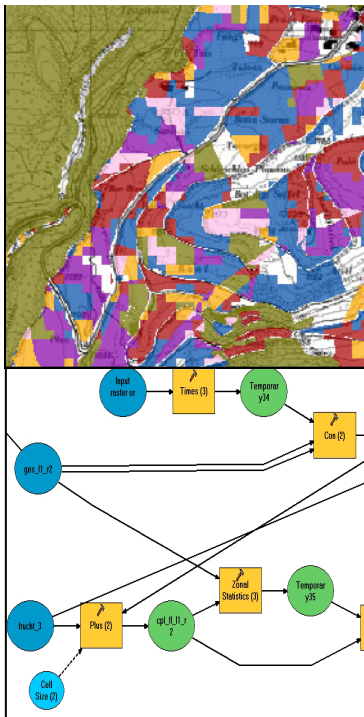


GIS-GESTÜTZTE MODELLIERUNG UND BEWERTUNG SUBALPINER AGRARLANDSCHAFTEN DES ALBULATALS UND DES SURSES

MODELLIERUNGSANSÄTZE ZWISCHEN
LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHER THEORIE UND PRAXIS



Diplomarbeit:
Veronika Killer

Betreuung:
Prof. Dr. R. Weibel (Geographisches Institut, Universität Zürich)
Dipl. geogr. Sonja Gehrig Schmidt (INFRAS)

September 2005



GIS-GESTÜTZTE MODELLIERUNG UND BEWERTUNG SUBALPINER AGRARLANDSCHAFTEN DES ALBULATALS UND DES SURSES

MODELLIERUNGSANSÄTZE ZWISCHEN
LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHER THEORIE UND PRAXIS

Diplomarbeit:
Veronika Killer

Betreuung:
Prof. Dr. R. Weibel (Geographisches Institut, Universität Zürich)
Dipl. geogr. Sonja Gehrig Schmidt (INFRAS)

September 2005

VORWORT

Diese Diplomarbeit entstand als Beitrag zum NFP48 Projekt **Sustainable Landscape Production Systems** (SULAPS, Nationales Forschungsprogramm NFP48). In Zusammenarbeit mit der INFRAS (Privates und unabhängiges Forschungs- und Beratungsunternehmen, Zürich) und Agroscope FAT Tänikon (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, Tänikon) wurden unterschiedliche Landschafts- und Landschaftsszenarien in den Untersuchungsregionen Mittelbündens entwickelt. Meine Aufgabe war die Suche nach einem möglichen ökologischen Zielzustand der Untersuchungsregionen. Dieser sollte im *SULAPS*-Projekt als Referenzzustand zu den Projektergebnissen verwendet werden. Bei meiner Arbeit waren viele Rahmenbedingungen durch Projektvorgaben bereits abgegrenzt. Daraus resultiert eine Diplomarbeit, welche stark von einer interdisziplinären Arbeitsweise geprägt wurde, die nicht nur fachspezifisches Wissen und wissenschaftliches Arbeiten, sondern auch ein ganzes Stück Projektarbeit, Koordinationstätigkeit und Kompromissfähigkeiten abverlangte.

Herzlich danken möchte ich an dieser Stelle:

- › Prof. R. Weibel, für seine GIS-methodische Betreuung.
- › Sonja Gehrig (INFRAS), welche die Betreuung innerhalb des SULAPS-Projektes und auf der ökologischen Seite abdeckte.
- › Den ExpertInnen, die mir bei den Expertenhearings zur Verfügung standen und bei biologischen Problemstellungen weiterhalfen (Prof. B. Baur, A. Bosshard, J. Gruber, J. Hartmann, A. Hector, M. Hunziker, F. Naef, R. Radershershall, G. Ragaz, A. Rey, H. Schmid, R. Soliva, T. Walter, A. Weyand, M. Willhelm).
- › Dem SULAPS-Team, insbesondere Stefan Lauber (Agroscope FAT) und Stefan Erzinger (Agroscope FAT) für die Projektkoordination.
- › Dem INFRAS-Team, welches mir eine angenehme Arbeitsatmosphäre vermittelte.
- › Dem Informatikbereich des GIUZ, besonders Ronald Schmidt, der mir bei softwaretechnischen Problemen zur Seite stand.
- › Sämtlichen KorrekturleserInnen.
- › Dem Kanton Graubünden und allen weiteren Fachstellen, die auf irgendeine Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.
- › Dem Nationalen Forschungsprogramm NFP48.

