modell das Vorkommen der Art, wobei sowohl Klima- als auch Distanzparameter die höchst signifikant sind (Modell S. 168). Hierbei wurden positive (*h.mw*) und negative (*dist.9, dist.211*) Regressionskoeffizienten geschätzt. Der Parameter *bk.p* ist nur in Interaktion mit *r.so.mw* höchst signifikant und bedingt insbesondere in Gebieten hoher Ausprägung der Werte von *r.so.mw* eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit von *Poa chaixii* (Abbildung A.10).

Das Modell erklärt lediglich 29 % der Varianz im Artvorkommen. Mit einem AUC-Wert von 0,862 für den Trainingsdatensatz ist die Klassifikationsgüte als gut zu bewerten, lässt jedoch aufgrund eines Wertes von 0,802 für den Testdatensatz auf erhebliche Einschränkugen der Übertragung der Modellergebnisse schließen. Die Abweichungen der vorhergesagten gegenwärtigen Vorkommen vom beobachteten Vorkommen ist mit Ausnahme der Kammregion des Westerzgebirges im gesamten Verbreitungsgebiet sehr hoch. Im Bereich des zerstreuten nördlichen Vorkommens können nahezu keine höheren Wahrscheinlichkeiten für Gebiete mit tatsächlichem Vorkommen vorhergesagt werden (Abbildung A.43).

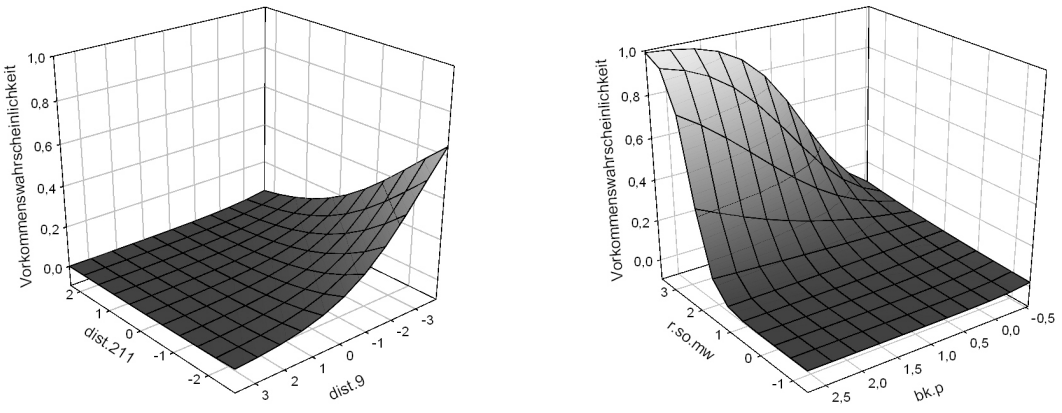


Abbildung A.10: Responseoberflächen für *Poa chaixii* im Parameterraum von *dist.211* und *dist.9* sowie der Interaktion von *r.so.mw* mit *bk.p*.

Hinsichtlich der Habitatansprüche (Abschnitt 3.1) kann sowohl die hohe Hemerobie bzw. der synanthrope Charakter, durch *dist.9*, als auch der säurezeigende Charakter der Art, durch *bk.p*, bekräftigt werden.

Rhinanthus minor

Dieses Modell enthält neun Parameter und erklärt das Vorkommen von *Rhinanthus minor* anhand von Klima- und Bodenparameter (Modell S. 168). Hierbei sind *t.ja.mw* und *kak.1* mit negativen Regressionskoeffizienten höchst signifikant. Für den weniger signifikanten Landnutzungs-/ Biotoptypparameter *ln.76* wurde ein positiver Koeffizient berechnet (Abbildung A.11)

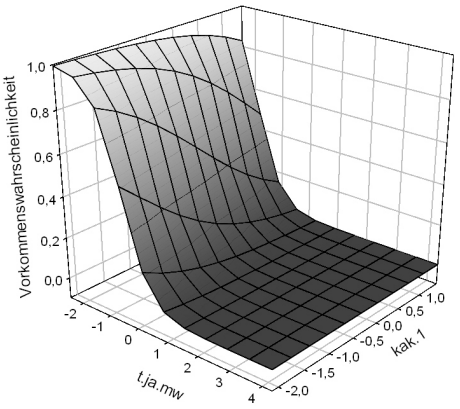


Abbildung A.11: Responseoberfläche für *Rhinanthus minor* im Parameterraum von *t.ja.mw* und *kak.1*.

Es werden 48 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art durch dieses Modell geklärt. Die Klassifikationsgüte ist mit einem AUC-Wert von 0,921 für den Trainingsdatensatz sehr gut, und sinkt im Testdatensatz auf 0,889. Somit lässt sich auf eine leicht eingeschränkte Übertragbarkeit des Modells schließen. Die Abweichung des vorhergesagten gegenwärtigen vom beobachteten Vorkommen ist im zerstreuten nördlichen Verbreitungsgebiet am größten. Im Randbereich des Erzgebirges werden oft höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten bei tatsächlicher Absenz der Art prognostiziert (Abbildung A.45).

Die tatsächlichen Habitatansprüche (Abschnitt 3.1) bezüglich des Vorkommens auf Ton- als auch Lehmböden spiegeln sich im Modell des Parameters *kak.1* wider. Das Vorkommen in Sümpfen und Feuchtwiesen kann indirekt durch *dist.211* bestätigt werden.

Thlaspi caerulescens

Durch dieses Modell wird anhand von insgesamt 18 geschätzten Parametern das Vorkommen der Art größtenteils durch Klima-, Topographie- als auch Distanzvariablen erklärt (Modell S. 168). Hierbei sind die Parameter *sd.ja.mw, dist.214, dist.9* mit negativen und *h.mw* mit positivem Korrelationskoeffizienten höchst signifikant. Der Paramter *bk.a* wird in der Interaktion mit *h.mw* höchst signifikant. In Abbildung A.12 wird eine Zunahme der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten für geringe Ausprägungen der Werte von *h.mw* und einer Zunahme der Anteile von *bk.a* ersichtlich.

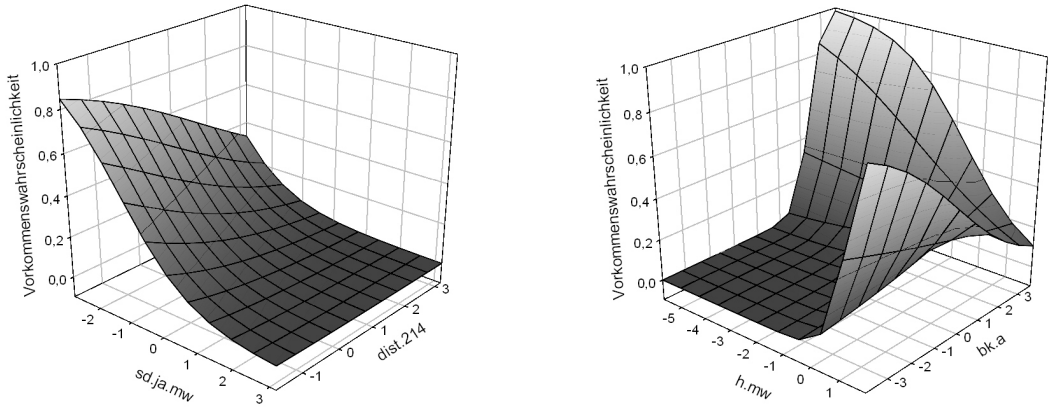


Abbildung A.12: Responseoberflächen für *Thlaspi caerulescens* im Parameterraum von *sd.ja.mw* und *dist.214* sowie der Interaktion von *h.mw* und *bk.a*.

Das Modell erklärt 49 % der Gesamtvarianz im Vorkommen der Art. Die Klassifikationsgüte ist

mit einem AUC-Wert von 0,927 für den Trainingsdatensatz und 0,901 für den Testdatensatz als sehr gut zu bewerten. Die geringen Abweichungen der AUC-Werte voneinander lassen auf eine gute Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Große Abweichungen der vorhergesagten, gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom beobachteten Vorkommen werden sowohl im Bereich der großen Flußläufe als auch vereinzelt im Kammgebiet des Erzgebirges ersichtlich. Insbesondere die Gebiete des Erzgebirgsbeckens und des Mulde-Lösshügellandes lassen hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Bereichen tatsächlicher Absenz von *Thlaspi caerulescens* erkennen (Abbildung A.47).

Das tatsächliche Vorkommen der Art (Abschnitt 3.1) in demontanen Auenwiesen kann vom Modell durch die Ausprägung des Parameters *bk.a* im Tiefland sowie *dist.212* und *dist.214* bestätigt werden. Die Parameter *h.mw* und *lvz.mw* stützen die Annahme des Vorkommens in mageren Bergwiesen.

Trisetum flavescens

Das Modell erklärt das Vorkommen von *Trisetum flavescens* anhand von 31 Parameter. Hierbei sind sowohl Biotoptyp-/Landnutzungs-, Klima- als auch Bodenparameter höchst signifikant (Modell S. 169). Für die Parameter *ln.414* und *ba.s* wurden negative für *ln.412* positive Regresssionskoeffizienten geschätzt. Ebenso höchst signifikant, mit positivem Koeffizienten, ist der quadratische Term von *sd.ja.mw*, der eine Habitateignung aufgrund hoher sowie niedriger Werte dieses Parameters erkennen lässt. Ein negativer Effekt ist für den linearen Term von *sd.ja.mw* (Abbildung A.13) zu verzeichnen.

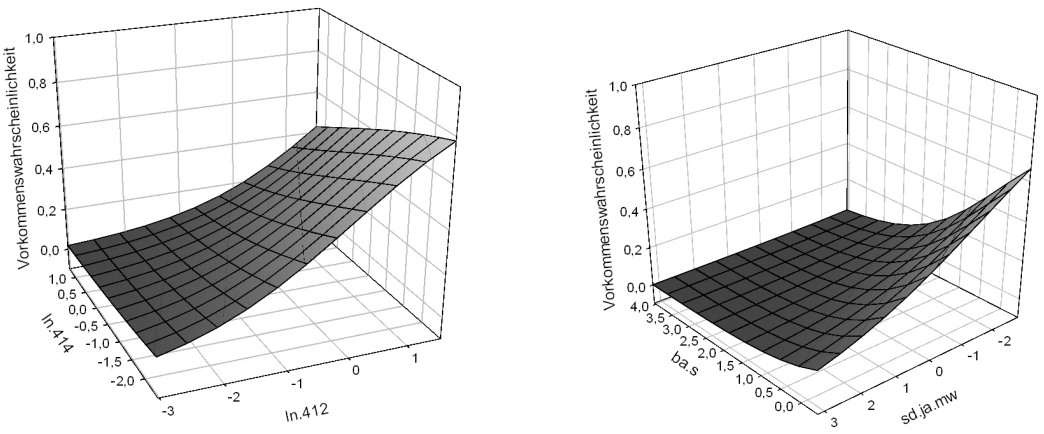


Abbildung A.13: Responseoberflächen für *Trisetum flavescens* im Parameterraum von *ln.412* und *ln.414* sowie von *ba.s* und *sd.ja.mw*.

Mittels dieses Modell werden lediglich 49 % der Varianz im Vorkommen von *Trisetum flavescens* erklärt. Der AUC-Wert von 0,848 indiziert eine gute Klassifikationsgüte des Modells für den Trainingsdatensatz. Die Abnahme auf einen Wert von 0,763 für den Testdatensatz lässt jedoch auf eine eingeschränkte Übertragbarkeit der Modellergebnisse schließen. Mittlere bis hohe Abweichungen der prognostizierten gegenwärtigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten vom tatsächlichen Vorkommen der Art sind für das gesamte Verbreitungsgebiet der Art zu erkennen (Abbildung A.49).

Die tatsächlichen Habitatansprüche von *Trisetum flavescens* (Abschnitt 3.1) können hinsichtlich des Vorkommens in frischen Fett- und Bergwiesen durch den Parameter *ln.412* bestätigt werden. Der negative Effekt des Paramters *ba.s* indiziert das Vorkommen auf Tonböden, *bk.p* saure Bodenverhältnisse. Der negative Koeffizient von *ln.414* stützt die Hypothese zum Vorkommen der Art auf trockenen Böden.

A.5 Biotopentwicklungspotentiale

Offenland-Biotoptypen des Elbtals

	Funktion						
	1	2	3	4	5	6	7
T_DIS211	-0,461	0,255	-0,189	0,053	0,219	0,031	-0,051
BAHG_L	0,314	-0,076	0,200	0,038	-0,007	-0,009	-0,089
T_HMW	-0,305	-0,182	-0,282	-0,114	0,202	-0,247	0,222
T_LVZMW	0,258	0,241	0,072	-0,013	-0,073	0,204	-0,031
BKL_G	0,249	0,087	0,036	0,186	-0,014	-0,033	0,122
T_KAKPOT	0,219	-0,164	0,114	0,007	0,013	-0,018	-0,111
T_DIS212	-0,443	0,545	0,031	0,122	0,038	-0,095	-0,122
T_RJAMW	0,023	-0,366	-0,162	-0,081	-0,096	-0,329	0,143
T_DIS214	-0,253	0,358	0,014	0,183	-0,017	0,135	0,178
T_DIS9MW	0,263	0,341	-0,236	0,198	0,011	-0,017	0,119
T_TWISTD	0,023	-0,336	-0,007	0,251	-0,107	0,110	0,290
T_RWIMW	0,176	-0,325	-0,135	-0,054	-0,210	-0,264	0,167
BKL_A	-0,020	-0,262	-0,008	-0,047	-0,094	-0,199	0,002

Tabelle A.20

Tabelle A.20 – Fortsetzung

	1	2	3	4	5	6	7
BKL_S	-0,013	-0,056	0,004	-0,032	0,008	-0,036	0,030
T_T1WIMW	-0,288	-0,156	-0,487	-0,100	0,264	-0,163	0,163
T_KAKMW	0,062	-0,193	0,375	0,148	-0,035	0,177	-0,082
T_SDJAST	-0,105	-0,089	0,319	0,207	-0,235	-0,109	0,206
T_TSOMW	-0,182	-0,148	-0,292	-0,090	0,289	-0,085	0,125
BAHG_U	-0,079	-0,050	-0,286	-0,088	0,067	-0,198	-0,075
T_LVZSTD	-0,129	-0,078	0,227	0,085	0,158	0,036	-0,134
BKL_R	-0,091	0,334	0,013	-0,556	-0,088	0,192	0,280
T_RWISTD	0,165	-0,148	-0,229	-0,073	-0,393	-0,136	0,301
T_KAKSTD	-0,004	-0,028	0,253	0,159	-0,286	0,146	-0,105
BKL_B	-0,035	-0,039	-0,138	0,021	0,249	0,157	0,051
T_HNMW	-0,165	-0,055	-0,177	-0,100	-0,022	-0,338	0,194
BKL_L	-0,007	-0,038	-0,133	-0,069	0,212	0,245	-0,130
BAHG_S	-0,119	-0,045	-0,148	0,009	0,049	0,045	0,356
T_RJASTD	0,225	-0,246	-0,266	-0,070	-0,293	-0,088	0,346
T_TSOSTD	0,058	-0,181	-0,105	0,117	-0,119	-0,208	0,346
T_RSOSTD	0,248	-0,216	-0,193	-0,083	-0,260	-0,076	0,337
T_TJASTD	-0,008	-0,159	-0,165	0,188	-0,014	-0,148	0,301
T_HSTD	-0,019	-0,163	-0,148	-0,097	-0,095	-0,200	0,270

Tabelle A.20: Strukturmatrix (Korrelationsgrößen der Variablen innerhalb der Diskriminanzfunktionen für Offenland-Biotoptypen des Elbtals)

Wald-Biotoptypen des Elbtals

Funktion	Eigenwert	% der Varianz	Kumulierte %	Kan. Korrelation
1	0,740	47,8	47,8	0,652
2	0,428	27,6	75,3	0,547
3	0,219	14,1	89,5	0,424
4	0,113	7,3	96,8	0,319
5	0,050	3,2	100,0	0,218

Tabelle A.21: Eigenwerte der kanonischen Diskriminanzfunktionen für Wald-Biotoptypen des Elbtals

	Funktion				
	1	2	3	4	5
T_DIS212	0,596	-0,152	-0,046	0,145	-0,215
T_DIS211	0,537	-0,014	-0,214	-0,188	-0,212
T_TWISTD	-0,434	0,134	0,145	-0,255	0,171
T_DIS214	0,422	0,022	0,266	0,173	-0,017
T_RJASTD	-0,359	0,261	0,300	-0,305	0,036
BKL_R	0,292	0,072	-0,132	-0,153	0,204
BAHG_L	-0,270	0,046	-0,056	0,148	0,019
BKL_A	-0,262	0,060	-0,120	-0,044	-0,062
T_RSOMW	-0,091	0,285	0,276	-0,163	0,157
T_SDJAST	-0,239	-0,272	0,394	0,310	-0,010
T_TSOMW	0,064	0,166	-0,384	-0,304	0,166
T_TSOSTD	-0,303	0,019	0,369	-0,335	0,238
T_RWIMW	-0,315	0,206	0,337	-0,160	0,177
T_HMW	0,052	-0,044	0,023	-0,475	-0,179
T_T1WIMW	0,099	0,040	-0,333	-0,450	0,129
T_KAKSTD	0,088	-0,028	0,261	0,449	-0,043
T_TJAMW	0,057	0,036	-0,353	-0,445	0,198
T_TJASTD	-0,305	0,036	0,273	-0,370	0,054

Tabelle A.22

Tabelle A.22 – Fortsetzung

	1	2	3	4	5
T_KAKMW	-0,160	-0,214	0,057	0,308	0,113
T_RJAMW	-0,254	0,175	0,194	-0,297	0,173
BAHG_S	0,107	-0,028	-0,058	-0,243	0,116
BAHG_U	-0,054	0,052	-0,062	-0,180	-0,001
T_LVZMW	0,072	0,088	0,081	0,051	-0,529
T_HNMW	0,085	0,196	0,266	-0,173	-0,442
BAHG_T	0,000	-0,030	0,177	0,220	0,362
T_KAKPOT	-0,188	0,025	0,073	0,185	0,346
T_DIS9MW	0,284	0,188	0,015	0,291	-0,343
T_HSTD	-0,176	0,134	0,316	-0,280	-0,342
T_LVZSTD	0,035	0,107	-0,128	-0,003	0,232
BKL_G	-0,120	0,038	0,081	0,080	0,232
BKL_B	0,136	-0,099	0,073	-0,034	0,188

Tabelle A.22: Strukturmatrix (Korrelationsgrößen der Variablen innerhalb der Diskriminanzfunktionen für Wald-Biotoptypen des Elbtals)

	Funktion				
	1	2	3	4	5
10	-1,546	1,021	-0,933	-0,005	0,104
11	-0,209	0,747	0,762	0,183	0,019
12	-0,628	-0,682	0,117	-0,220	-0,090
13	-0,098	-1,299	-0,199	1,080	0,527
14	0,709	0,033	-0,548	0,866	-0,907
16	1,057	0,104	-0,189	-0,154	0,072

Tabelle A.23: Centroiden der nicht standardisierten Diskriminanzfunktionen für Wald-Biotoptypen des Elbtals

	Vorhergesagte Gruppenzugehörigkeit					
Tatsächliche Gruppe	10	11	12	13	14	16
10	59,3	11,0	17,8	3,4	4,2	4,2
11	4,6	45,2	12,9	4,6	16,2	16,6
12	9,2	11,0	44,9	17,3	4,3	13,3
13	0,0	8,2	6,6	63,9	9,8	11,5
14	2,0	6,1	0,0	14,3	63,3	14,3
16	4,7	8,9	3,1	5,9	19,2	58,2
Ungruppierte Fälle	19,1	16,0	31,1	9,6	6,5	17,6
53,3% aller Fälle wurden korrekt reklassifiziert						