INHALTSÜBERSICHT

VORWORT	I
INHALTSÜBERSICHT	II
INHALT	IV
ZUSAMMENFASSUNG	1
1. EINLEITUNG	3
2. GRUNDLAGEN UND METHODEN	8
3. ERHEBUNG DER ÖKOLOGISCHEN LANDSCHAFTSNACHFRAGE – DER „ÖKOLOGISCHE ZIELZUSTAND“	21
4. DIE GIS-MODELLIERUNG	41
5. RESULTATE	41
6. BEURTEILUNG DER ZIELZUSTÄNDE	41
7. DISKUSSION	41
8. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	41
LITERATUR	41
GLOSSAR	41
ANHANG	119

INHALT

VORWORT	I
INHALTSÜBERSICHT	II
INHALT	IV
ZUSAMMENFASSUNG	1
1. EINLEITUNG	3
1.1. MOTIVATION UND FRAGESTELLUNG: EINE RÄUMLICH EXPLIZITE ÖKOLOGISCHE LANDSCHAFTSPLANUNG	3
1.2. GLIEDERUNG DER ARBEIT	4
EXKURS 1: Die SULAPS-Szenarien	6
2. GRUNDLAGEN UND METHODEN	8
2.1. DER FORSCHUNGSKONTEXT: VON DER LANDSCHAFTSÖKOLOGIE ÜBER DIE „LANDSCAPE ECOLOGY“ ZUR LANDSCHAFTSPLANUNG	8
EXKURS 2: Ökologie = Biodiversität?	9
2.2. DIE UNTERSUCHUNGSREGIONEN	9
2.2.1. Auswahl und Beschreibung der Untersuchungsregionen	9
2.2.2. Die Landnutzungsflächen der Untersuchungsregionen	12
EXKURS 3: Zunahme der Waldfläche im Alpenraum	14
2.3. METHODEN	16
2.3.1. Bilden von räumlichen GIS-Modellen	16
2.3.2. Gis-Methoden in „Landscape Ecology“ und der ökologisch orientierten Planung	16
2.3.3. Experteninterviews	17
2.3.4. Der Experte, die Expertin	18
2.3.5. Auswertung und Nützlichkeit der Experteninterviews	19
3. ERHEBUNG DER ÖKOLOGISCHEN LANDSCHAFTSNACHFRAGE – DER „ÖKOLOGISCHE ZIELZUSTAND“	21
3.1. LITERATURÜBERBLICK: POPULATIONS- UND LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHE ANSÄTZE ZUM NATURSCHUTZ IM AGRARLAND	21
3.1.1. Integration und Segregation	21
3.1.2. Das Vernetzungsprojekt: Eine Umsetzung der Öko-Qualitätsverordnung	23
3.2. RESULTATE AUS EXPERTENINTERVIEWS UND LITERATURANALYSE: DIE DREI GRUNDPFEILER – KONZEPTIONELLES ZIELZUSTANDSMODELL	26
3.2.1. Grundpfeiler I: Schutz von wertvollen, traditionellen, kulturhistorischen und ökologischen Landschaftselementen	27
3.2.2. Grundpfeiler II: Artenspezifische Modellierung – Bestimmen der Ziel- und Leitarten	28
Datengrundlagen	28
Auswahl der Ziel- und Leitarten	29
Definieren der Präferenzflächen	31

3.2.3.	Grundpfeiler III: Landschaftliche Strukturvielfalt	33
	EXKURS 4: Die touristische und ökologische „Landschaftsnachfrage“ im Vergleich	34
3.3.	DEFINITION DER GRUNDEINHEIT „PATCH“: LANDNUTZUNGSELEMENTE	35
4.	DIE GIS-MODELLIERUNG	41
4.1.	UMSETZEN DES KONZEPTIONELLEN MODELLS IN GIS-METHODISCHE SCHRITTE	41
4.2.	DIE DATENSTRUKTUR: VEKTOR- ODER RASTERDATEN	41
4.3.	DATENGRUNDLAGEN	41
4.4.	EXTENT: DER UNTERSUCHUNGSPERIMETER – GRAIN: DIE AUFLÖSUNG	41
4.5.	DIE GIS-METHODEN: THEORIE	41
4.5.1.	Eignungsanalyse: Eignung der Landnutzungsflächen	41
4.5.2.	Moving-Windows-Technologie: Bilden von Landschaftsräumen	41
4.5.3.	Cost-Distance-Analyse: Ausbreitung von Arten	41
4.6.	GIS-METHODISCHES VORGEHEN	41
4.6.1.	Geeignete Standorte für unterschiedliche Landnutzungsflächen	41
4.6.2.	Ausscheiden von Landschaftslebensräumen	41
4.6.3.	Zielzustand: Artenspezifische Gewichtung	41
4.6.4.	Zielzustand: Cost-Distance	41
4.6.5.	Modellierung der Kleinstrukturen	41
5.	RESULTATE	41
5.1.	ZIELZUSTÄNDE	41
5.2.	PLAUSIBILITÄT UND VALIDIERUNG DER RESULTATE	41
5.2.1.	Eignungsanalyse	41
5.2.2.	Zielzustand: Artenspezifische Gewichtung	41
5.2.3.	Zielzustand: Cost-Distance	41
5.3.	SENSITIVITÄT DER MODELLIERUNG	41
5.3.1.	Sensitivität des Modells bezüglich der Rastergrösse	41
5.3.2.	Sensitivität auf die Kriterienvariation	41
5.3.3.	Sensitivität des Modells bezüglich der Schwellenwertvariation	41
6.	BEURTEILUNG DER ZIELZUSTÄNDE	41
6.1.	LANDSCHAFTSBEWERTUNG MIT STRUKTURINDIZES	41
6.2.	STRUKTURINDIZES ZUR BEWERTUNG VON AGRARLAND	41
6.3.	FRAGSTATS: DIE SOFTWARE ZUR BERECHNUNG VON STRUKTURINDIZES	41
6.4.	AUSWAHL DER STRUKTURINDIZES	41
6.5.	QUANTITATIVE ANALYSE: BEWERTUNG DER DREI GRUNDPFEILER	41
6.5.1.	Grundpfeiler I: Schutz von wertvollen Landschaftselementen	41
6.5.2.	Grundpfeiler II: Artenspezifische Modellierung	41
6.5.3.	Grundpfeiler III: Strukturvielfalt auf der Landschaftsebene	41
6.6.	VISUELLE ANALYSE: EIGENE BEWERTUNG	41

6.7.	QUALITATIVE ANALYSE: BEWERTUNG DER ZIELZUSTÄNDE MIT EXPERTENMEINUNGEN ALS THEORETISCHE ODER PLANUNGSGRUNDLAGE	41
7.	DISKUSSION	41
7.1.	BEWERTUNGSMETHODE	41
7.2.	MODELLIERUNGSMETHODE	41
7.2.1.	Sensitivität der Modellierung	41
7.2.2.	Datenqualität	41
7.2.3.	Massstabsebene	41
7.3.	DER ÖKOLOGISCHE ZIELZUSTAND: EIN ANSATZ ZWISCHEN THEORIE UND PRAXIS	41
8.	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	41
8.1.	FORSCHUNGSFRAGE 1: ÖKOLOGISCHER ZIELZUSTAND	41
8.2.	FORSCHUNGSFRAGE 2: GIS-EINSATZ	41
8.3.	FORSCHUNGSFRAGE 3: BEWERTUNG MIT STRUKTURINDIKATOREN	41
8.4.	FORSCHUNGSFRAGE 4: ANWENDUNG DES ANSATZES IN DER ÖKOLOGISCHEN PLANUNG	41
8.5.	FAZIT	41
8.6.	AUSBLICK	41
	LITERATUR	41
	GLOSSAR	41
	ANHANG	119
A.	Zusammenstellung der Experten	121
B.	Vorlagen, Leitfaden und standardisierte Fragebögen	123
C.	Auswertung der Expertenbefragung	134
D.	Zusammenstellung der Ziel- und Leitarten	140
E.	Bestimmen der Werte	164
F.	GIS-Analyse und Variationen	182
G.	Berechnungen mit FRAGSTATS	191