Tabelle A.24: Klassifizierungsergebnisse

Dissaggregierung der Szenarienvorgaben

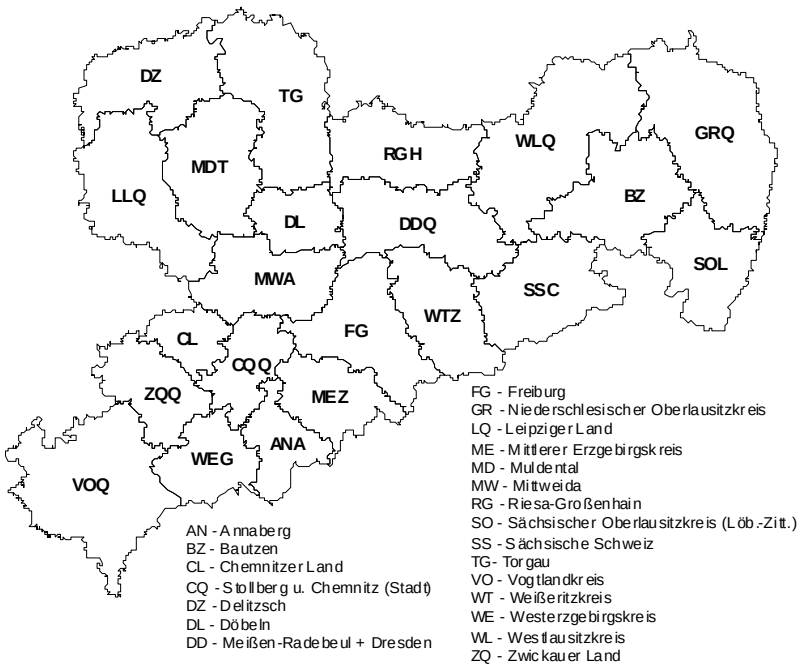


Abbildung A.14: RAUMIS-Modellkreise

Landkreis	Brache Rf 2020	Brache P2 2020
An	48645495	96136072
Bz	49599700	240104244
Cl	10694652	73377701
Dz	10703842	214539892
Dl	6709574	87800583
Fg	14043833	203817118
Vo	3877066	185381281
Lq	10439789	209354483
Dd	2196205	135204826
Me	12339469	83173130
Mw	3917956	160297627
Md	264327	190920160
Gr	20858771	236608407
Rg	3379584	242728223
So	4352916	107725199
Ss	15149655	116601006
Cq	3610189	93195231
Tg	3727435	258389533
Wt	20390306	148541160
We	34133956	60336485
Wl	4716618	242944143
Zq	31962599	113637028

Tabelle A.25: Größe der Brachflächen in den einzelnen Szenarien je Landkreis

	rf. 20			rf.20.w	p2.20			p2.20.w
LK	LVZ	p.pot	Brache	Brache	LVZ	p.pot	Brache	Brache
An*	28	0,243	49499930	46957502	32	0,211	96301137	90350649
Bz	29	0,225	48426017	45478507	38	0,170	240056264	230176362
Cl	36	0,230	10430133	9173016	39	0,205	73060923	69295119
Dz	23	0,516	10735761	9995932	32	0,223	215099440	202799400
Dl	49	0,222	6876256	6099340	52	0,182	87804032	82291487
Fg*	28	0,352	13840284	12427575	32	0,158	203226442	182701705
Vo*	28	0,898	3220805	3109506	28	0,251	185603561	176678813
Lq	41	0,320	10745845	10686791	43	0,232	210171040	201995504
Dd	28	0,572	1841066	1643540	35	0,200	135028714	130449160
Me*	28	0,342	13728469	13110634	28	0,217	82722167	77803681
Mw	38	0,294	4090656	3968013	44	0,215	160018615	150972817
Md	38	0,850	594278	341009	42	0,223	191618685	178976195
Gr	22	0,294	20157288	19770990	28	0,166	236179951	224557928
Rg	24	0,240	3515059	3394394	31	0,199	243425128	235800339
So	31	0,280	5246231	4249635	38	0,229	107005576	103955564
Ss	25	0,279	16032602	15585874	33	0,235	116582157	111014251
Cq*	28	0,550	3120211	3076145	31	0,269	92031858	90294026
Tg	26	0,700	4015503	3861070	30	0,182	259084263	242608422
Wt*	28	0,420	20770764	19962000	31	0,187	147811122	134971499
We*	28	0,318	34675269	33545527	28	0,272	60332905	58396858
Wl	18	0,325	5197672	4926151	27	0,228	242734085	226921273
Zq*	28	0,235	33179964	32186971	28	0,185	113639129	106801934

Tabelle A.26: Brachflächengrößen (m^2) sowie Schwellenwerte für die Umwidmungskriterien *p.pot* und *LVZ* der Szenarien in den einzelnen Landkreisen (LK) mit (*Rf.20.w, P2.20.w*) bzw. ohne (*Rf.20, P2.20*) Aufforstung,* umgewidmete Flächen über 600 m Höhe

A.6 Prognosekarten für die Artverbreitung

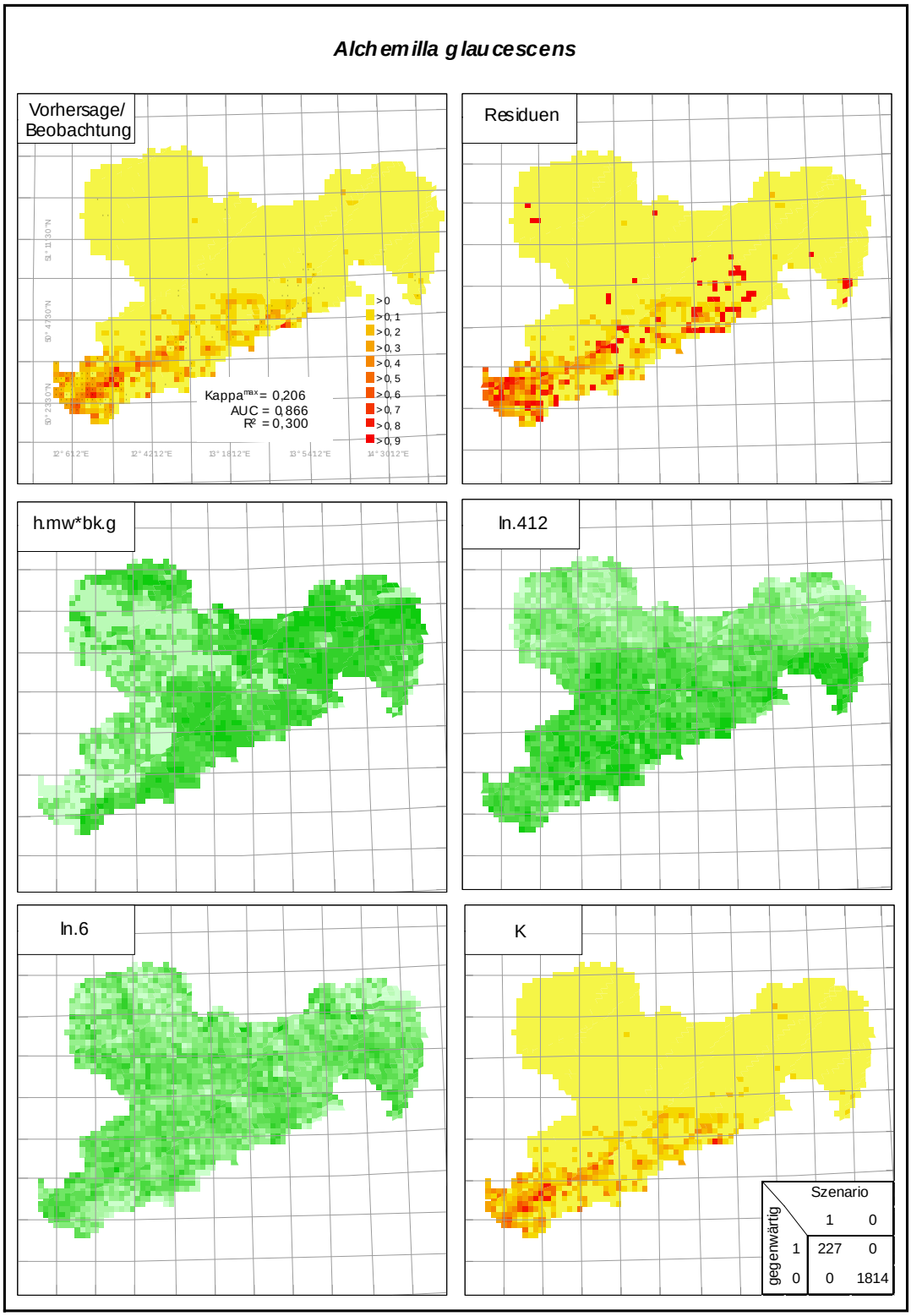


Abbildung A.15: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Alchemilla glaucescens*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen (Schattierung = Vorkommenswahrscheinlichkeiten (links) bzw. Abweichung der Vorhersagen (rechts), Abstufung: 0,1); räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario „K“, Kappa^{max} - Schwellenwert für das Vorkommen, AUC - Klassifikationsgüte für den Testdatensatz, R^2 - Anpassungsgüte

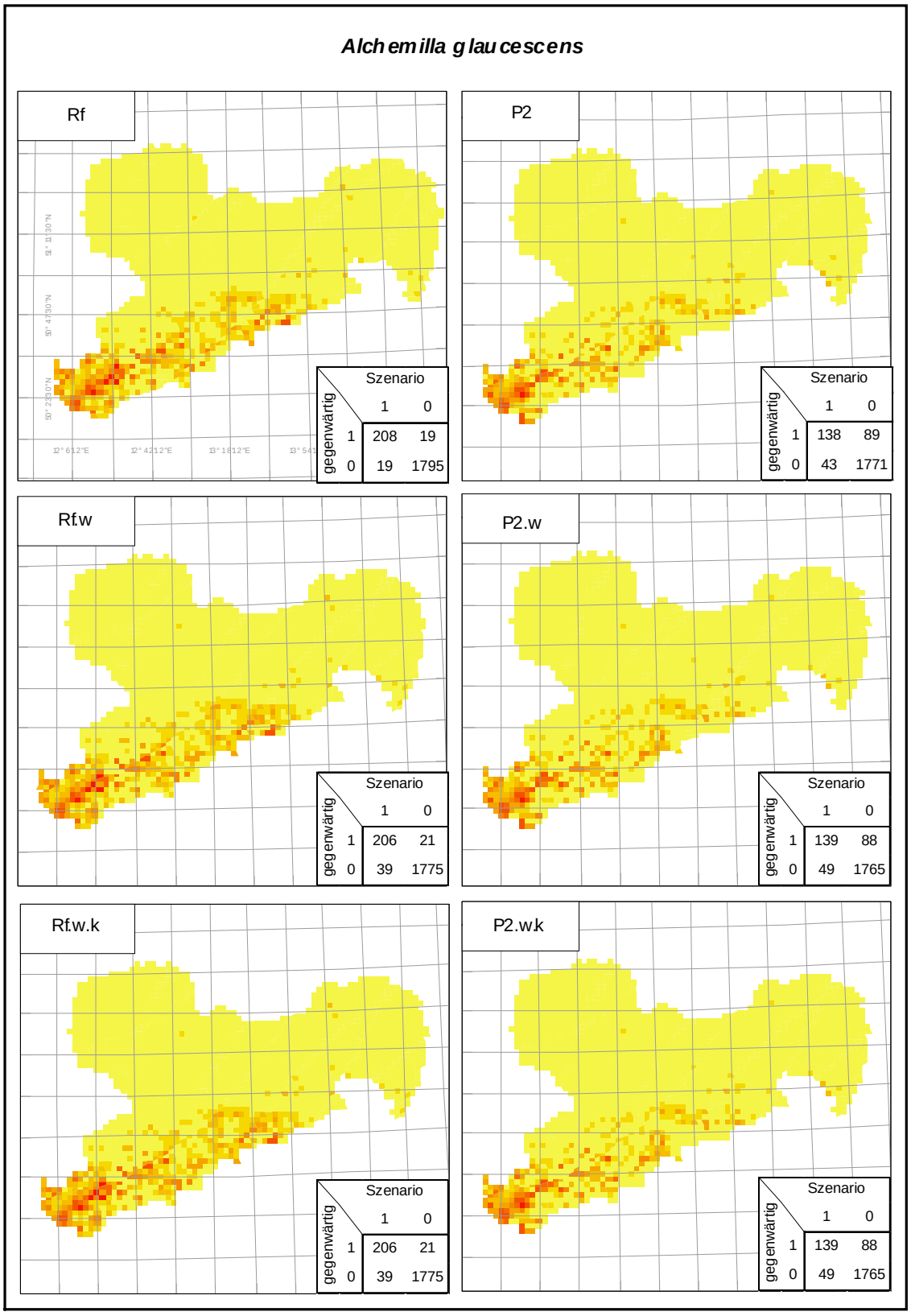


Abbildung A.16: Verbreitung von *Alchemilla glaucescens* in den einzelnen Szenarien (Abstufung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten siehe Abbildung A.15)

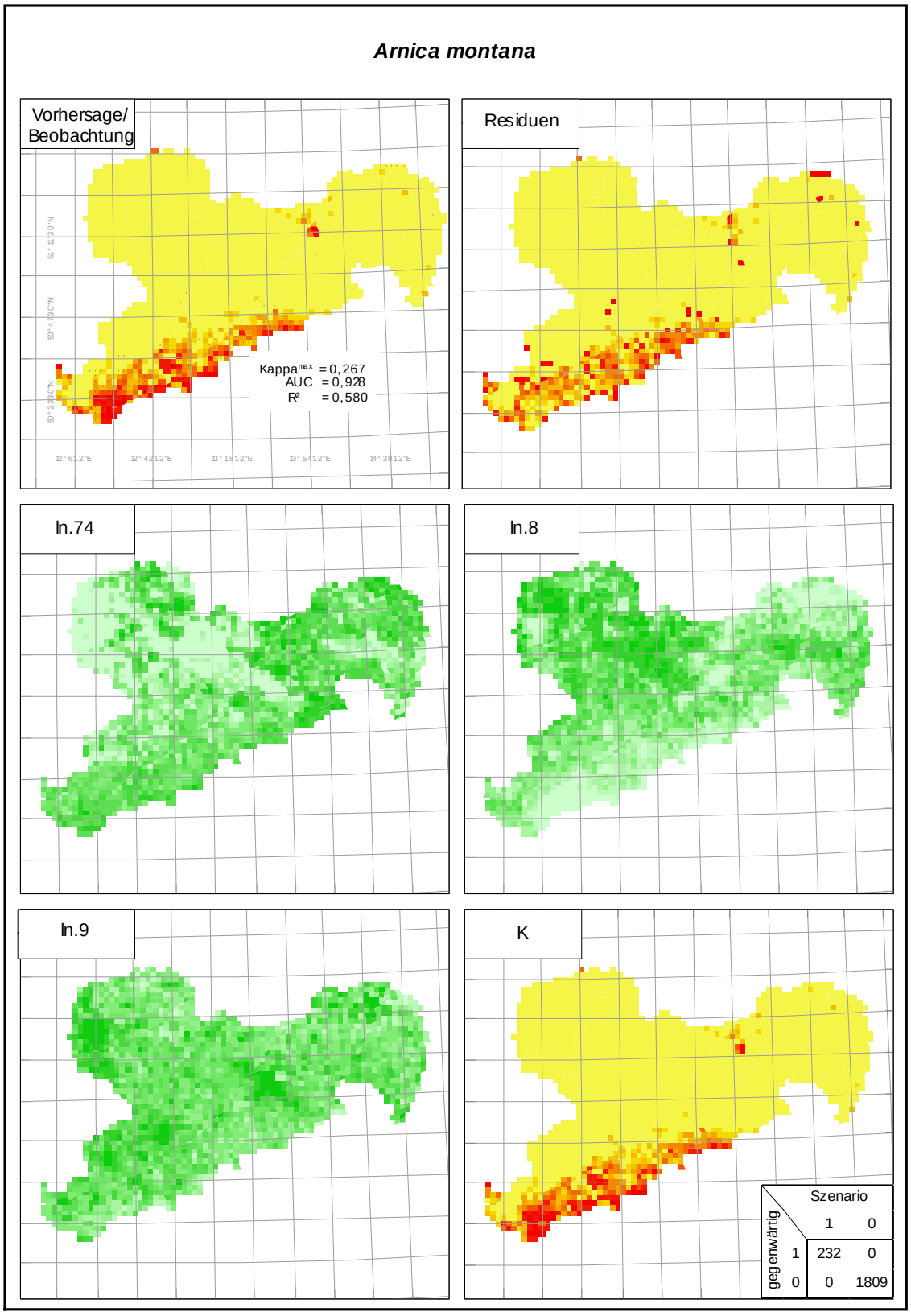


Abbildung A.17: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Arnica montana*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

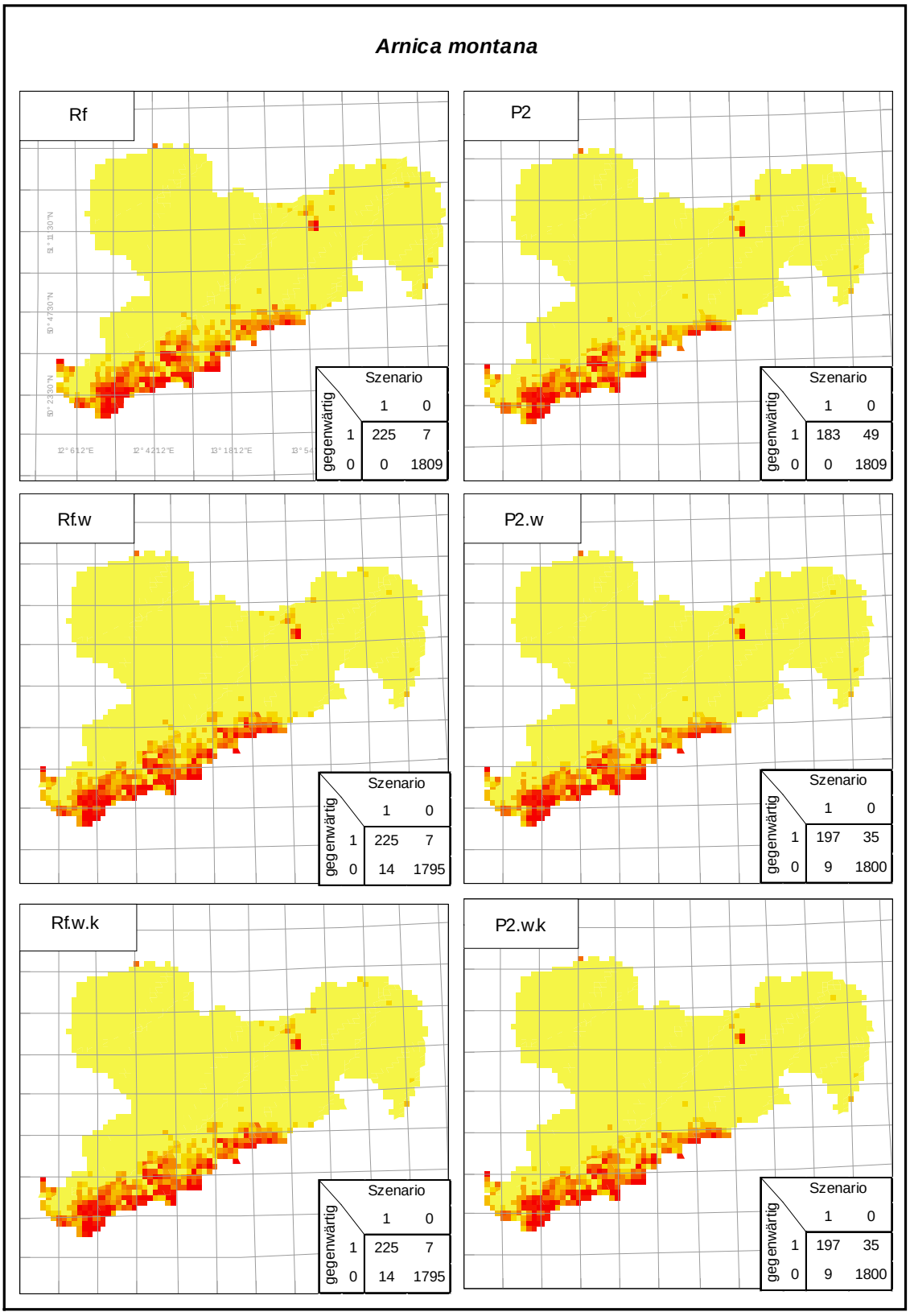


Abbildung A.18: Verbreitung von *Arnica montana* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