ZUSAMMENFASSUNG

Die Diplomarbeit leistet einen Beitrag zum NFP48 Projekt SULAPS (*Sustainable Landscape Produktion Systems*). In subalpinen Untersuchungsregionen wird eine ökologische Landschaftsnachfrage des Agrarlandes ausgearbeitet und modelliert. Dabei wird ein regionalspezifischer und planungsorientierter Ansatz gewählt, welcher sich auf theoretische landschaftsökologische Grundlagen stützt. Es werden räumlich-spezifische Mosaikstrukturen der Landnutzungsflächen aufgezeigt und neue Anordnungen aus ökologischer Perspektive vorgeschlagen.

Die Analyse bezieht sich auf die im SULAPS-Projekt gewählten Untersuchungsregionen mit insgesamt sieben Gemeinden im Albulatal (Brienz, Surava, Alvaneu, Schmitten) und Surses (Cunter, Savognin, Riom-Parsonz).

Die im Alpenraum auftretenden strukturellen und ökologischen Probleme, die sich z.B. in der Bewirtschaftungsaufgabe, Vergandung und Wiederbewaldung von Agrarland bzw. in der Extensivierung peripherer Randregionen zu Gunsten einer Intensivierung des Talbodens zeigen, werden in den Untersuchungsregionen eingehender betrachtet und fliessen in die darauf folgende Modellierung.

Die ökologische Landschaftsnachfrage wird mittels Experteninterviews und Literaturstudium erarbeitet. Grundlagen für die aktuellen Biodiversitätsstrategien im Agrarland werden aufgezeigt. Daraufhin werden die Modelle und Ansätze regionalspezifisch angewandt, wobei drei Grundpfeiler als besonders wichtig erachtet werden: (1) Der Schutz von wertvollen Landschaftselementen und (2) eine artenspezifische Modellierung in Anlehnung an die Vorgehensweise von Vernetzungsprojekten nach Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) unter Einbezug der regionalspezifischen Fauna. Somit soll (3) eine möglichst hohe Strukturvielfalt auf Landschaftsebene bewirkt werden.

Das Geographische Informationssystem (GIS) ist eine gängige Methode im landschaftsökologischen Planungsprozess. Diese Untersuchung versucht den agrarpolitischen Ansatz des Vernetzungsprojektes nach ÖQV GIS-methodisch innovativ umzusetzen. Die GIS-Anwendung beinhaltet die Datenaufbearbeitung der vorliegenden digitalen Datensätze, die Operationalisierung und Abgrenzung der Kriterien sowie die Auswahl der geeigneten GIS-Methoden (in ArcGIS 9). GIS-methodisch wird eine Eignungsanalyse und die Cost-Distance-Berechnung eingesetzt, um den Ansprüchen einer differenzierten Land- und Bodennutzung mit Schutz der wertvollen Landschaftselementen und der artenspezifischen Planung gerecht zu werden. Somit entstehen zwei unterschiedliche Zielzustände. Der Artenspezifisch Gewichtete Zielzustand versucht grosse, von den spezifischen Tierarten präferierte Teillebensräume zu fördern. Der Cost-Distance Zielzustand bewirkt eher ein feinstrukturiertes Landschaftsbild.

Die Schlussresultate werden mit Strukturindikatoren und Expertenmeinungen bewertet. Keiner der zwei Zielzustände kann daraufhin aus ökologischer Sicht eindeutig befürwortet werden. Die Bewertung der Zielzustände fällt unterschiedlich aus, je nach gewählter Tierart oder je nach Ebene, auf welcher die Landschaftsstruktur betrachtet wird. Der GIS-Einsatz muss mit ergänzenden Feldbeobachtungen kombiniert werden. Somit könnte der GIS-gestützte Teilarbeitsschritt der Eignungsanalyse als Unterstützung zur Planung eines Vernetzungsprojektes angewandt werden.