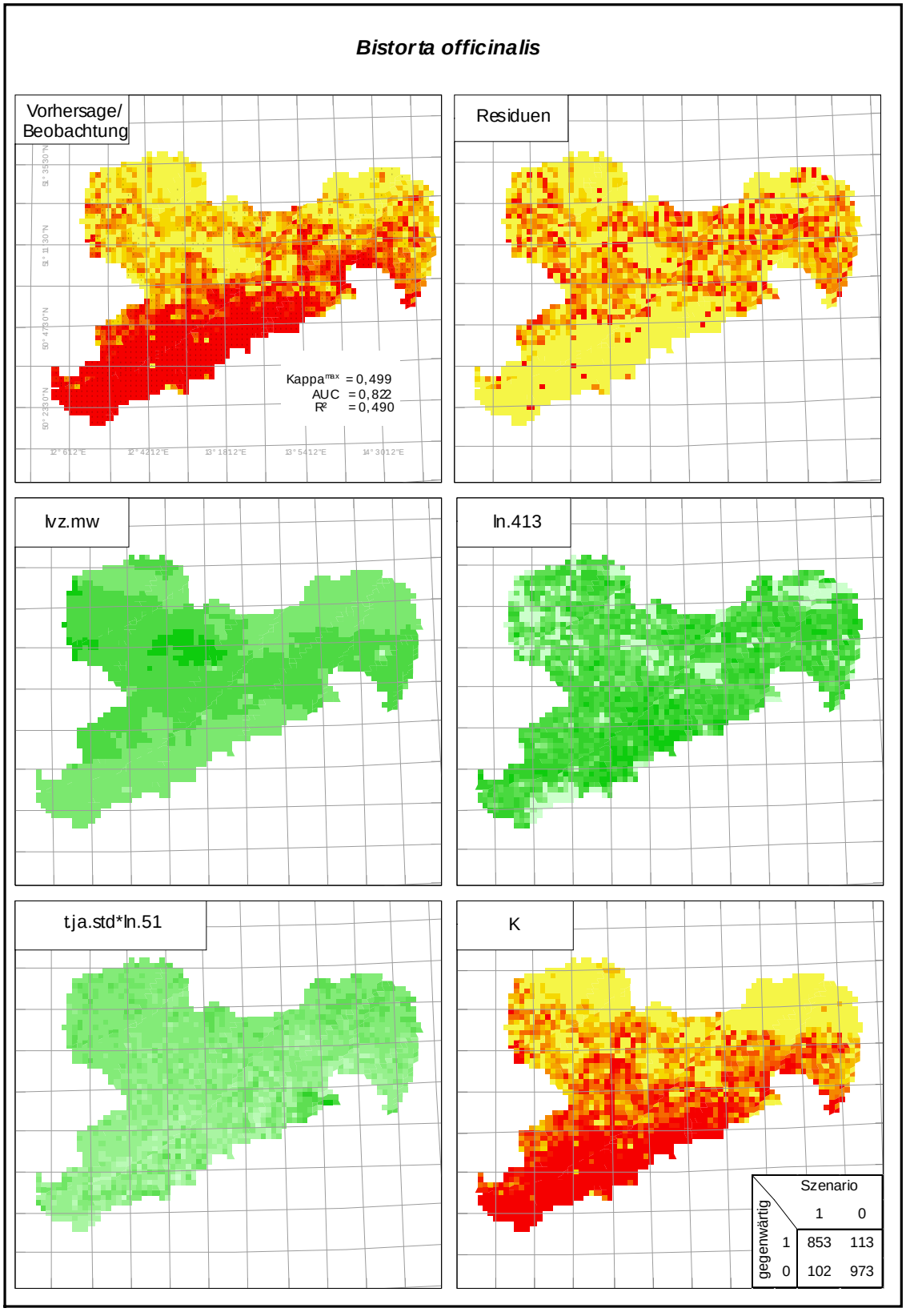


Abbildung A.19: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Bistorta officinalis*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

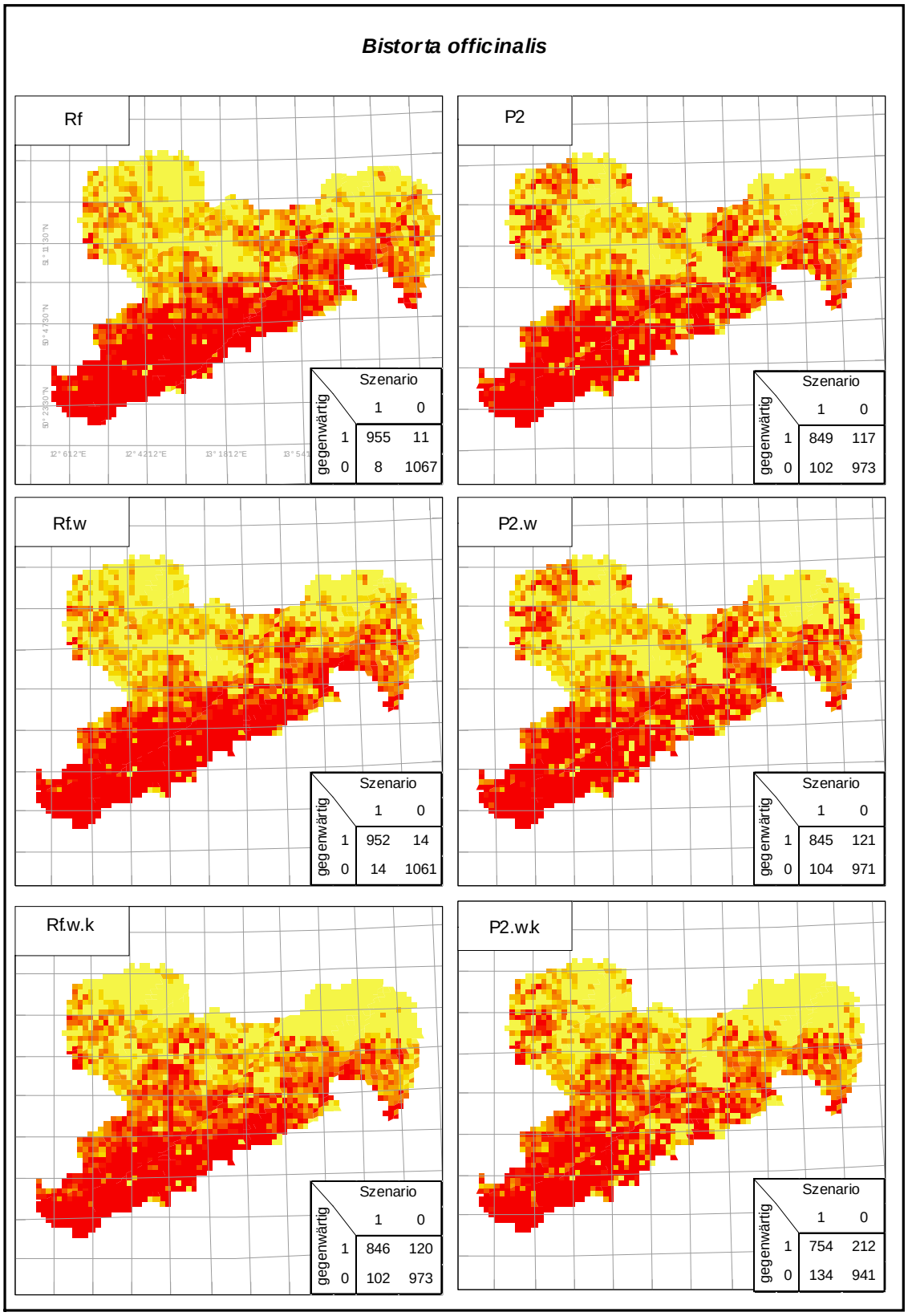


Abbildung A.20: Verbreitung von *Bistorta officinalis* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

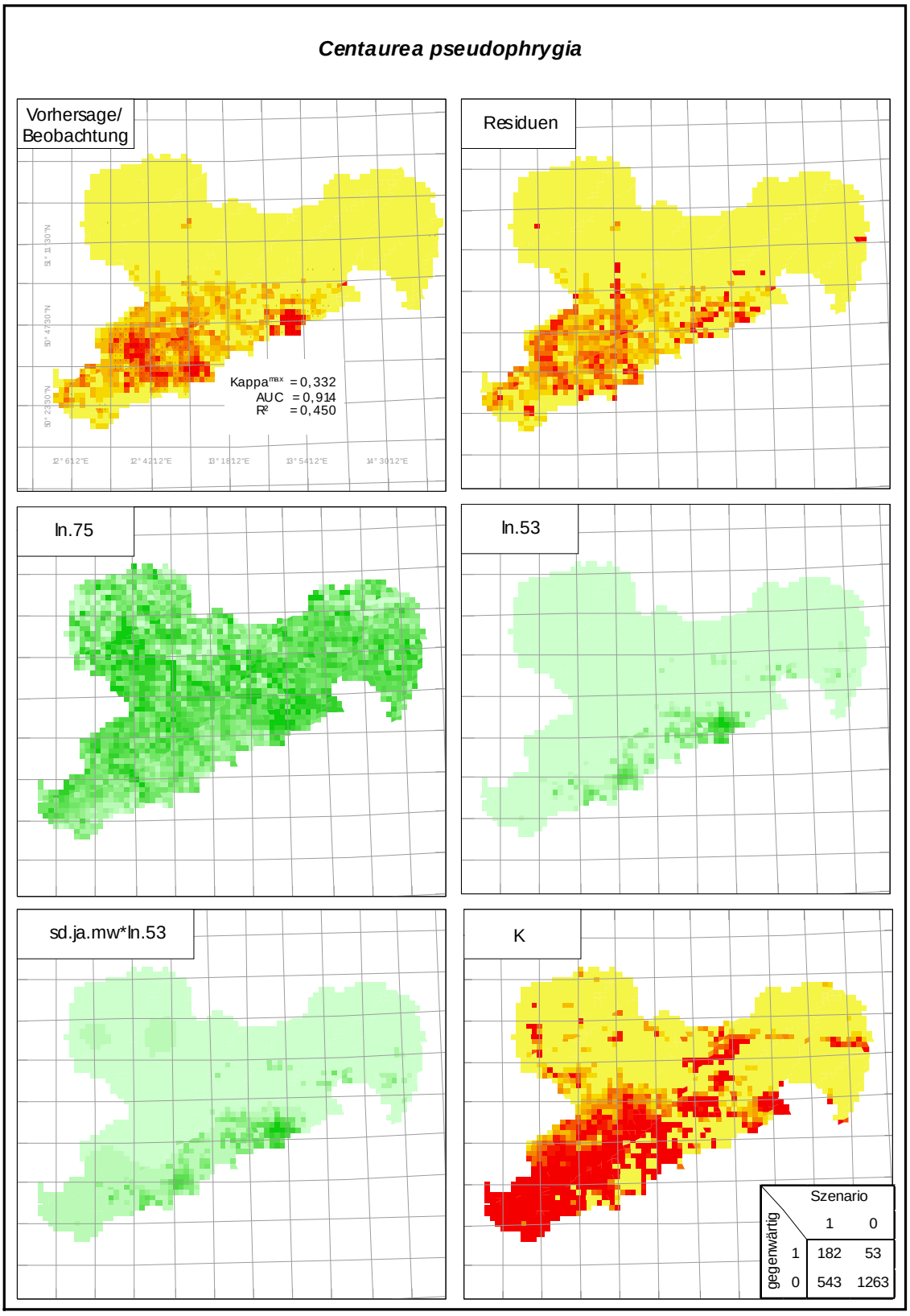


Abbildung A.21: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Centaurea pseudophrygia*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

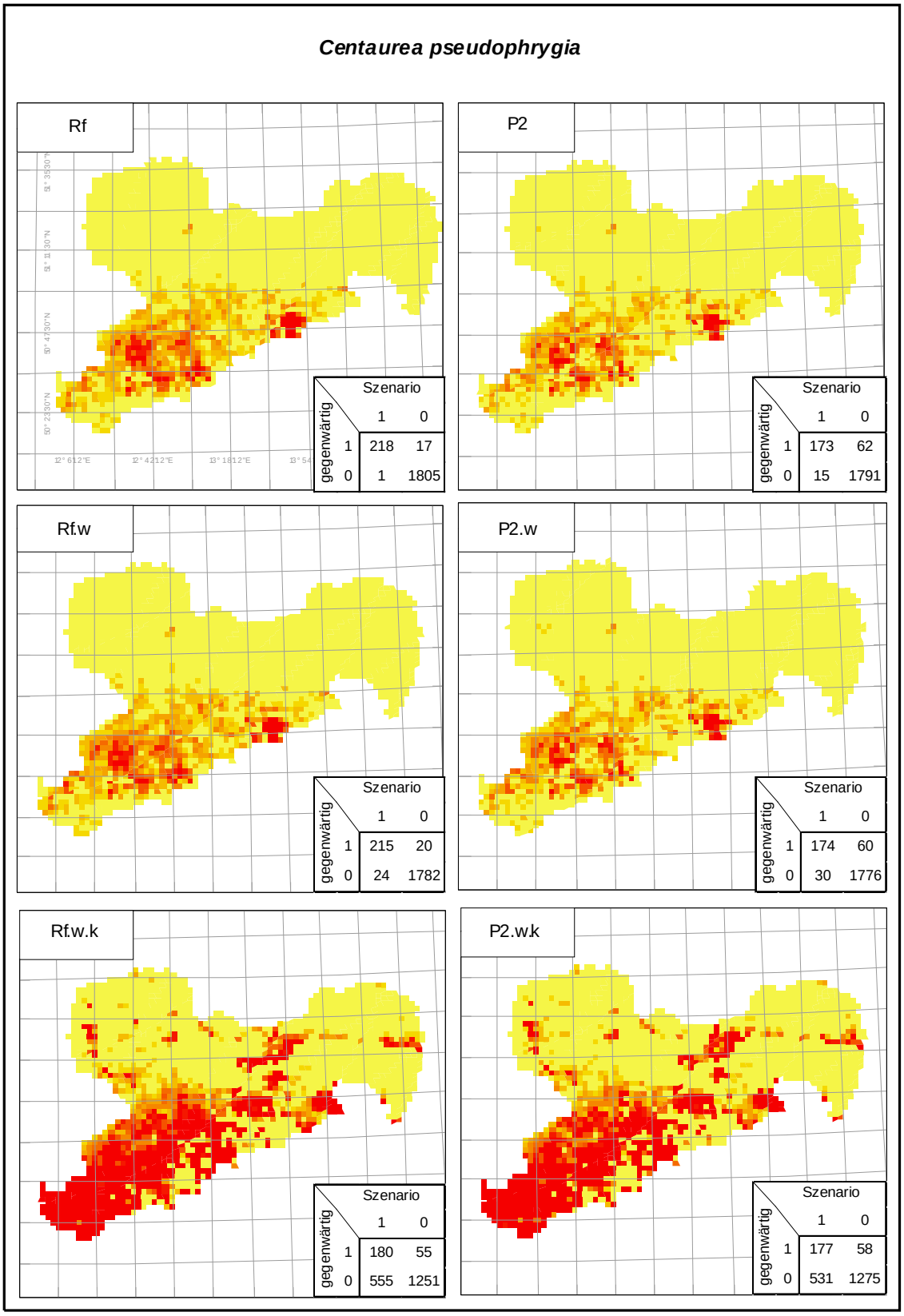


Abbildung A.22: Verbreitung von *Centaurea pseudophrygia* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

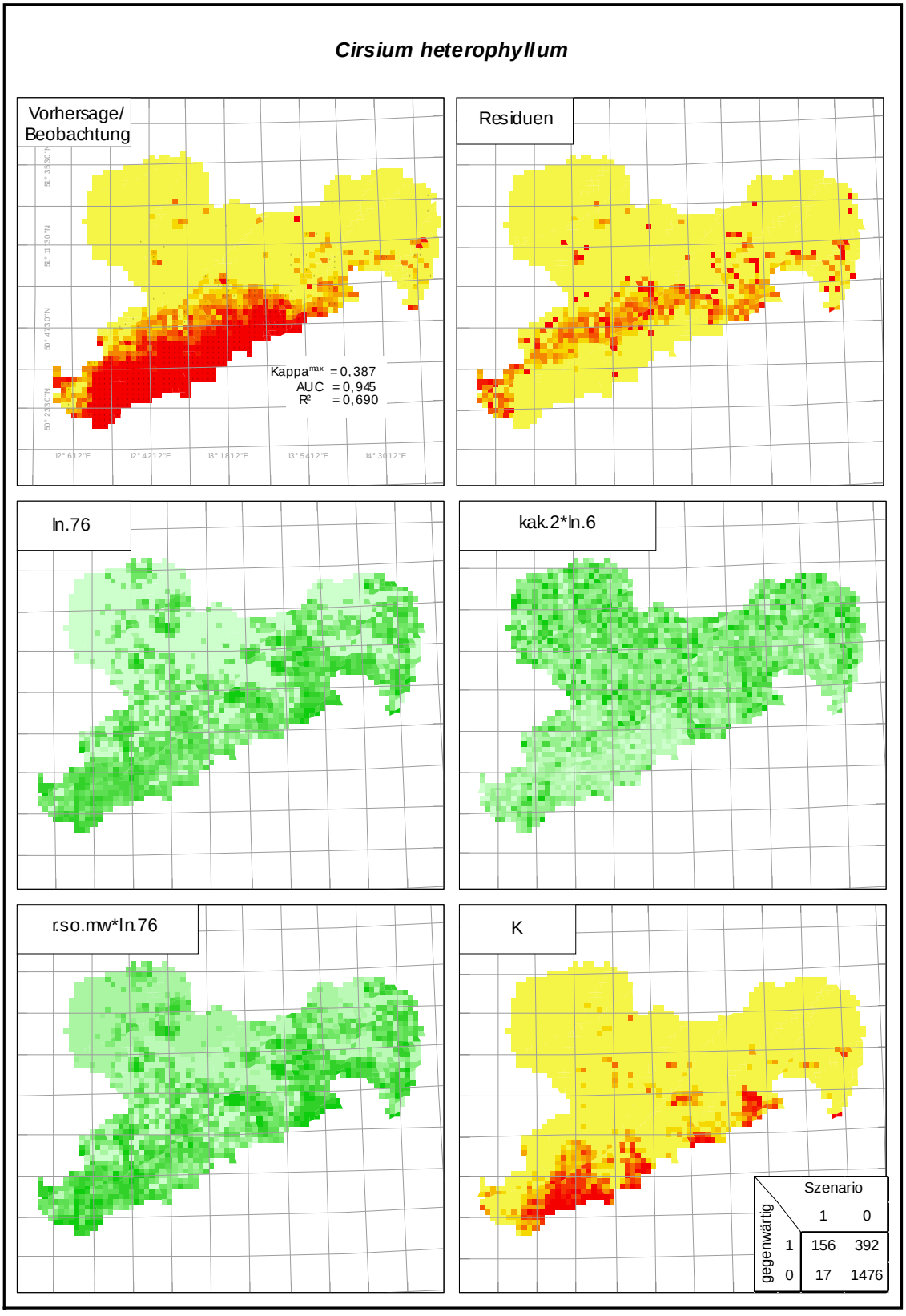


Abbildung A.23: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Cirsium heterophyllum*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

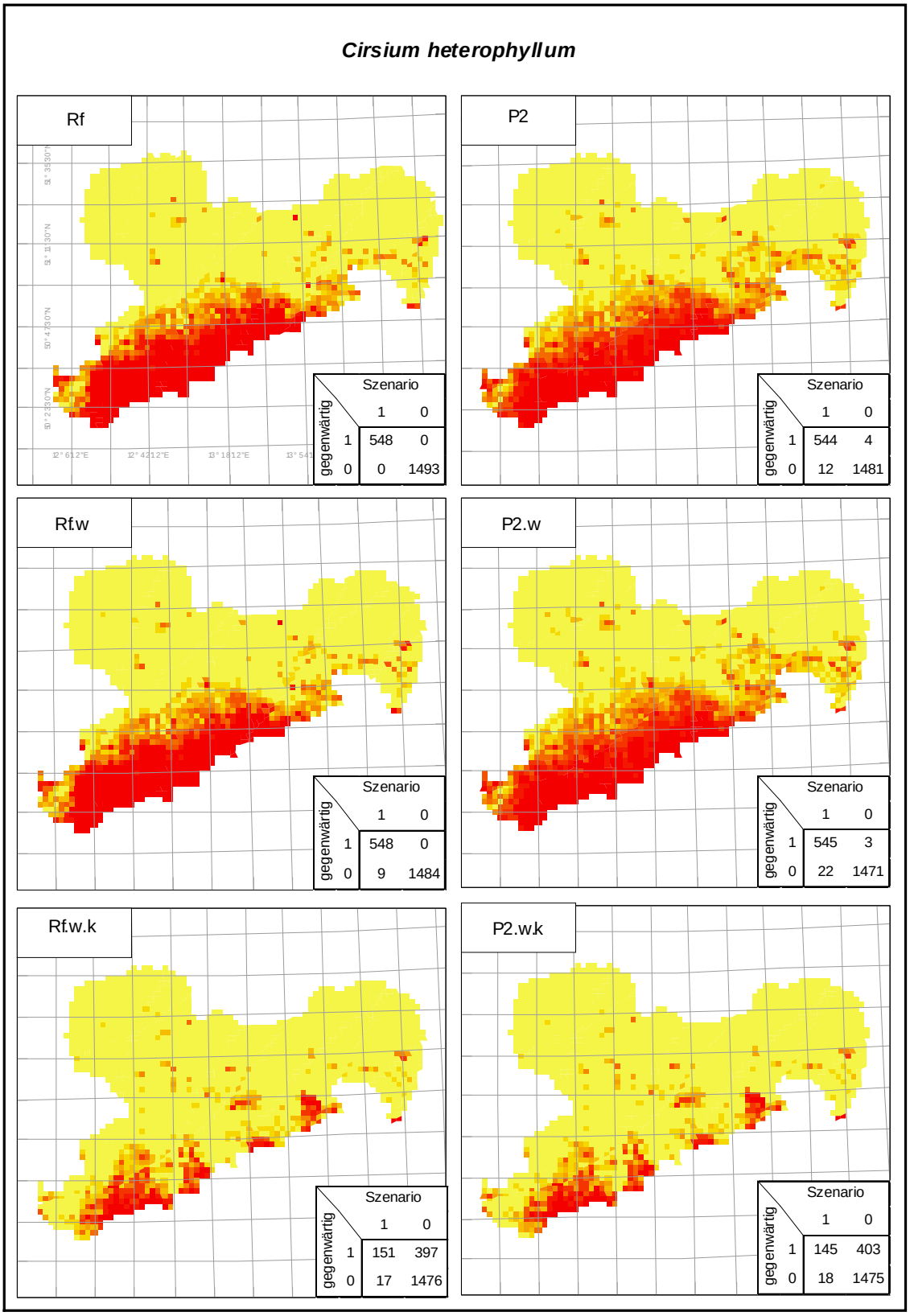


Abbildung A.24: Verbreitung von *Cirsium heterophyllum* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

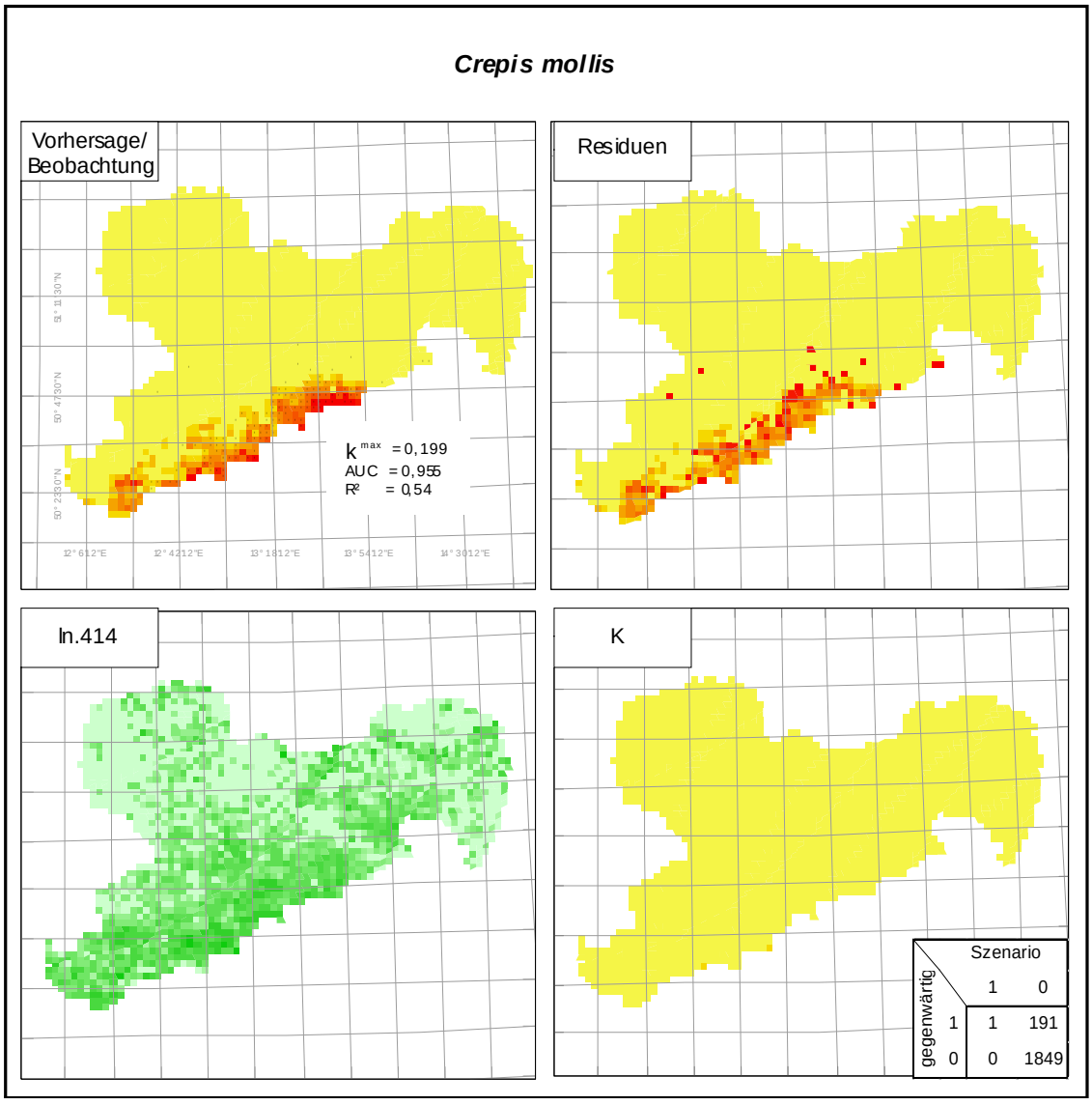


Abbildung A.25: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Crepis mollis*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

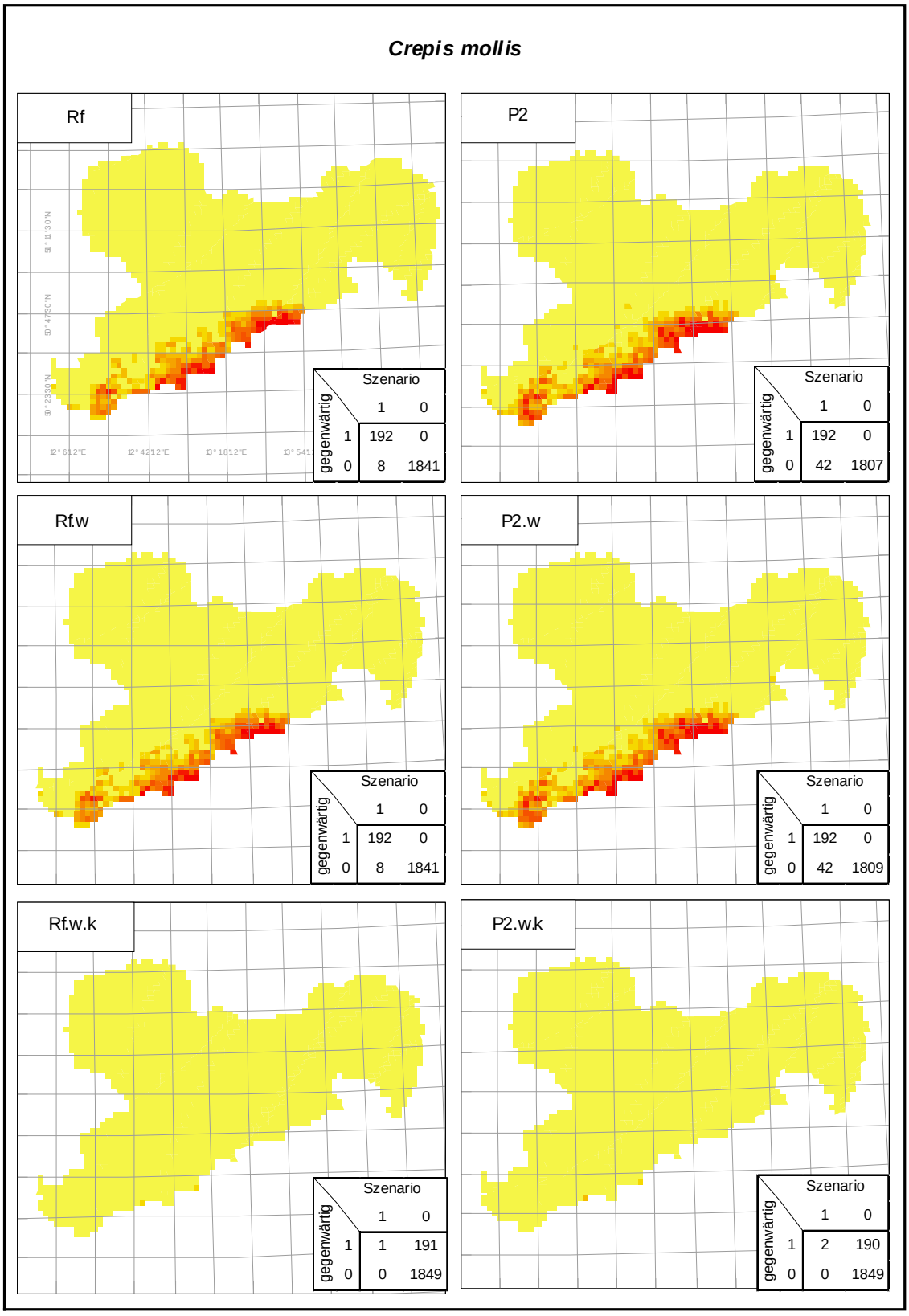


Abbildung A.26: Verbreitung von *Crepis mollis* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

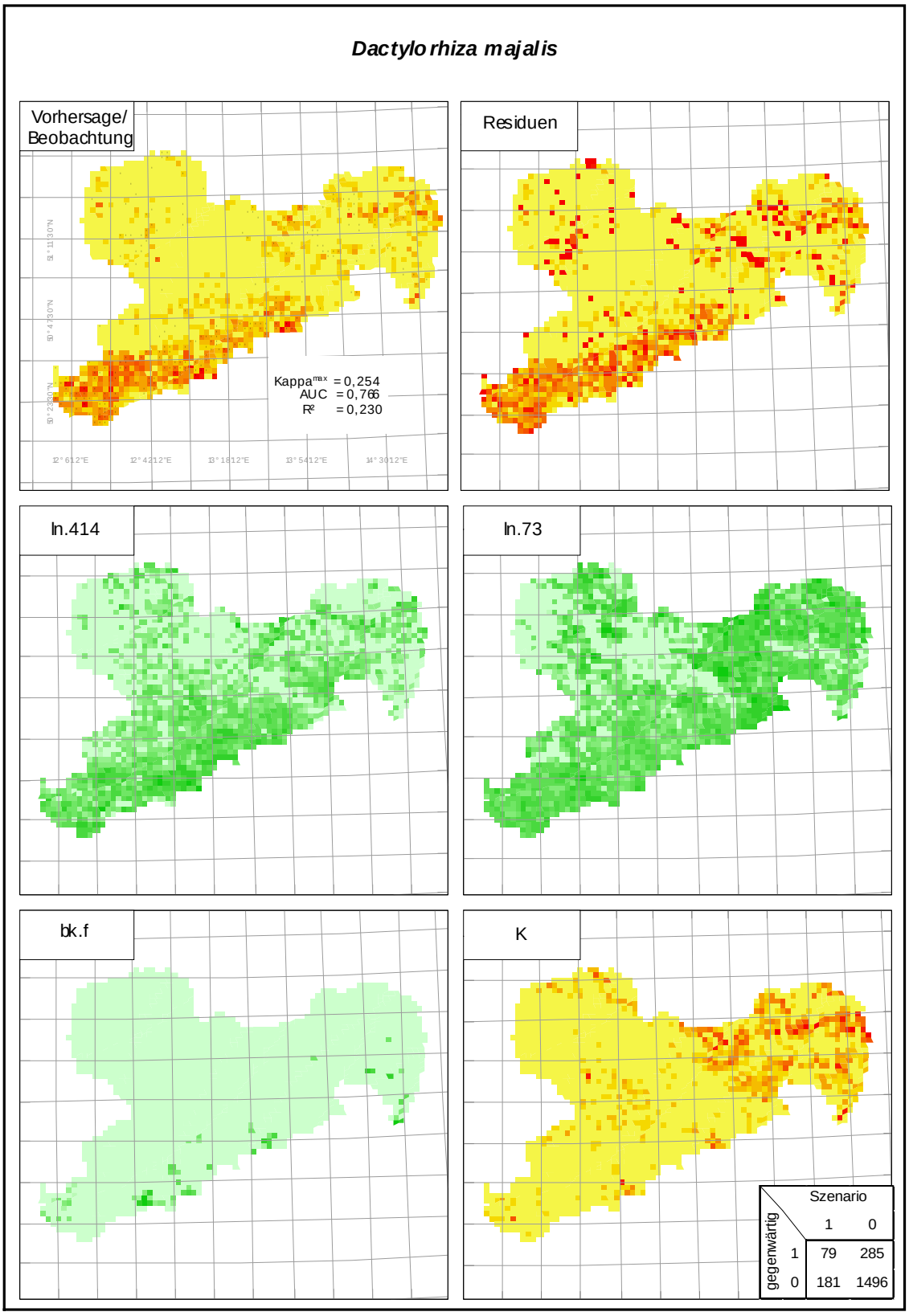


Abbildung A.27: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Dactylorhiza majalis*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

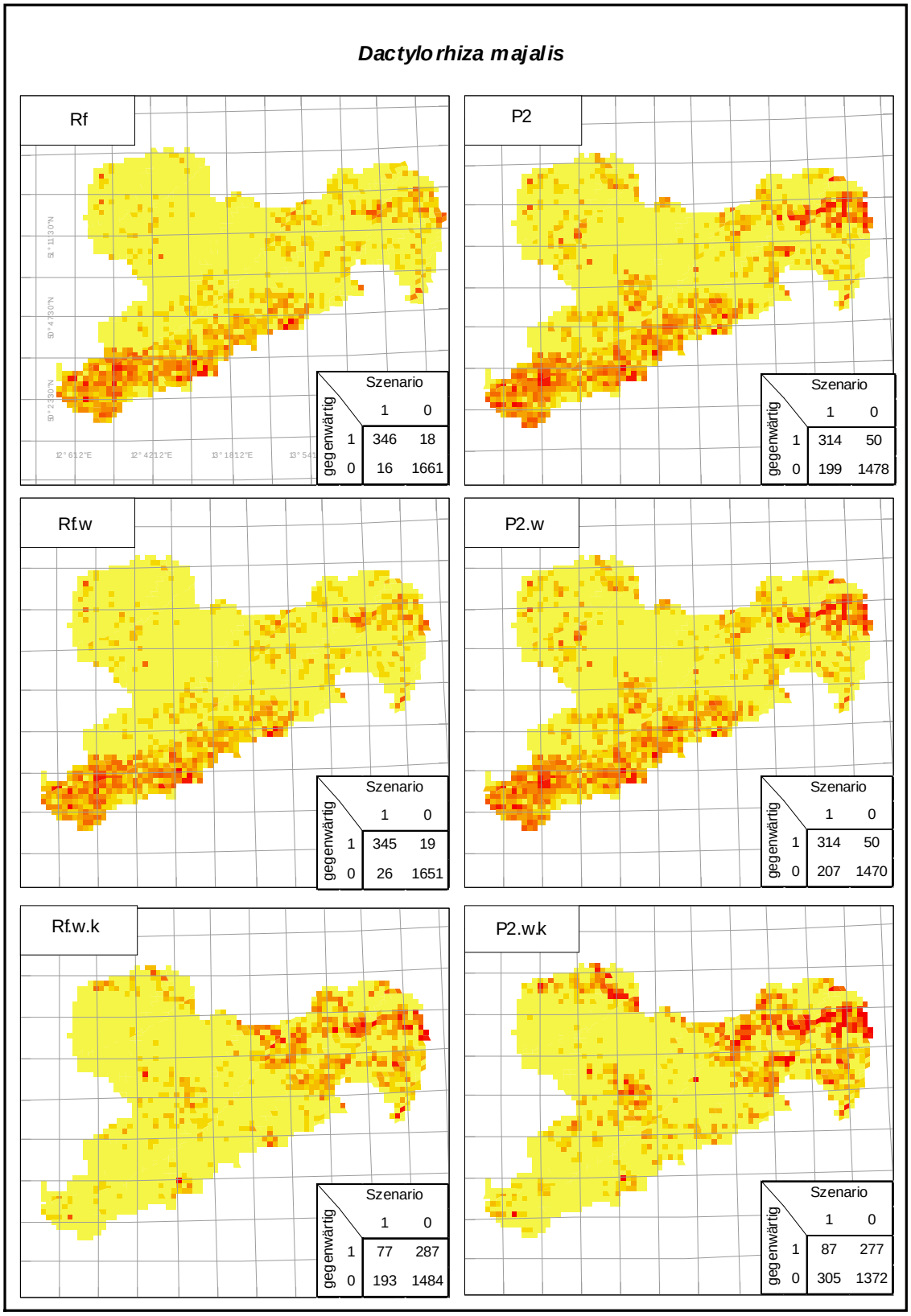


Abbildung A.28: Verbreitung von *Dactylorhiza majalis* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

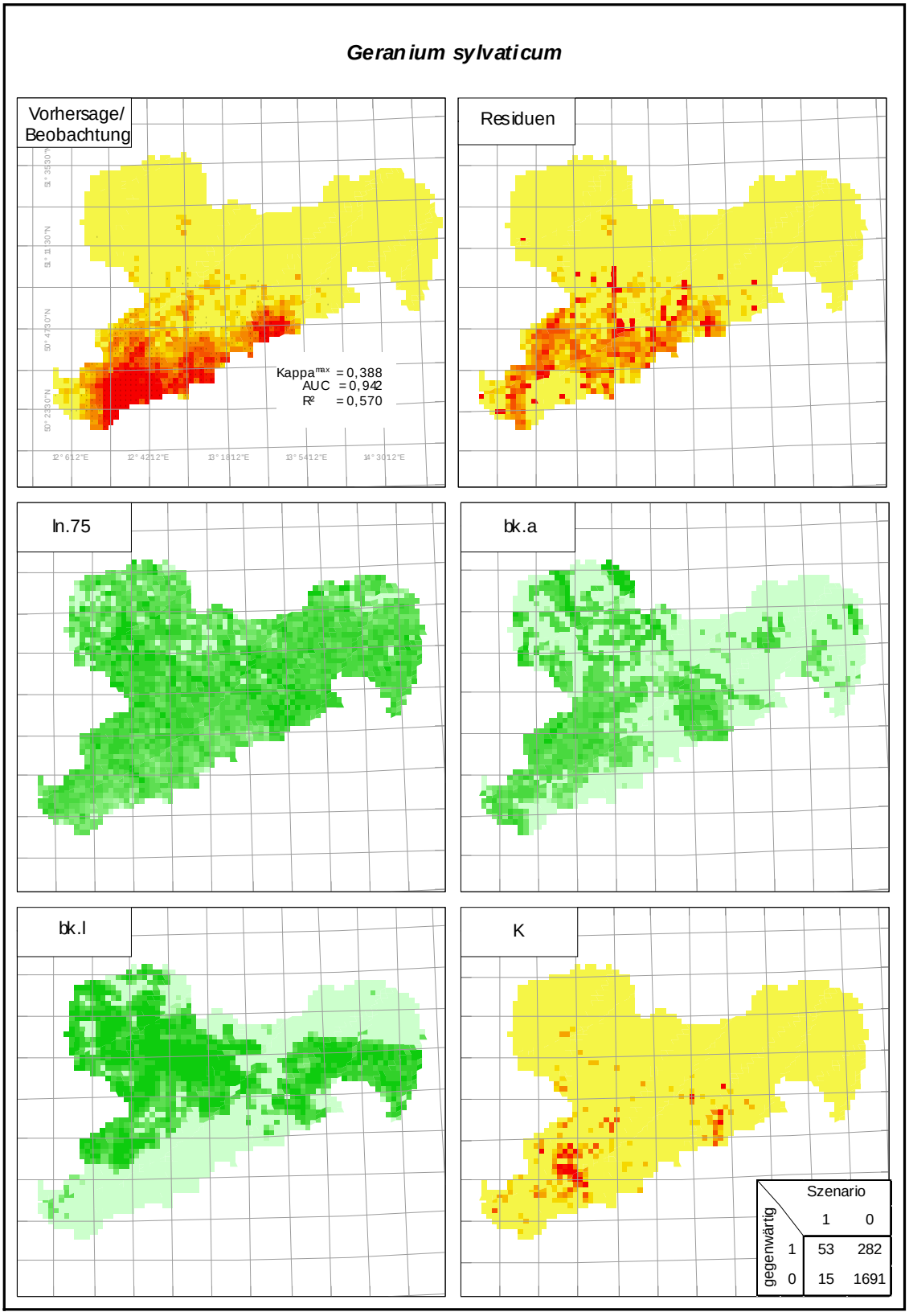


Abbildung A.29: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Geranium sylvaticum*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