1. EINLEITUNG

1.1. MOTIVATION UND FRAGESTELLUNG: EINE RÄUMLICH EXPLIZITE ÖKOLOGISCHE LANDSCHAFTSPLANUNG

Die Globalisierung und Liberalisierung der Weltwirtschaft wird in Zukunft die traditionelle Landwirtschaft in der Schweiz verstärkt unter Druck setzen. Dabei wird die Landschaft im herkömmlichen Sinne vermehrt in Frage gestellt. Wie auf diese Änderungen agrarpolitisch reagiert werden soll, ist umstritten. Jegliche agrarpolitischen Massnahmen haben Auswirkungen auf die subalpine Landschaft, welche in dieser Arbeit untersucht wird. Von den Bundesämtern BUWAL/ARE wurden unterschiedliche Schutz- und Entwicklungsziele für die Landschaft im Landschaftskonzept Schweiz (BRP/BUWAL 1998) und im Rahmen von Landschaft 2020 (BUWAL 2003b) festgesetzt. Eine heute im Alpenraum vorherrschende Landschaftsveränderung zeigt generell eine Polarisierung in Richtung Intensivierung von landwirtschaftlichen Gunstflächen und Extensivierung bzw. Aufgabe von Grenzertragsflächen. Eine weitere Liberalisierung bzw. EU-Annäherung der schweizerischen Landwirtschaftspolitik könnte diesen Prozess verstärken, bzw. den eingeleiteten Agrarstrukturwandel beschleunigen. Dieses Phänomen ist bereits bei der Wiederbewaldung unbewirtschafteter Flächen ersichtlich.

Das NFP48 Projekt *Sustainable Landscape Produktion Systems* (SULAPS, Nationales Forschungsprogramm NFP48) untersucht, wie sich die subalpine Agrarlandschaft in unterschiedlichen agrarpolitischen Szenarien verändern könnte (Erzinger et al. 2004). Es steht fest, dass sich die Landschaft weiterentwickeln wird. Die Diplomarbeit untersucht im Rahmen dieses Projektes, welches Landschaftsbild in der Untersuchungsregion aus ökologischer Sicht erwünscht wäre. Ein Mosaik von intensiver und extensiver Produktion wäre sicher eine Chance für die Biodiversität, lässt der Bericht Landschaft 2020 (BUWAL 2003b:89) verlauten. Doch Messwerte und Indikatoren, wie eine ökologisch sinnvolle Landschaft auf Landschaftsebene tatsächlich aussehen sollte, fehlen weiterhin (Baur et al. 2004; Duelli 1997, Ortega et al. 2004). Die vorhandene Struktur der landwirtschaftlichen Nutzflächen ist meist durch die Jahrzehnte lange Bewirtschaftung entstanden (Flade et al. 2003). Wie soll jedoch die explizite Anordnung eines Landnutzungsmosaiks aussehen, welche nicht durch ökonomische und arbeitstechnische Prozesse, sondern hauptsächlich ökologisch optimiert wird? Für einzelne Tier- und Pflanzenarten bestehen schon Leitlinien und Massnahmenkataloge, wie die Agrarlandschaft strukturiert werden sollte (Duelli 1997). Diese Arbeit versucht eine Möglichkeit zu finden, die Problematik auf der Landschaftsebene in einem grösseren Massstab anzugehen. Sie hat das Ziel einen „wünschenswerten ökologischen Zielzustand“ für die Untersuchungsregionen aufzuzeigen und einen Bewertungsversuch mittels Strukturindikatoren vorzunehmen.

Die Landschaftsmodellierung wird in einem Geographischen Informationssystem durchgeführt. Damit liefert die Diplomarbeit einerseits einen Lösungsansatz zur ökologischen GIS-gestützten Planung und Bewertung von Agrarlandstrukturen und andererseits einen direkten Betrag zum SULAPS-Projekt. Der modellierte Zielzustand bildet einen so genannten Referenzzustand zu den innerhalb des SULAPS-Projektes erarbeiteten räumlich expliziten Landschaftsszenarien. Damit die Zustände vergleichbar sind, wird auch vom ökologischen Zielzustand eine räumlich explizite Modellierung gefordert. Diese Diplomarbeit ist durch eine Vielzahl von Projektvorgaben geprägt und nicht nur als allein stehende Forschungsarbeit anzusehen.