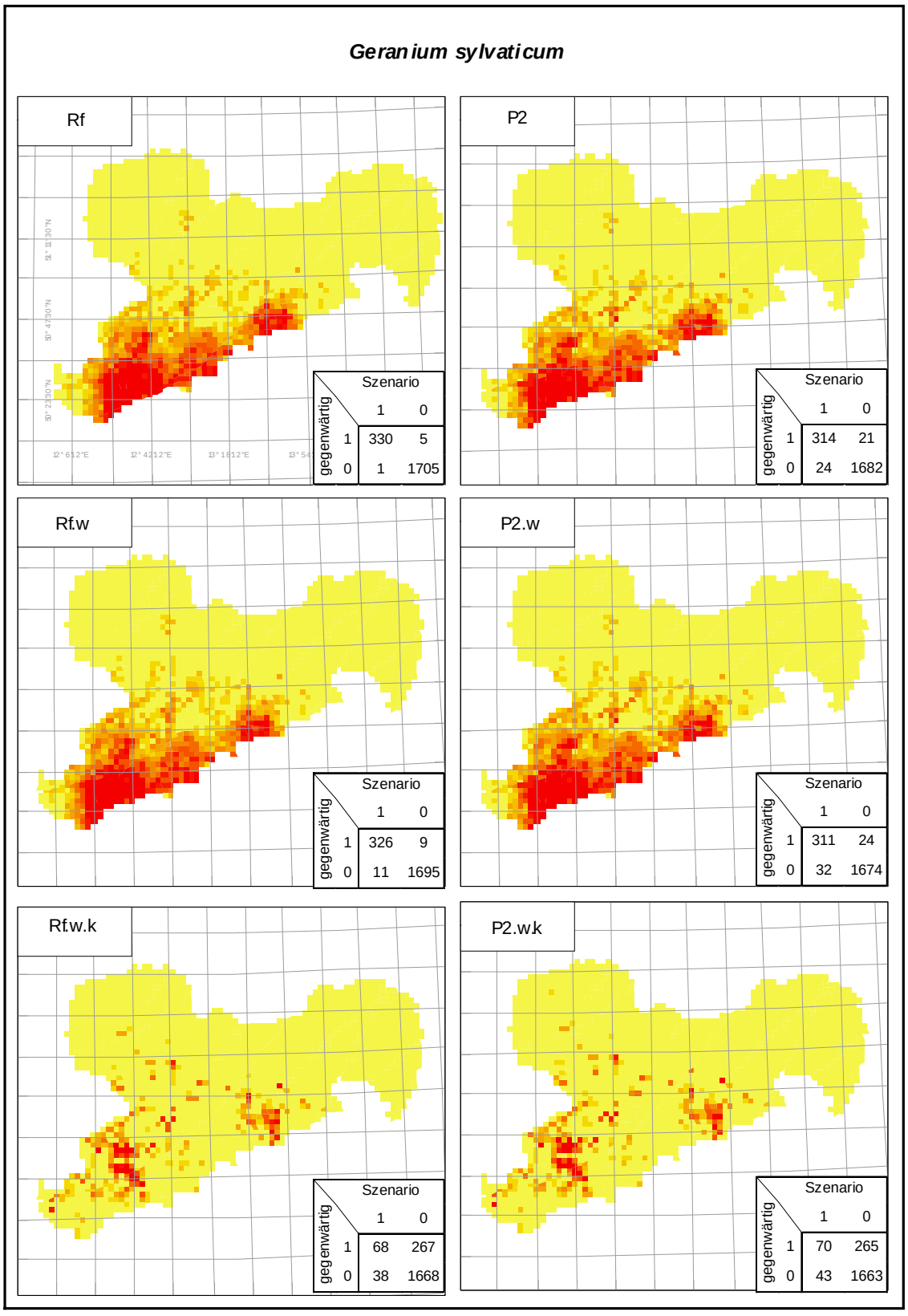


Abbildung A.30: Verbreitung von *Geranium sylvaticum* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

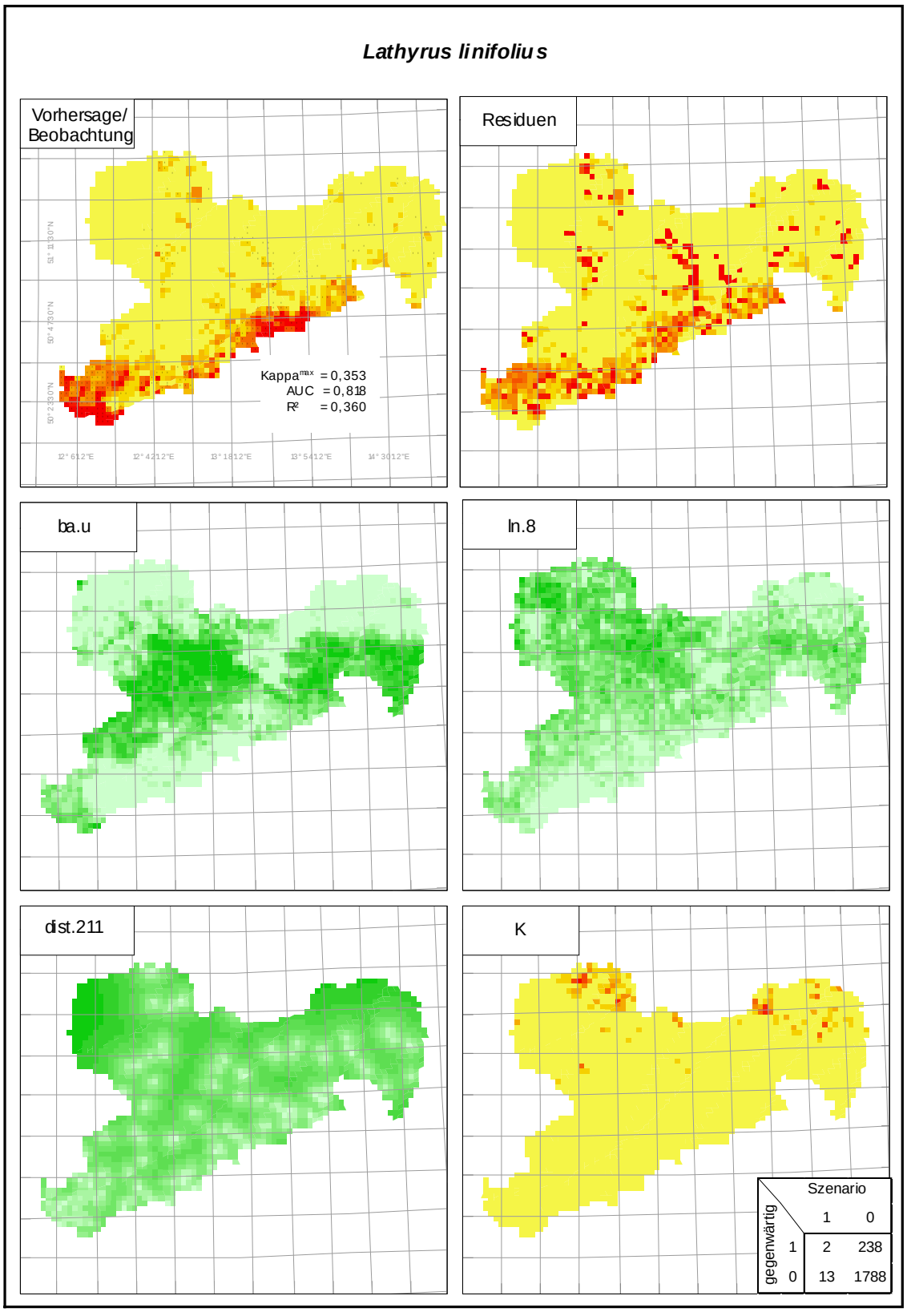


Abbildung A.31: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Lathyrus linifolius*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

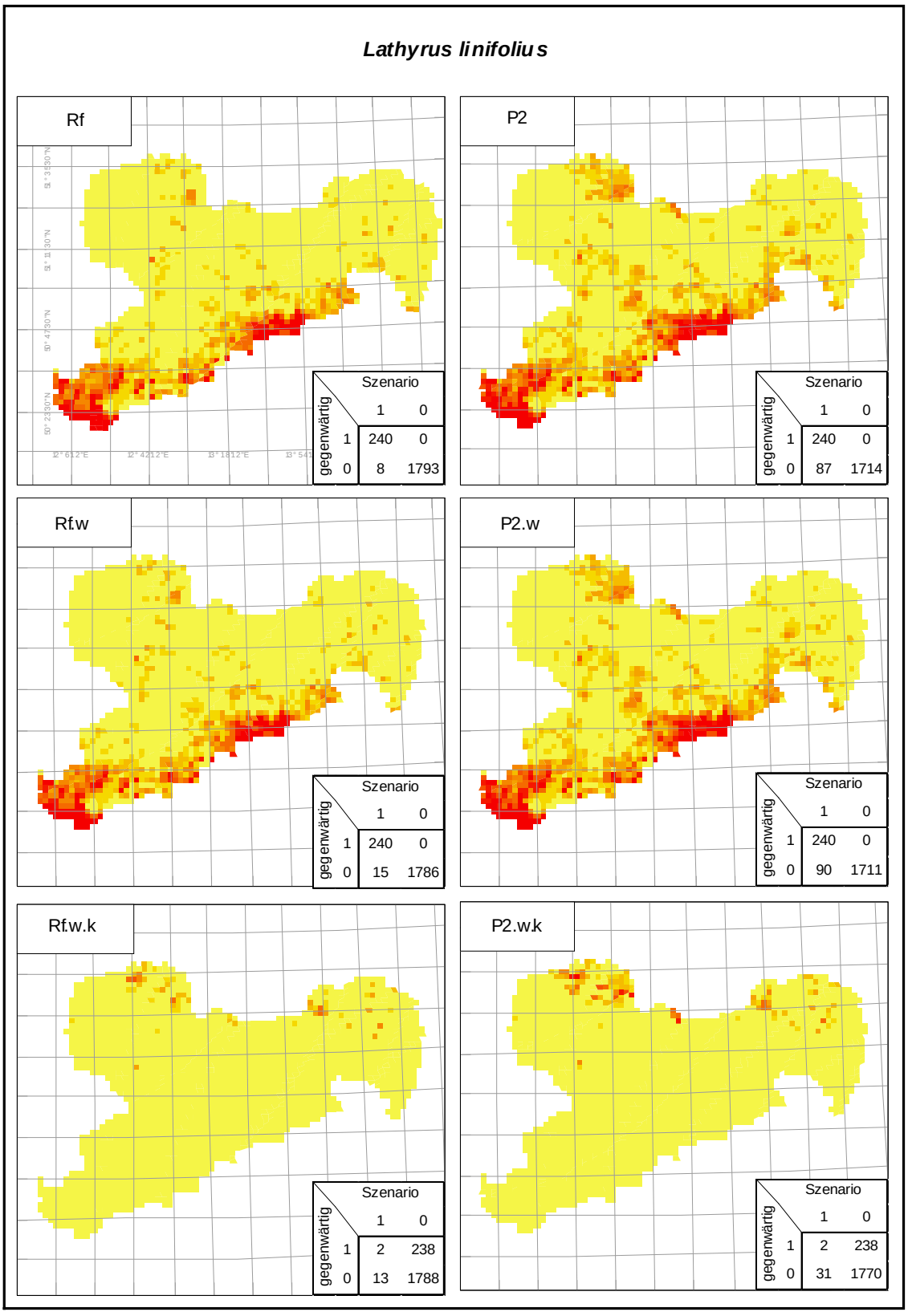


Abbildung A.32: Verbreitung von *Lathyrus linifolius* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

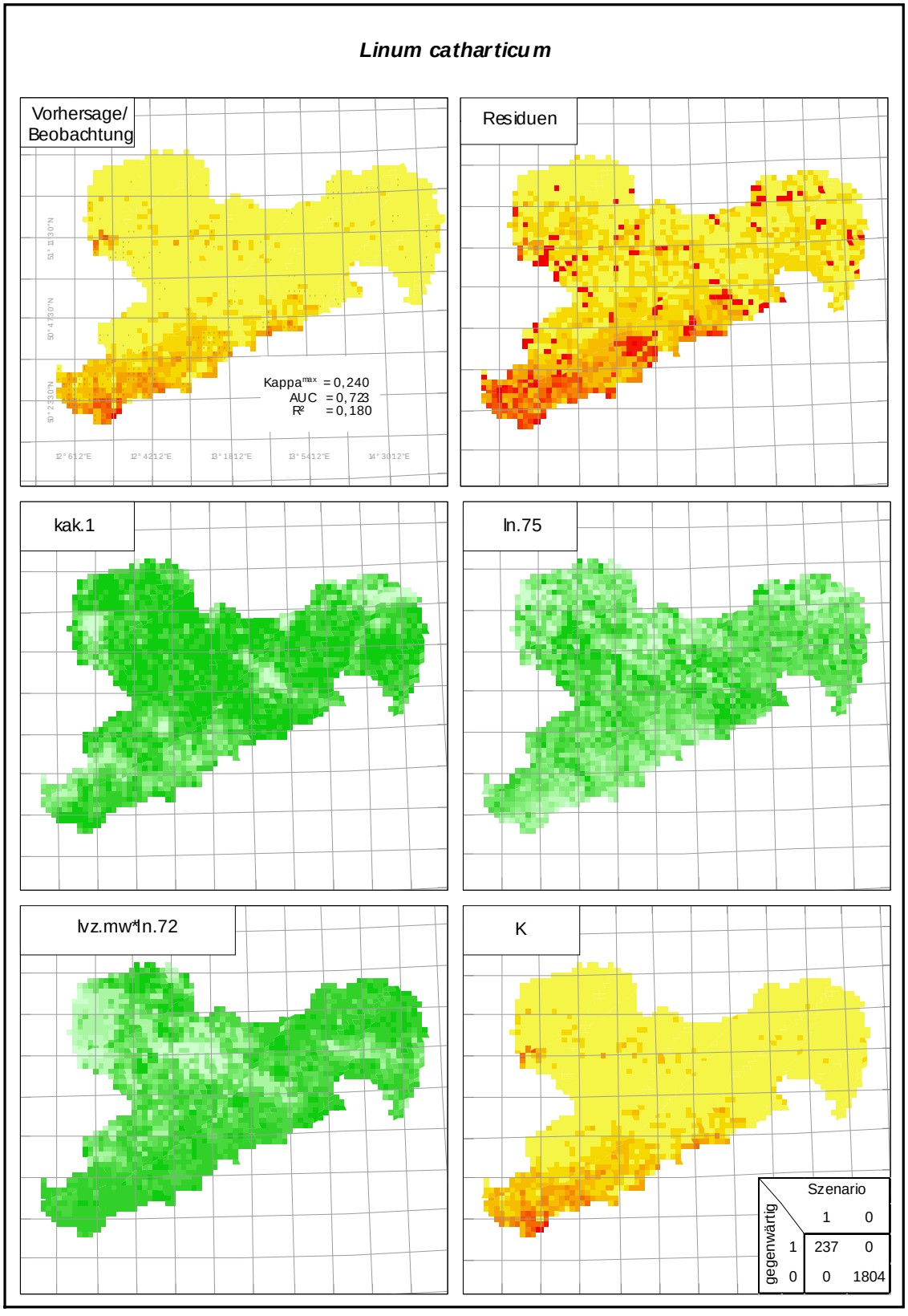


Abbildung A.33: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Linum catharticum*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

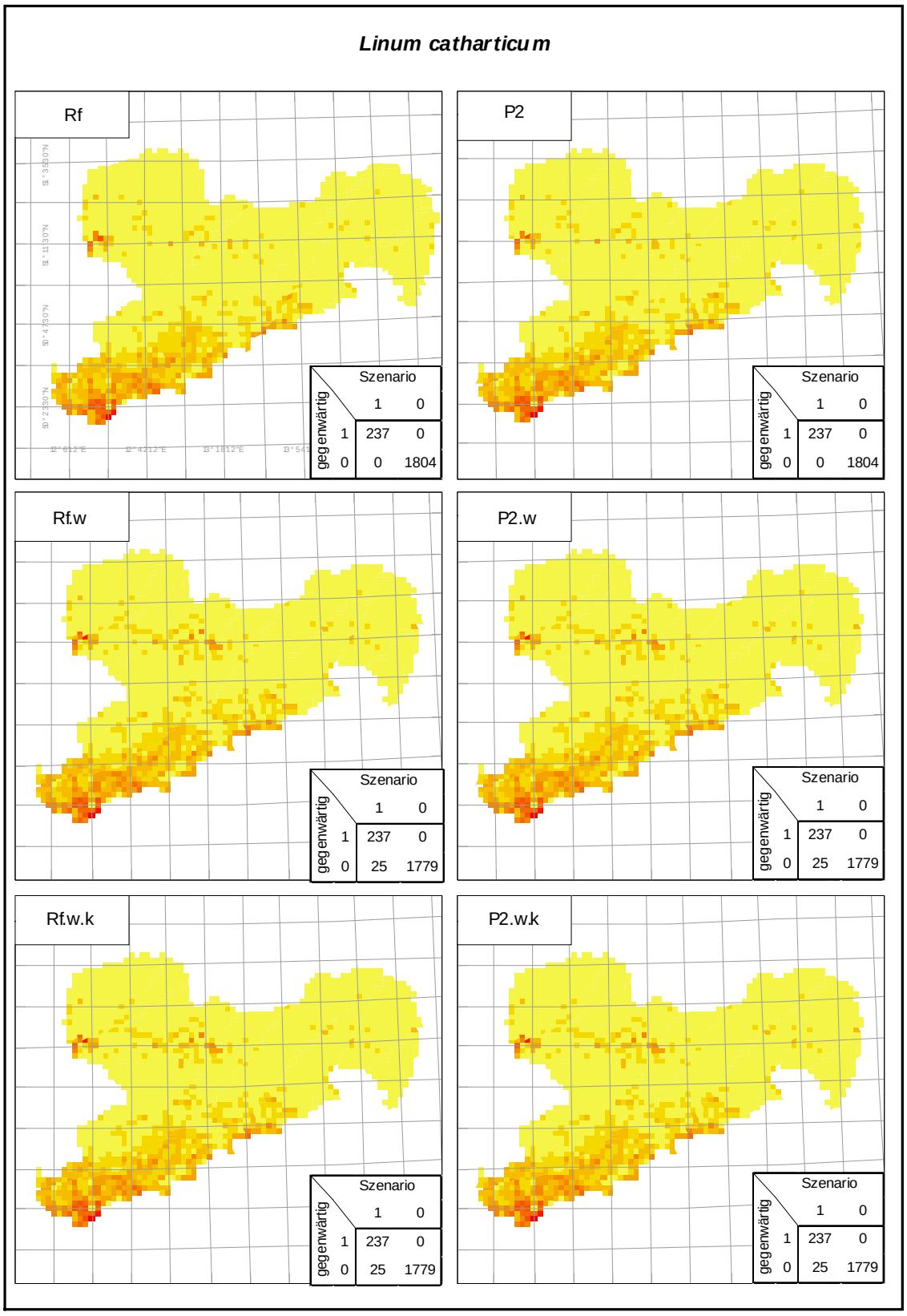


Abbildung A.34: Verbreitung von *Linum catharticum* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

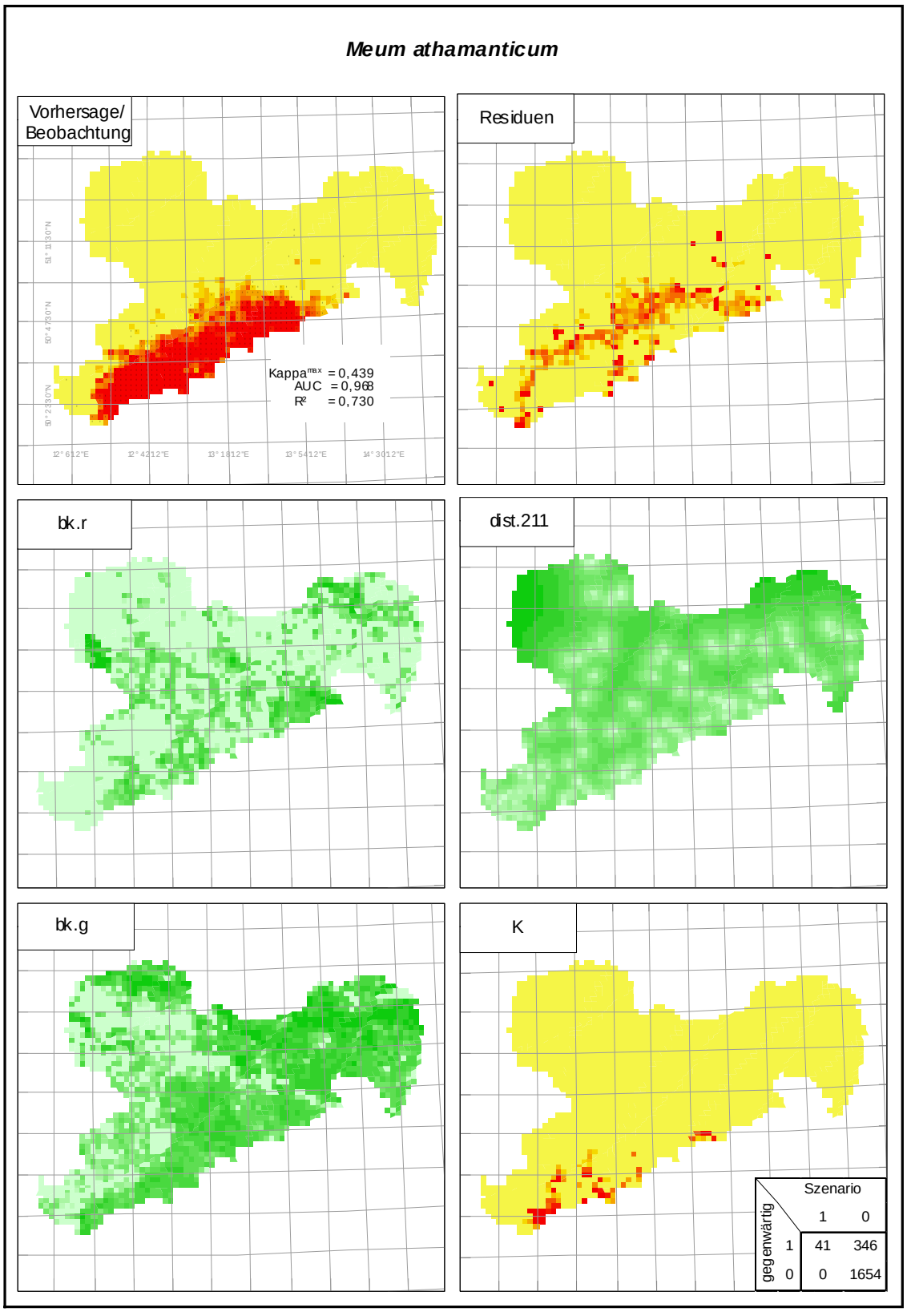


Abbildung A.35: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Meum athamanticum*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

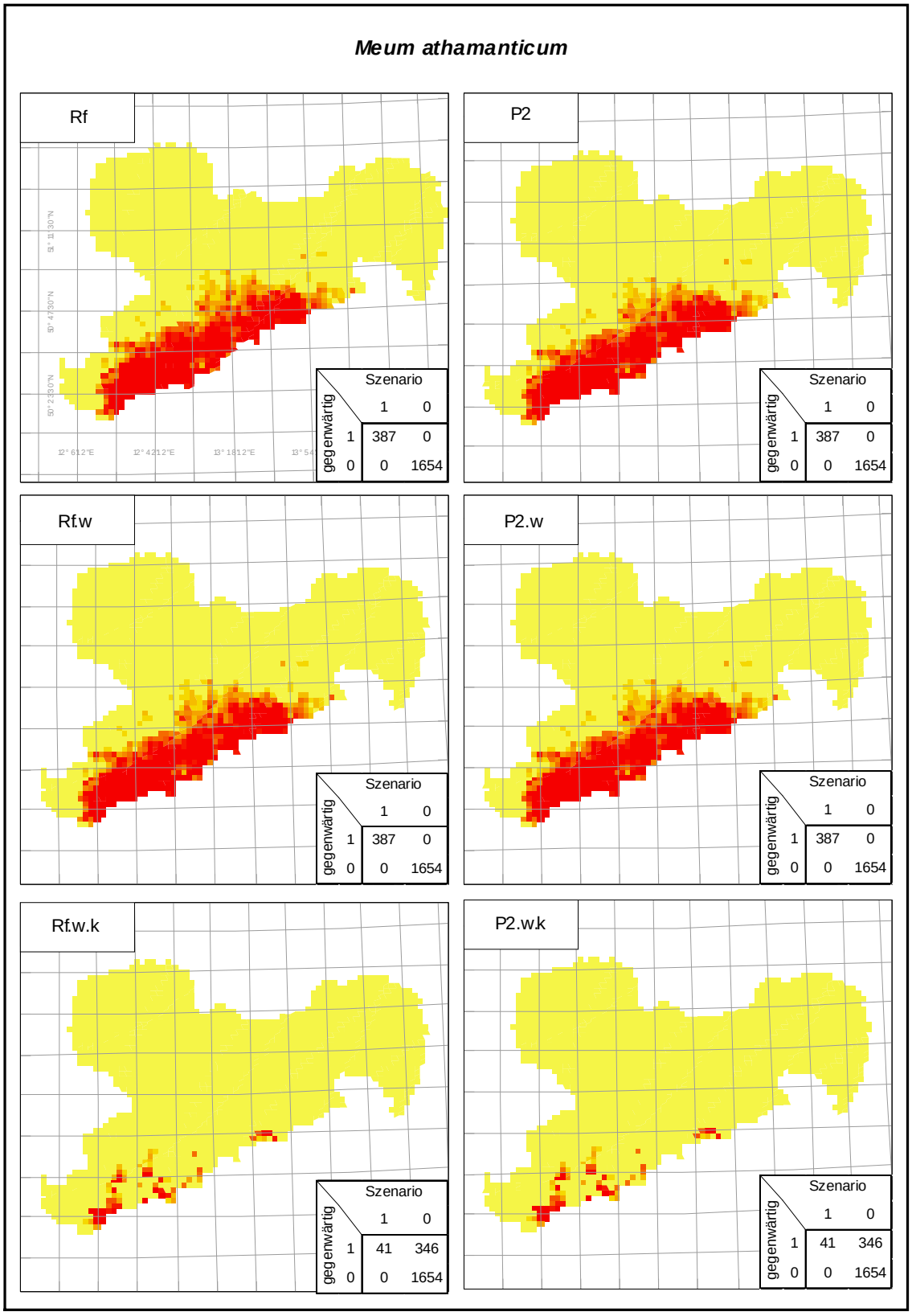


Abbildung A.36: Verbreitung von *Meum athamanticum* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

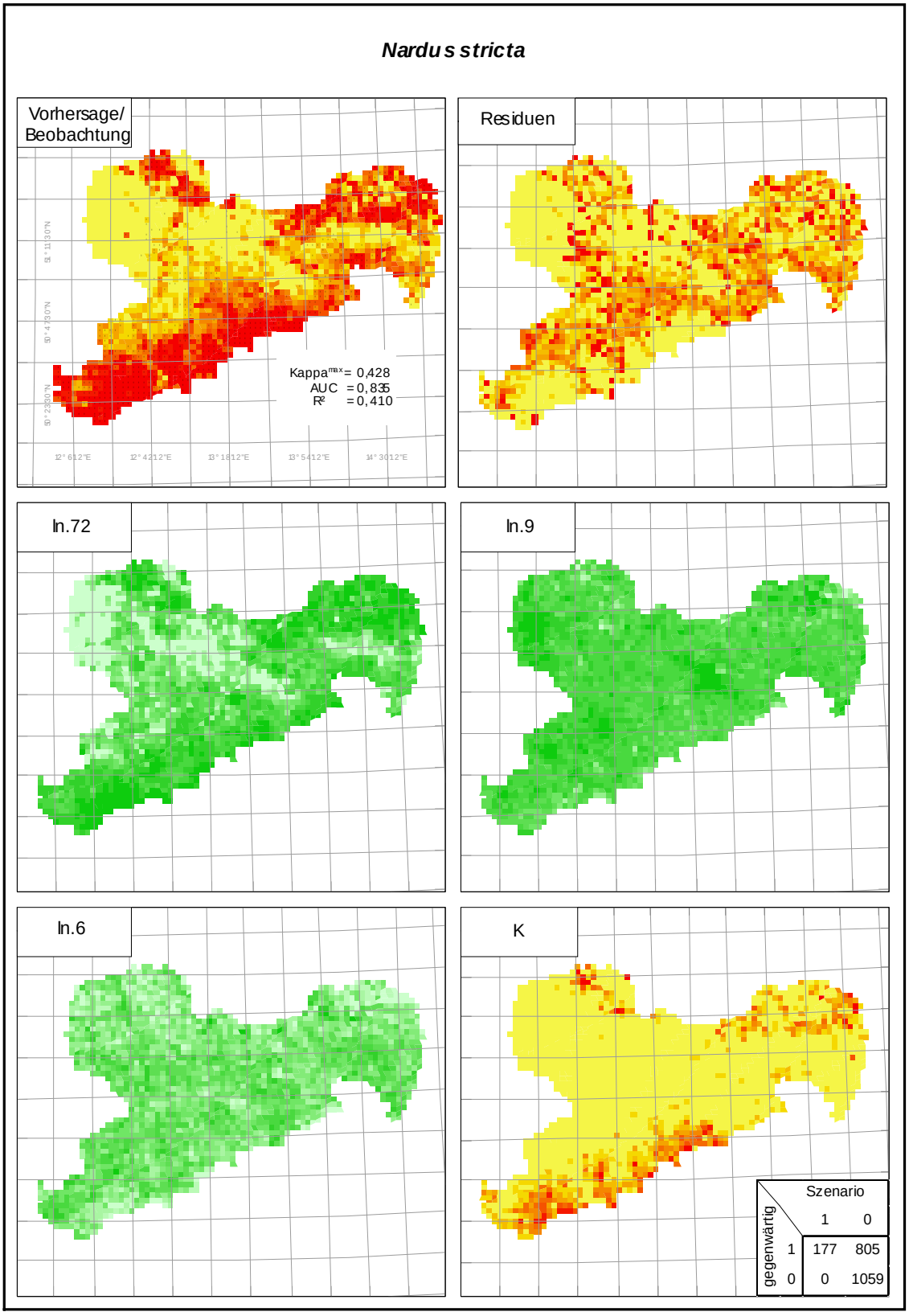


Abbildung A.37: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Nardus stricta*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

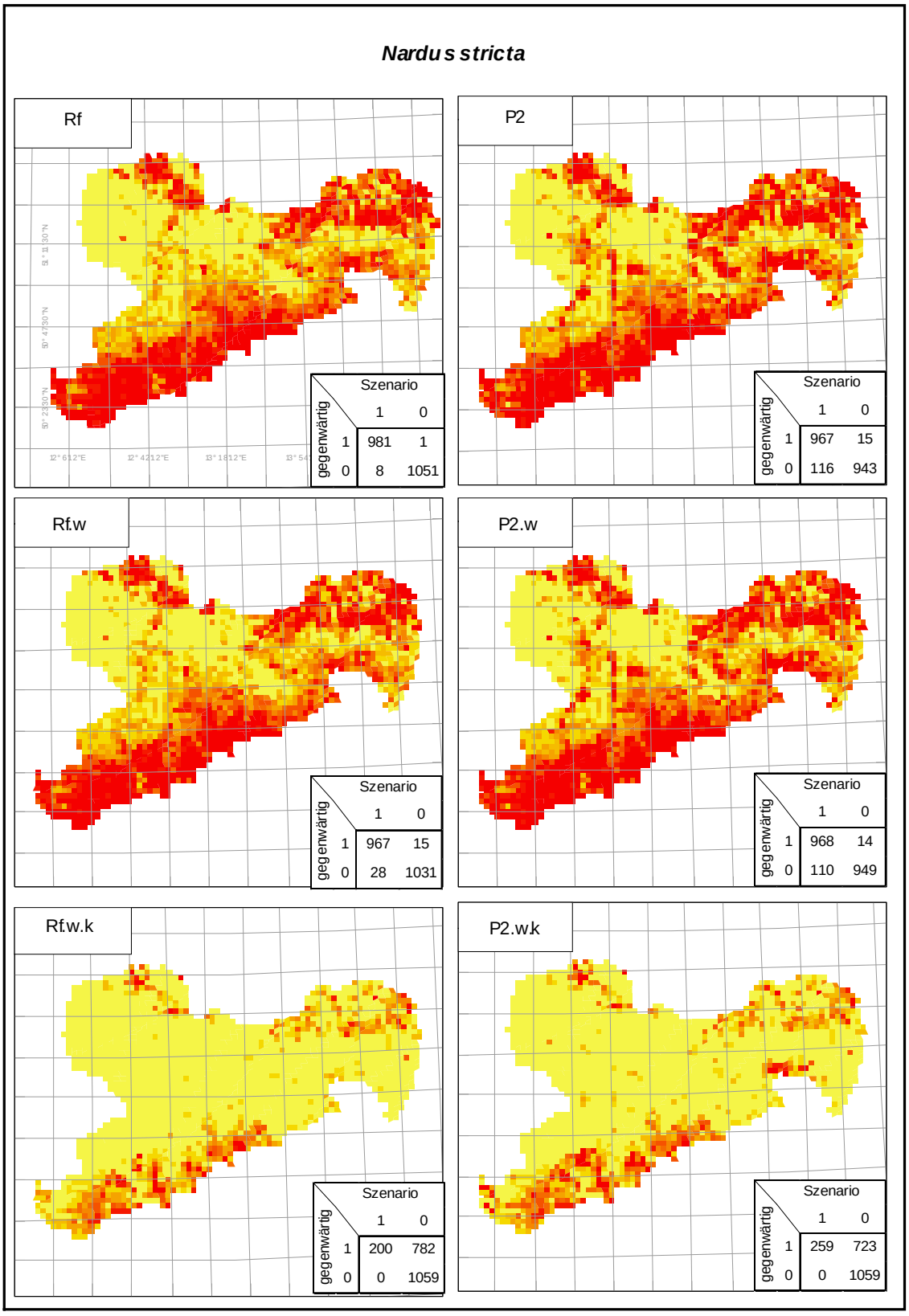


Abbildung A.38: Verbreitung von *Nardus stricta* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

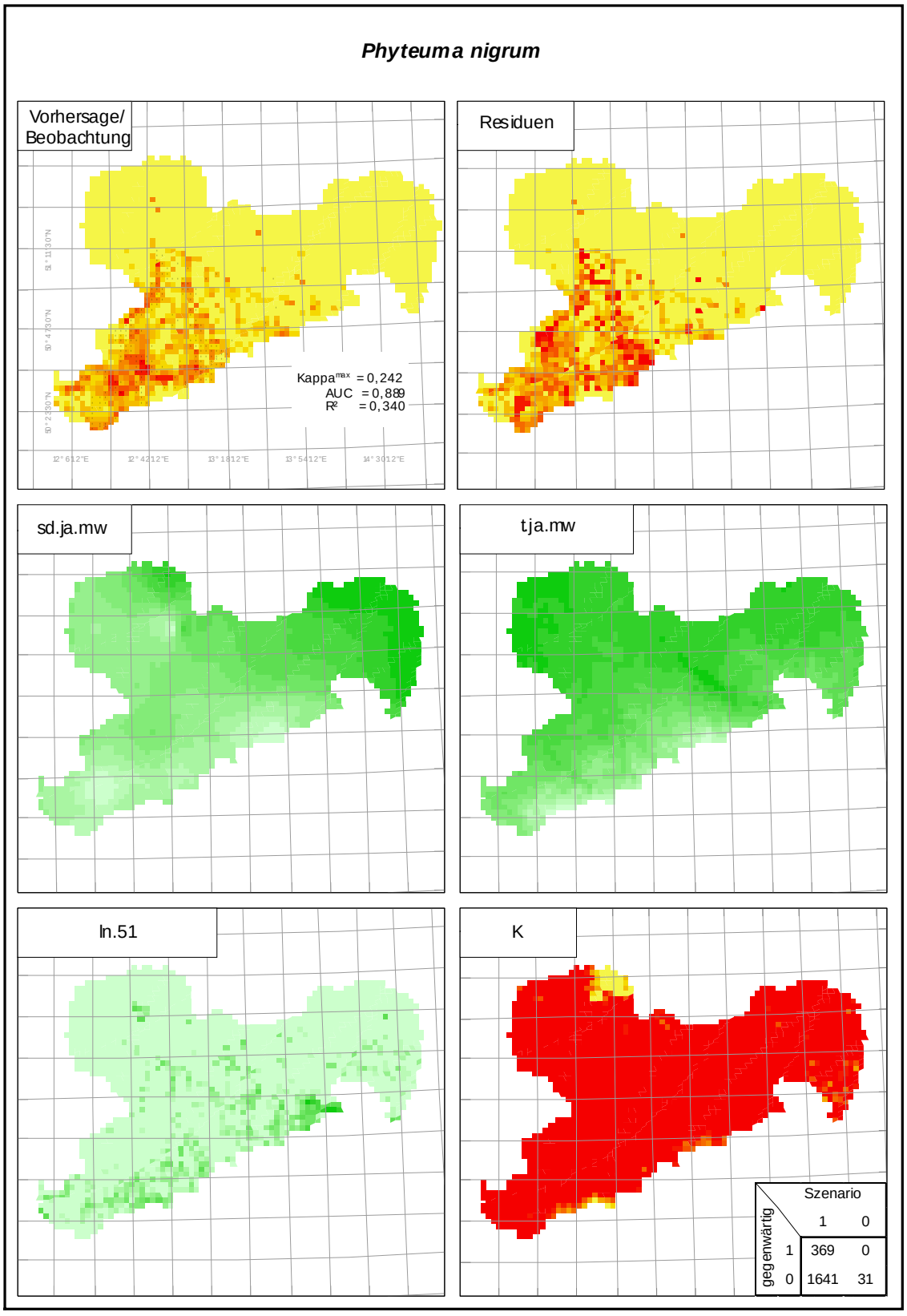


Abbildung A.39: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Phyteuma nigrum*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