Die folgenden leitenden Forschungsfragen stehen dabei im Vordergrund:

1. Wie kann ein ökologischer Zielzustand modelliert werden?

Dabei gilt es abzuklären, wie das Agrarland der Untersuchungsregionen aus ökologischer Sicht optimal genutzt werden kann und welche Konzepte verwendet werden können, um Landnutzungsflächen räumlich explizit anzuordnen. Somit soll eine bevorzugte Struktur der subalpinen Agrarlandschaft und das Zusammenspiel von grossen und kleinen Landnutzungsflächen aufgezeigt werden.

2. Wie können die erarbeiteten Grundlagen für einen „ökologischen Zielzustand“ in einem GIS modelliert werden?

Die ökologischen Grundlagen und Kriterien werden operationalisiert und in einem GIS modelliert. Dabei soll gezeigt werden, welche GIS-Methoden zur Modellierung geeignet sind.

3. Kann die Agrarlandschaft mit Strukturindikatoren bewertet werden?

Es werden sinnvolle Strukturindikatoren zur Bewertung des subalpinen Agrarlandes ausgewählt. Dabei soll abgeschätzt werden, wo die Strukturindikatoren an ihre Grenzen stossen, und was sie tatsächlich bewerten. Dazu wird FRAGSTATS (McGarigal und Marks 1995), eine Software zur Berechnung von Strukturindikatoren, als Landschaftsbewertungsmittel eingesetzt.

4. Kann die GIS-Modellierung auch in der Planung eingesetzt werden?

Das Geographische Informationssystem gilt als eine viel erprobte Methode im Arbeitsfeld der ökologischen Planung und der Landschaftsökologie. Es muss jedoch nicht in jedem Fall die geeignete Methode sein. Oftmals wird das GIS überbewertet, was zu unnötig hohen Kosten und uneffektiver, zeitintensiver Bearbeitung von Projekten führen kann (Riedel und Lange 2002:278). Im Allgemeinen sind landschaftsökologische Ansätze geeignet, um eine ökologische Modellierungen in einem grösseren Untersuchungsgebiet zu realisieren (Turner et al. 2001:4). Diese Arbeit soll aufzeigen, in wiefern es sinnvoll ist, GIS-methodische Ansätze in der ökologischen Planung, sowie in der Bewertung subalpiner Agrarlandschaften anzuwenden. Mit Hilfe des GIS-Einsatzes könnte eine Planung von Vernetzungsprojekten in grösseren Regionen ermöglicht werden.

1.2. GLIEDERUNG DER ARBEIT

Das Kapitel 1 und 2 erläutern die Grundlagen und Hintergründe dieser Arbeit. Das Vorgehen in den Kapiteln 3 bis 6 lehnt sich an das Schema einer landschaftsökologischen Modellbildung nach Turner et al. (2001) an. Die Kapitel 7 und 8 runden die Arbeit mit einer abschliessenden Diskussion, den Schlussfolgerungen und einem Ausblick ab.

KAPITEL 2: GRUNDLAGEN UND METHODEN

Im Kapitel 2 werden die Grundlagen der landschaftsökologischen Modellbildung und die Untersuchungsregionen erläutert. Im Weiteren wird das Vorgehen dieser Arbeit mit den acht Schritten einer Modellbildung beschrieben. Da die jeweiligen Arbeitsschritte aufeinander aufbauen, beinhaltet jedes Kapitel zu Beginn einen Theorie- und Methodenüberblick.

KAPITEL 3: ERHEBUNG DER ÖKOLOGISCHEN LANDSCHAFTSNACHFRAGE – „DER ÖKOLOGISCHE ZIELZUSTAND“

- › **Schritt 1: Definition der Problemstellung:** Der Sinn und Zweck der Modellbildung wurde vom SULAPS-Projekt weitgehend vorgegeben. Die Fragestellung lautet: Wie soll ein wünschenswerter ökologischer Zielzustand im Agrarland der Untersuchungsregionen räumlich explizit aussehen? Zur Beantwortung dieser Frage dient eine erste Literaturanalyse.
- › **Schritt 2: Entwicklung des konzeptionellen Modells:** Dabei müssen die Grenzen der Modellbildung klar abgesteckt werden. Diese sind sowohl von inhaltlicher als auch von räumlicher Art. Die Kategorien und Parameter der Fragestellungen müssen definiert werden. Dabei gibt es zwei Ansätze: Entweder versucht man nur die allerwichtigsten Informationen welche auf die Modellbildung einen Effekt haben könnten, oder sämtliche Informationen in ein Modell einzubeziehen. In dieser Arbeit wird der letztere Ansatz verfolgt. Um die Fragestellung einzugrenzen wird ein Literaturstudium vorausgesetzt und Experteninterviews durchgeführt. Wenn die wichtigsten Variablen der zu modellierenden Prozessen ausgewählt sind, wird mittels Flussdiagramm (Kapitel 4.2) aufgezeigt, wie die Komponenten miteinander agieren.

KAPITEL 4: DIE GIS-MODELLIERUNG

- › **Schritt 3: Wahl des Modelltyps:** Es wird von einer räumlichen und stochastischen Modellbildung gesprochen. Dazu werden verschiedene Varianten von möglichen Zielzuständen aufgezeigt.
- › **Schritt 4: Modellentwicklung:** Stehen genügend Datengrundlagen zur Verfügung oder müssen noch weitere Daten aufgenommen und digitalisiert werden? Die digitalen Daten des Kantons Graubünden und der Swisstopo bildeten die Grundlagen dieser Analyse. Die Modellbildung und Berechnung im GIS ist meist sehr arbeitsintensiv. Einzelne GIS-Prozessschritte können zu einem Gesamtmodell (*Overall Model*) zusammengefügt werden. In dieser Arbeit wird das Gesamtmodell in verschiedene Abschnitte aufgespalten. Innerhalb der Abschnitte müssen wiederholt Modellverifikationen durchgeführt werden. Somit werden Fehler korrigiert und Berechnungsschritte erneut ausgeführt.
- › **Schritte 6: Schätzung der Parameter:** Das Schätzen von Parametern hat in einer Modellierung einen speziellen Stellenwert. Dabei müssen die Einheiten von Werten genau bekannt sein. Zusätzlich muss den Modellbildenden bewusst sein, wie exakt die vorliegenden Werte sind.

KAPITEL 5: RESULTATE UND KAPITEL 6: DIE BEWERTUNG DER ZIELZUSTÄNDE

- › **Schritt 7: Modell Evaluation:** Zur Evaluation des Modells dienen Strukturindikatoren und Expertenmeinungen sowie vorhandene Felddaten. Durch die Evaluation wird die Aussagekraft der Modellbildung bestimmt. Dabei ist auch eine Sensitivitätsanalyse wichtig, die beschreibt, wie stark sich die Änderung einzelner Parameter auf das Modellresultat auswirkt.

- › **Schritt 8: Aussage der Resultate:** Wie weit können die Resultate implementiert und interpretiert werden? Wie steht das Resultat im Kontext der ökologischen Planung und des Vernetzungsprojekts nach Öko-Qualitätsverordnung da?

EXKURS 1: DIE SULAPS-SZENARIEN

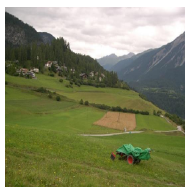
Die Szenarioanalyse im SULAPS-Projekt hat das Ziel, sechs verschiedene Szenarien der zukünftigen Rahmenbedingungen für die Untersuchungsregionen Mittelbündens im Bezirk Albula mit Teilen der Kreise Surses und Belfort zu bilden. Dabei soll jedes Szenario eine mögliche, zukünftige Entwicklung darstellen und mittels definierte und messbare Parameter zu wirtschaftlichen, politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen bestimmt sein. Die Szenarien sollen neben Trends bewusst auch Extrempjektionen zulassen. Dabei wird die Entwicklung der Landschaft und der Agrarstrukturen der Betriebe in der Untersuchungsregion innerhalb der nächsten 10 bis 15 Jahre aufgezeigt.