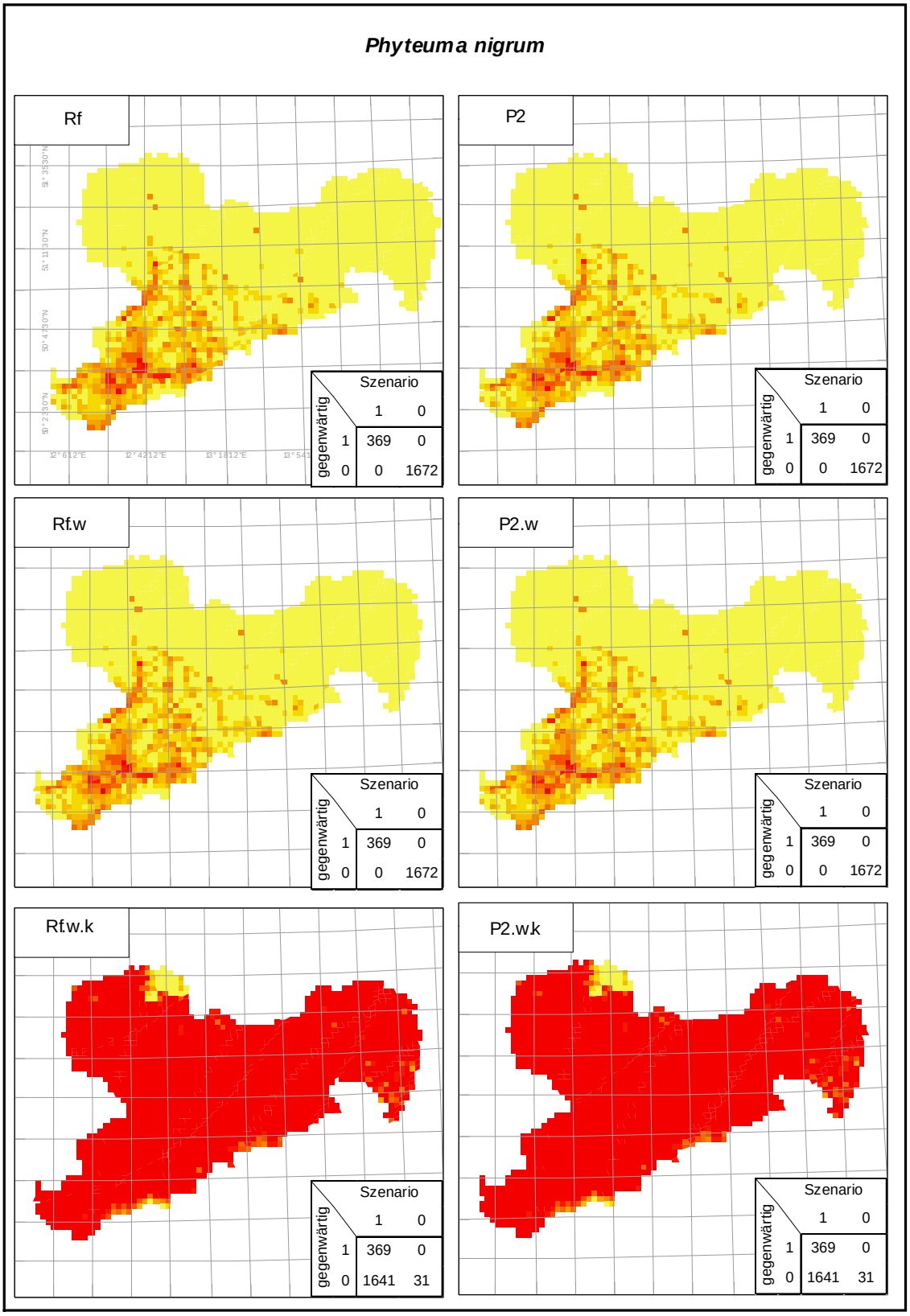


Abbildung A.40: Verbreitung von *Phyteuma nigrum* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

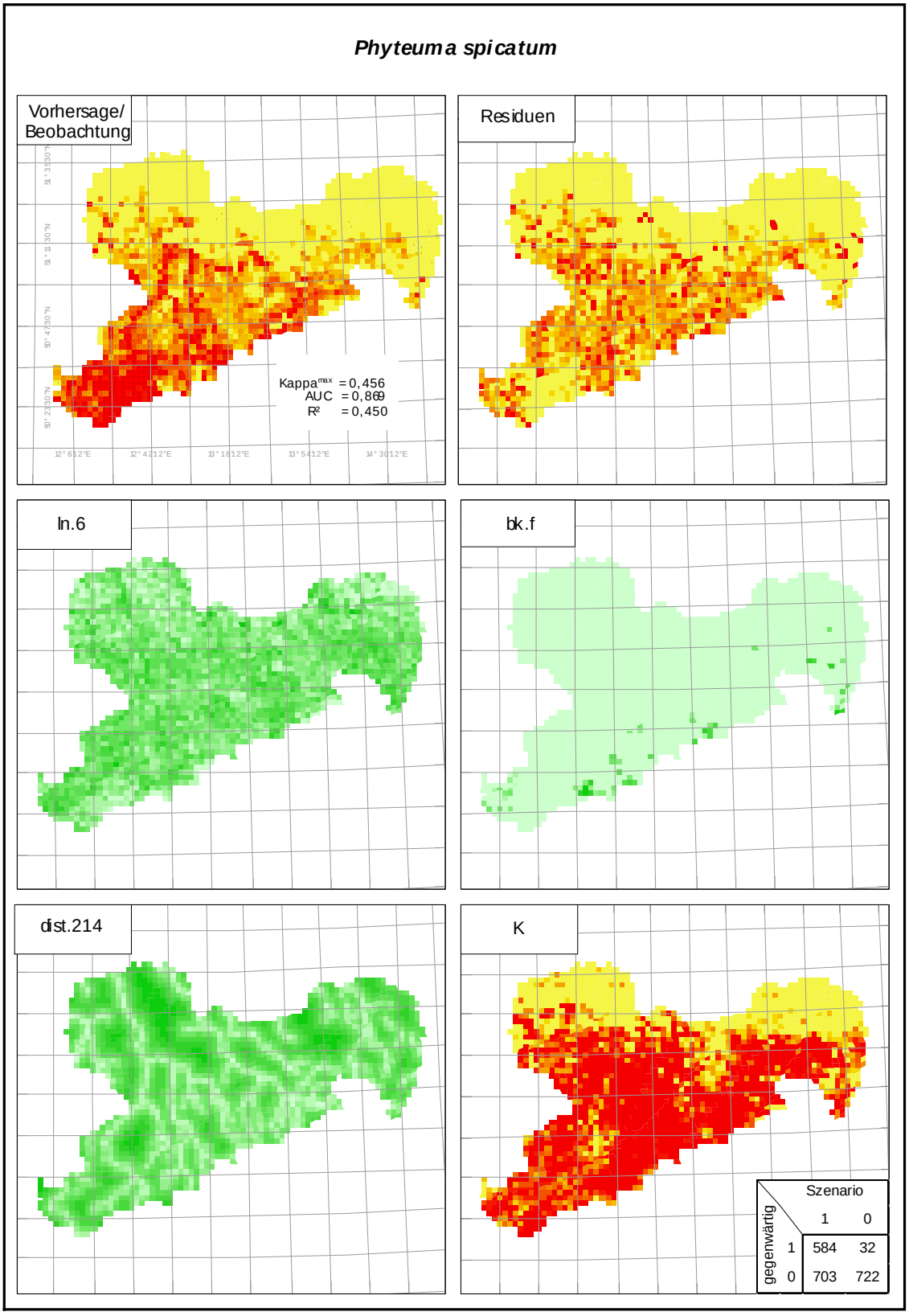


Abbildung A.41: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Phyteuma spicatum*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

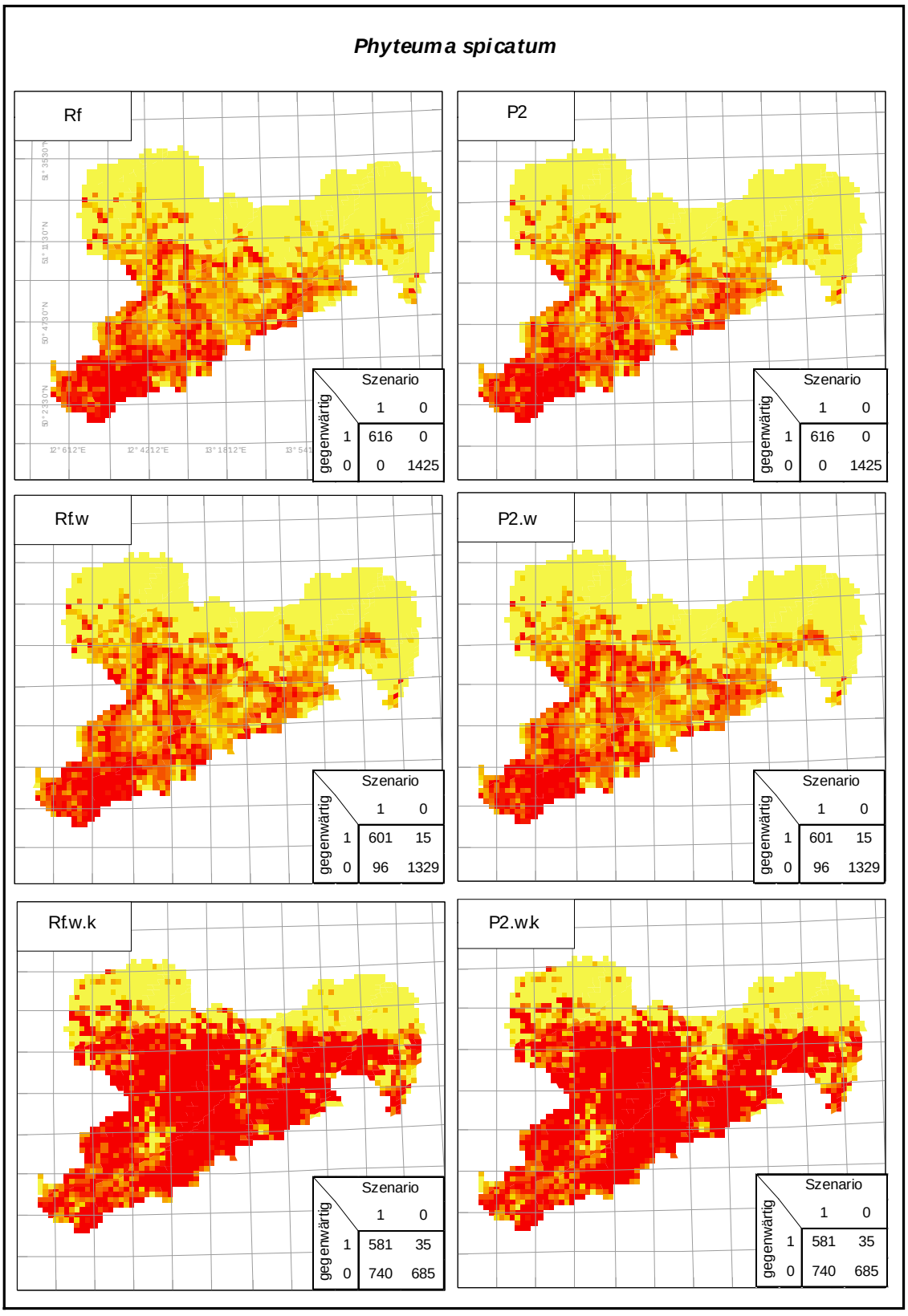


Abbildung A.42: Verbreitung von *Phyteuma spicatum* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

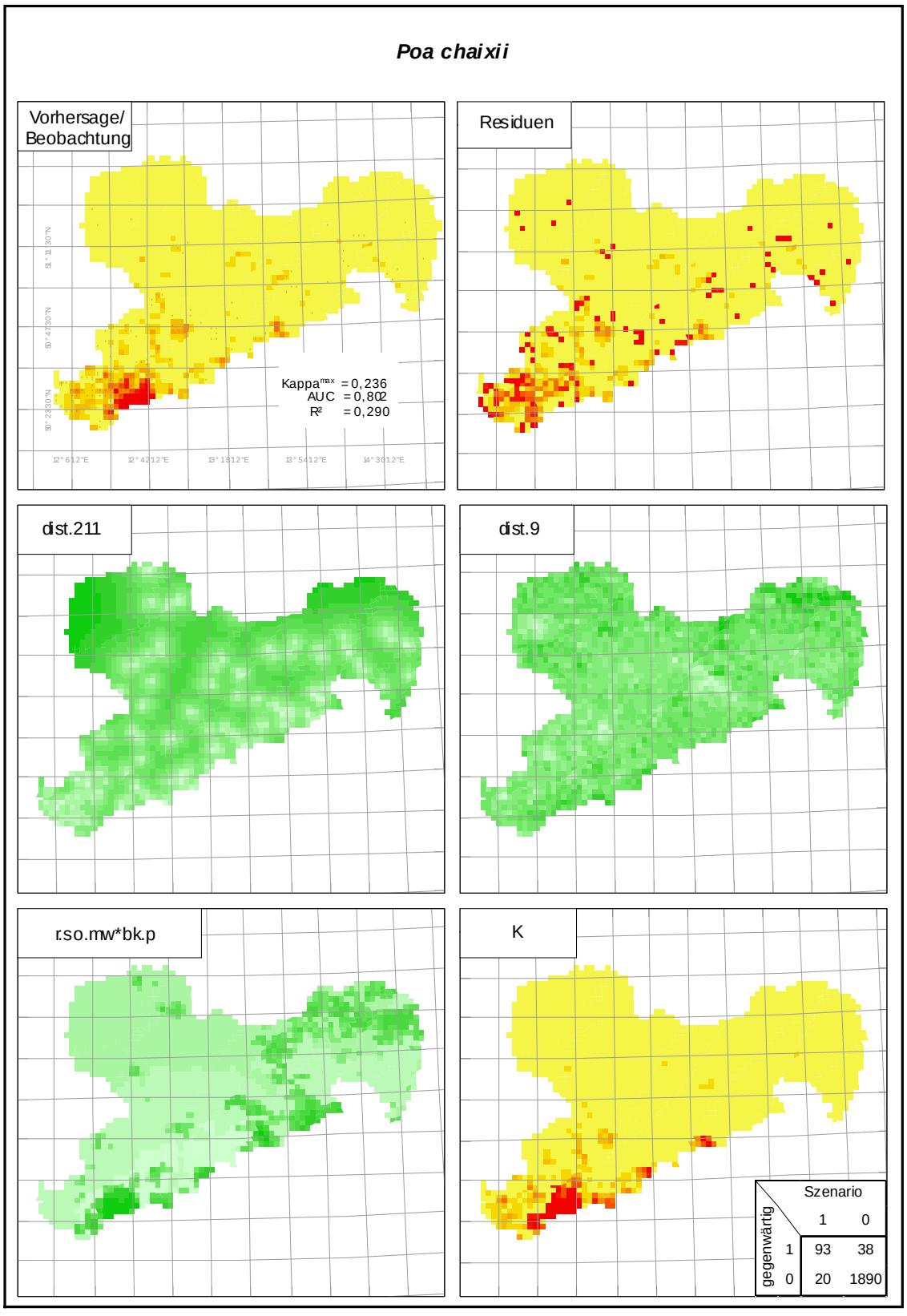


Abbildung A.43: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Poa chaixii*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

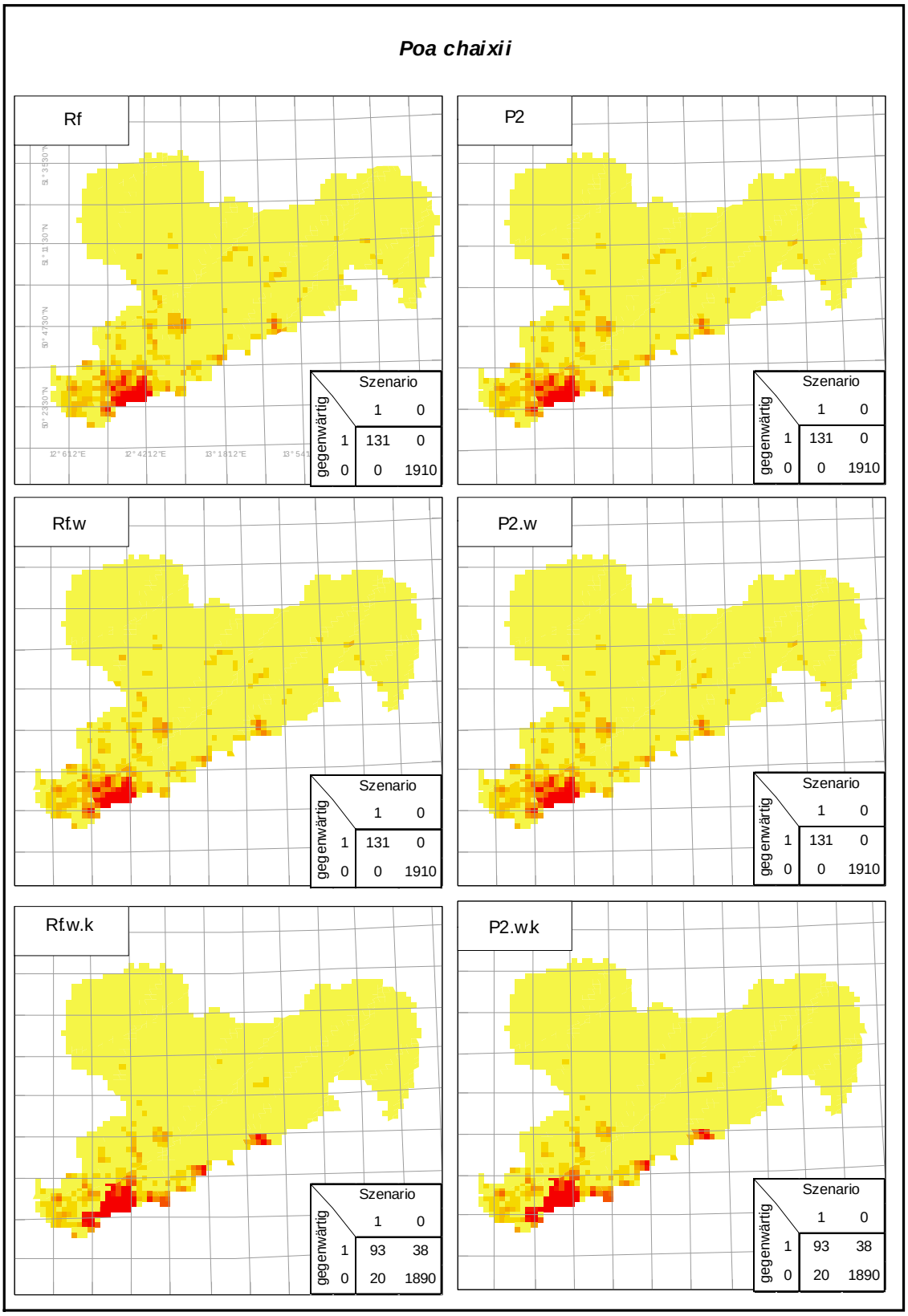


Abbildung A.44: Verbreitung von *Poa chaixii* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

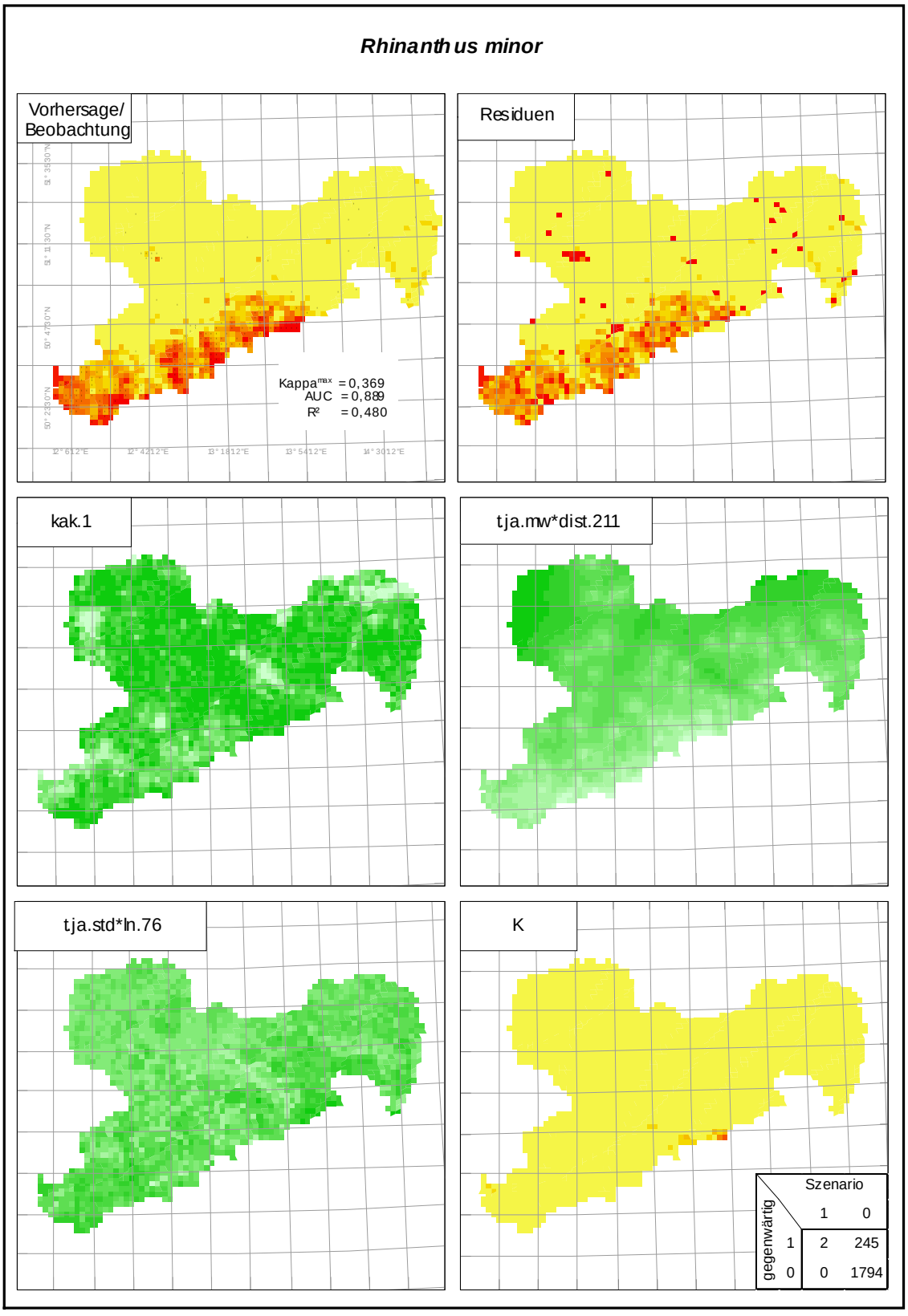


Abbildung A.45: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Rhinanthus minor*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

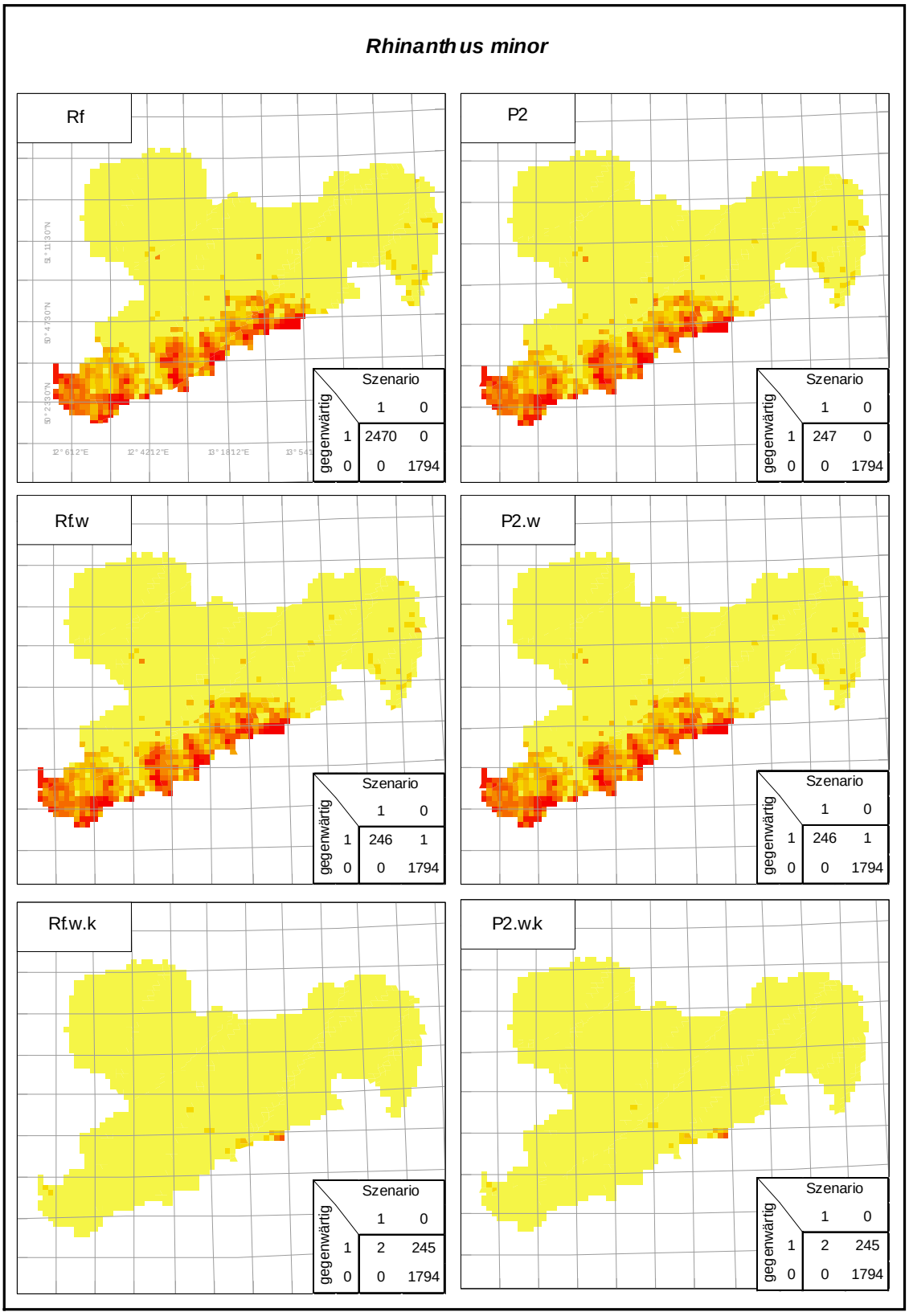


Abbildung A.46: Verbreitung von *Rhinanthus minor* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

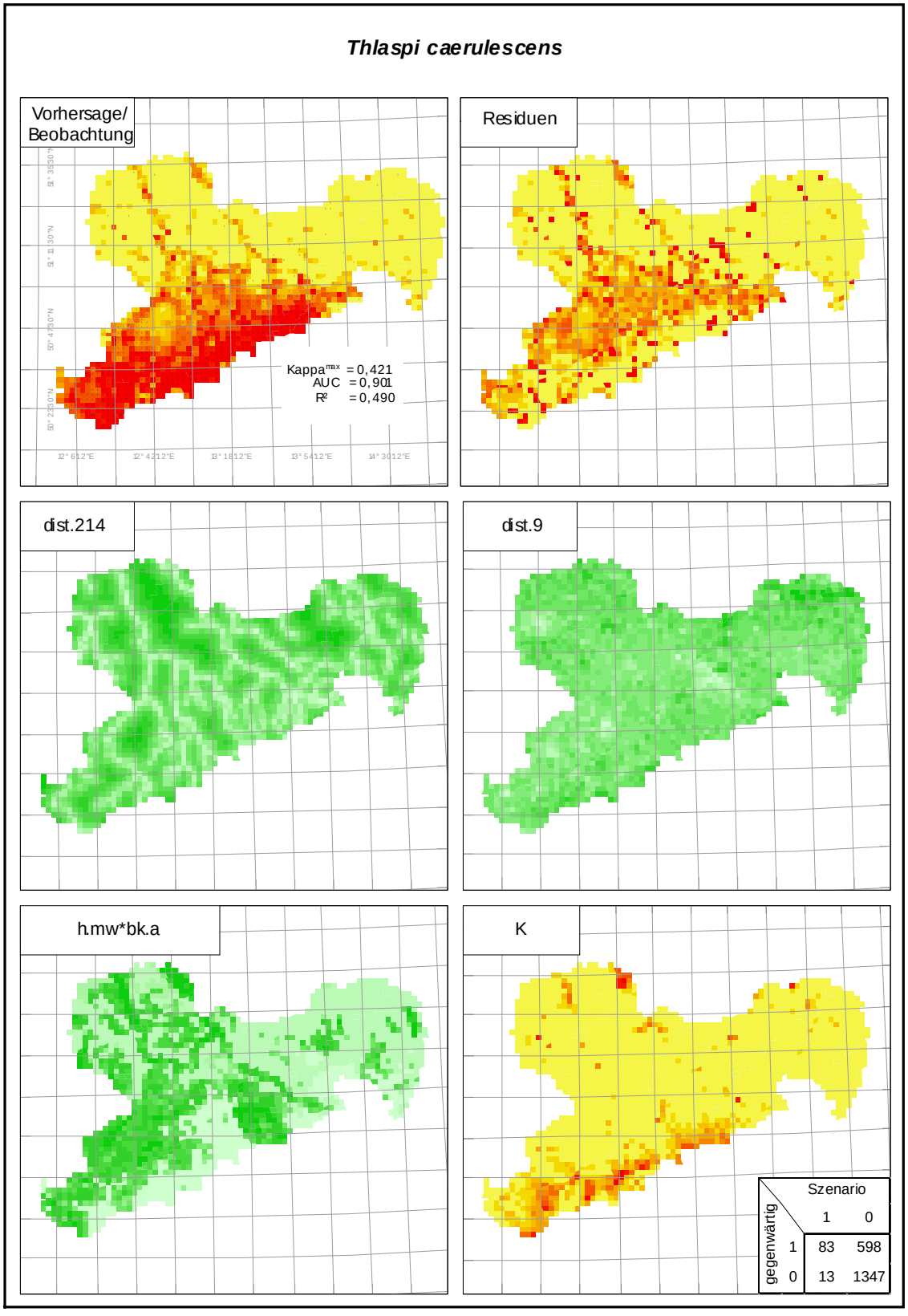


Abbildung A.47: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Thlaspi caerulescens*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

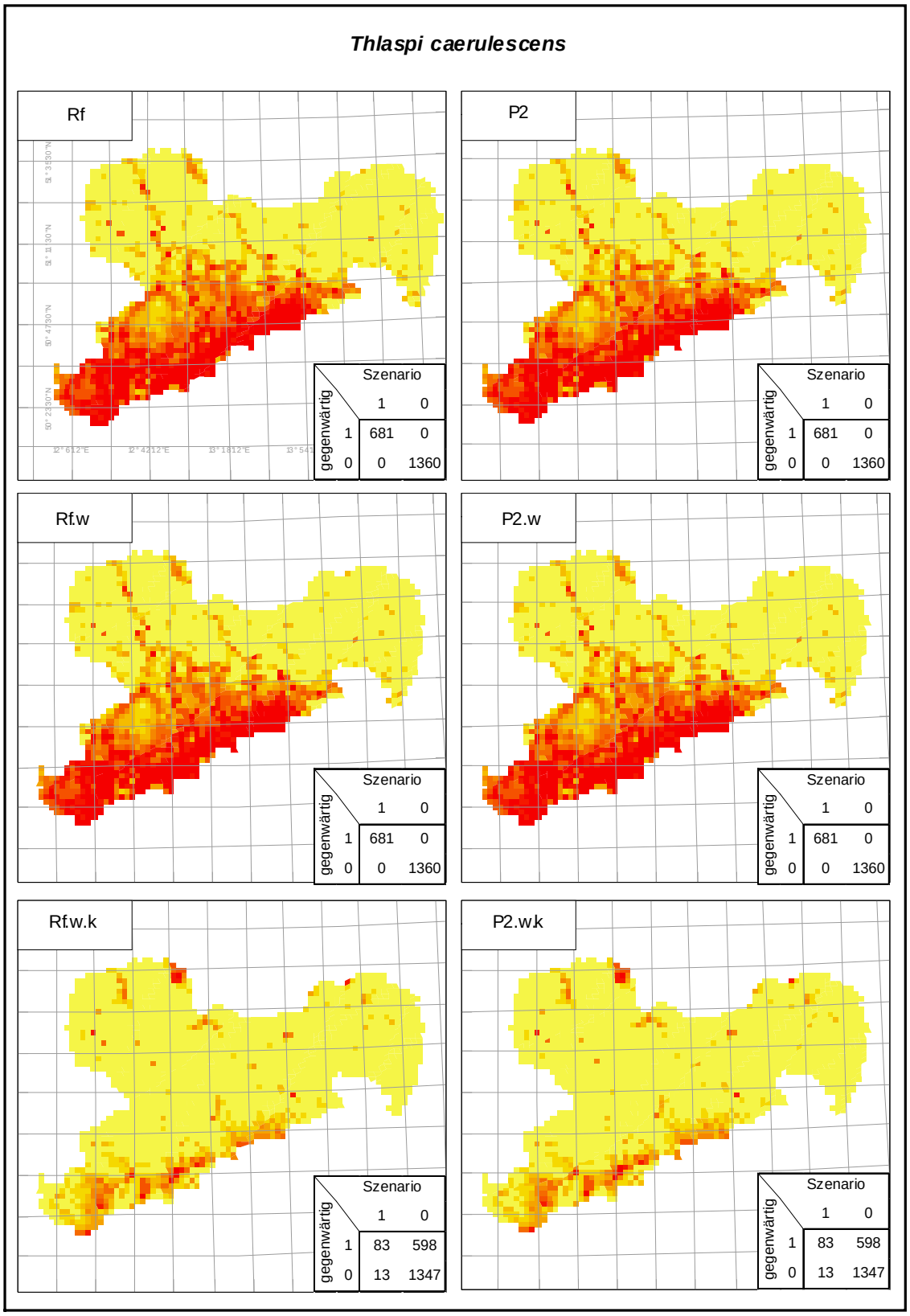


Abbildung A.48: Verbreitung von *Thlaspi caerulescens* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

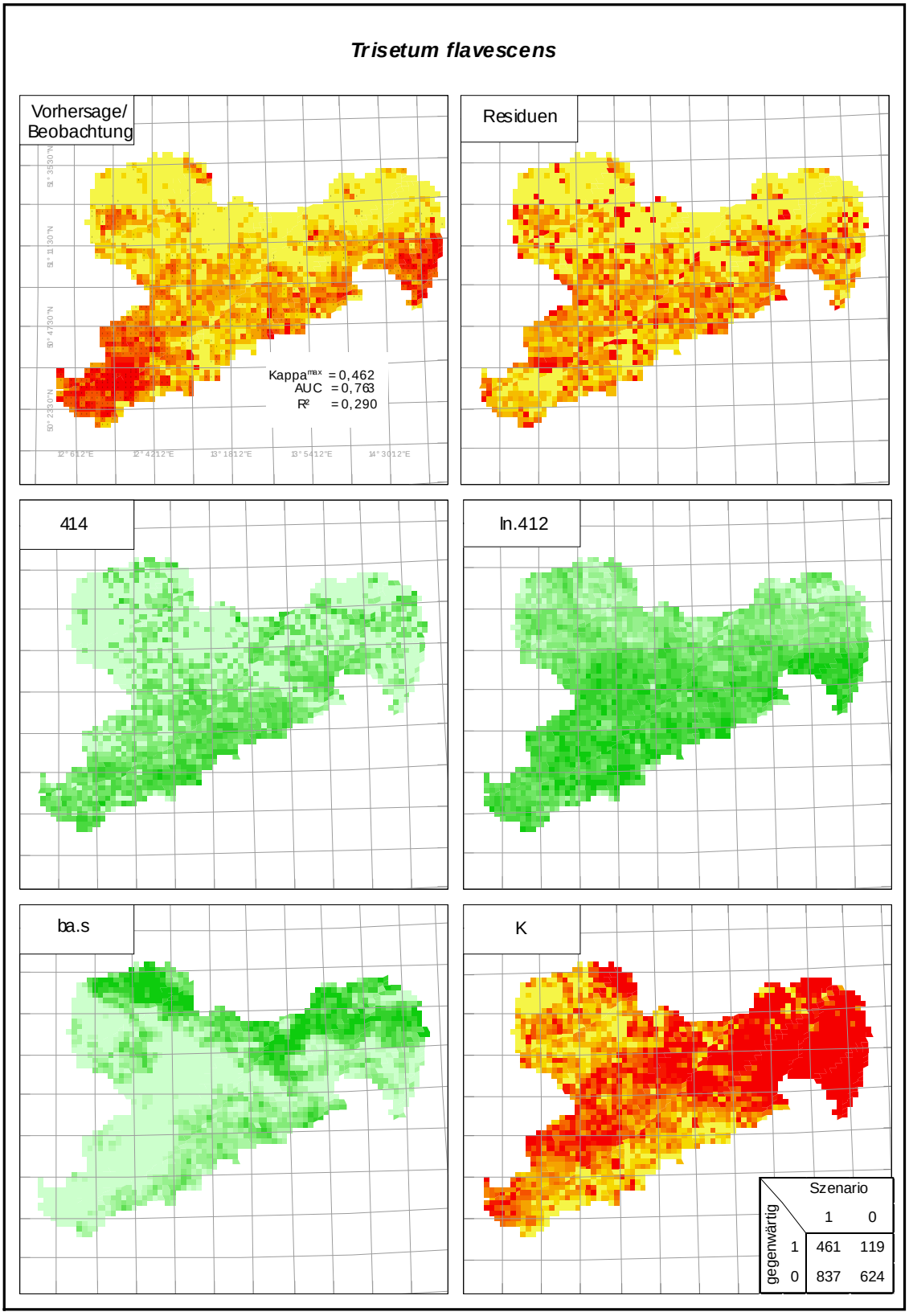


Abbildung A.49: Beobachtete (Punkte) und vorhergesagte gegenwärtige Vorkommen von *Trisetum flavescens*; Abweichung der Vorhersagen von den Beobachtungen; räumliche Verteilung verbreitungsrelevanter Parameter; Verbreitung im Szenario K (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

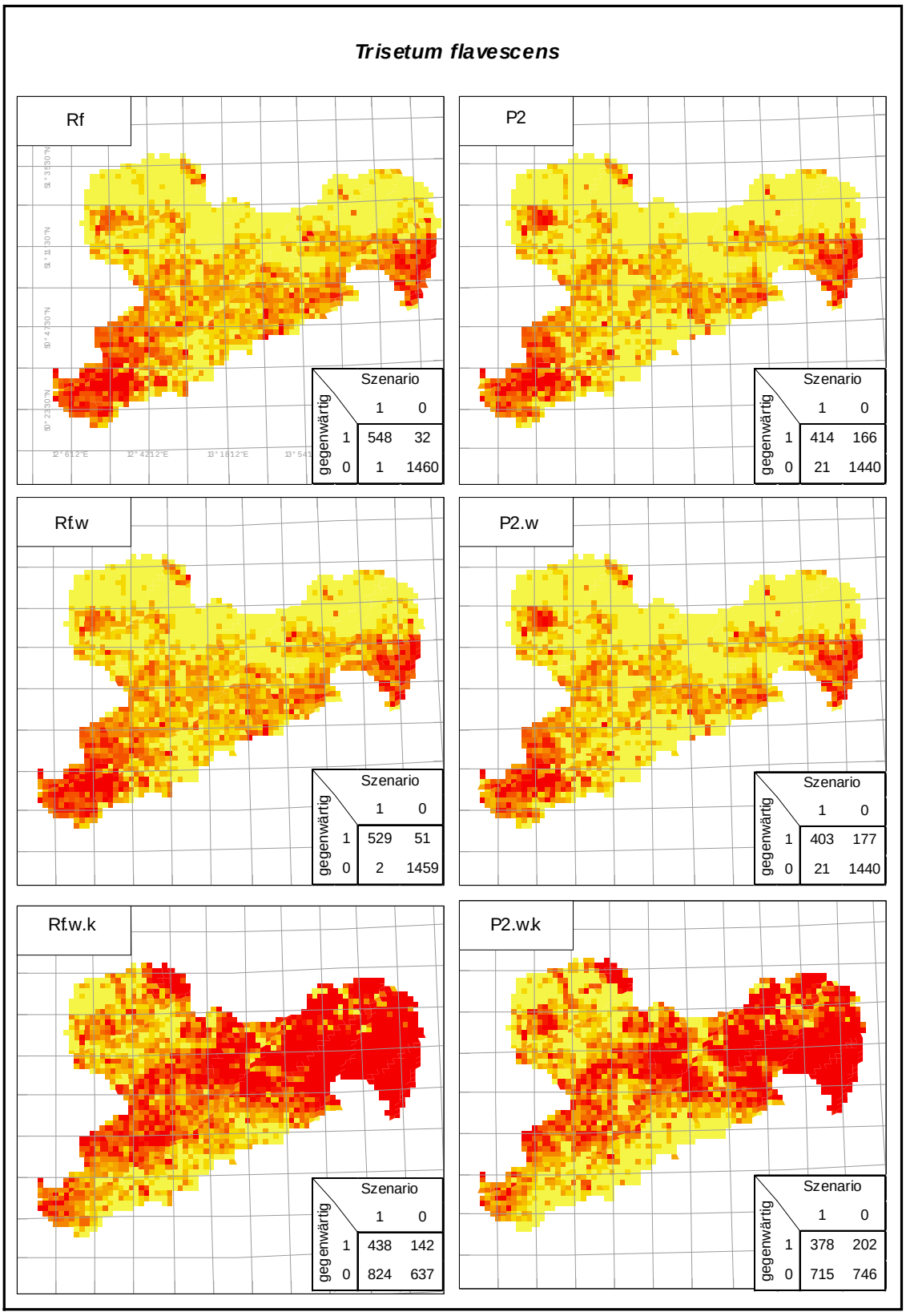


Abbildung A.50: Verbreitung von *Trisetum flavescens* in den einzelnen Szenarien (siehe Beschriftung Abbildung A.15)

Selbständigkeitserklärung

Erklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, in gleicher oder ähnlicher Fassung noch nicht in einem anderen Studiengang als Prüfungsleistung vorgelegt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen benutzt habe.

Bernburg, den 05.07.2006

Unterschrift des Verfassers