Es werden die exogenen Hauptfaktoren Produktpreise, Faktorkosten, Direktzahlungen, Regionaler Arbeitsmarkt, landwirtschaftliche Strukturmassnahmen und gesetzliche Forderungen berücksichtigt (Erzinger et al. 2004).

Die Liberalisierungsszenarien (I und II) arbeiten mit einer Angleichung der Agrarmärkte an das EU-Niveau. Neben den Preisen werden auch die Faktorkosten und Vergleichslöhne den erwarteten EU-Werten angepasst. Die Zahlungsbereitschaft der Steuerzahler wird durch die abnehmende Bedeutung der Landwirtschaft in der Volkswirtschaft und den abnehmenden Einfluss in der Gesellschaft deutlich sinken. Dies bewirkt sowohl tiefere Direktzahlungen als auch eine geringere Unterstützung durch Strukturmassnahmen. Die Faktoren der Trendszenarien (III und IV) ändern sich gegenüber der Ausgangslage kaum. In den Ökologieszenarien (V+VI) werden nur ökologisch beitragswürdige Zahlungen und Nutzungsvorgaben berücksichtigt. Das Szenario der regionalen Wertschöpfung zeichnet sich durch hohe Produktpreise aus, da regionale innovative Produkte besser vermarktet werden können.

DIE SULAPS-SZENARIEN						
	I Liberalisierung	II Gestützte Liberalisierung	III Trend	IV Regionale Wertschöpfung/ Klima- veränderung	V Landschaft, Ökologie und Schutz vor Naturgefahren [Trend]	VI Landschaft, Ökologie und Schutz vor Naturgefahren [Liberalisierung]
Produktpreise	EU	EU	CH	EU + 15%	CH	EU
Faktorkosten	EU	EU	CH	EU	CH	EU
DZ-System	unverändert	unverändert	unverändert	unverändert	nur ökologisch beitragswürdige Zahlungen + Nutzungs- vorgabe	nur ökologisch beitragswürdige Zahlungen + Nutzungs- vorgabe
DZ-Niveau	50% der heutigen Ansätze	CH Trend	CH Trend	CH Trend		
regionaler Arbeitsmarkt (% des Stunden- ansatzes 2002)	90 %	90 %	113 %	100 %	113 %	90 %
landw. Struktur- massnahmen (Beiträge und Kredite in % von 2002)	80 %	120 %	100 %	100 %	100 %	100 %
gesetzliche Forderungen	generelle Lockerung	unverändert	unverändert	unverändert	unverändert	teilweise Lockerung (ohne Ökologie)

Figur 1 Die wirtschaftlichen, politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen der SULAPS-Szenarien (Pfefferli et al. 2005:13).



2. GRUNDLAGEN UND METHODEN

2.1. DER FORSCHUNGSKONTEXT: VON DER LANDSCHAFTSÖKOLOGIE ÜBER DIE „LANDSCAPE ECOLOGY“ ZUR LANDSCHAFTSPLANUNG

Um 1939 wurde in Westeuropa die *klassische oder traditionelle Landschaftsökologie* (Turner et al. 2001:2) vom Biogeographen Troll und anderen Geographen begründet. Dabei wurden hauptsächlich von Menschen geprägte Gebiete in ökologischen und biologischen Zusammenhängen untersucht. Dabei war die Luftbildinterpretation für eine vertikale Betrachtungsweise und für das Erkennen der naturräumlich-ökologischen Ordnung von grosser Bedeutung. Troll (1968: In Bastian 2001:41) definierte die Landschaftsökologie als „das Studium des gesamten, in einem bestimmten Landschaftsausschnitt herrschenden komplexen Wirkungsgefüges zwischen den Lebensgemeinschaften (Biozöosen) und ihren Umweltbedingungen“. Somit postulierte er den holistischen Grundsatz der Landschaftsökologie (Leser 1997:182).

In einem zweiten Schritt entwickelte sich in den frühen 80er Jahren ein so genannter *angloamerikanischer Ansatz* (Steinhardt et al. 2005). Dieser vorwiegend qualitative Ansatz wird in der Literatur gemäss seinem Ursprung oft mit dem englischen Namen *Landscape Ecology* bezeichnet. Dieser Ansatz beinhaltet „sowohl statistisch räumliche Verfahren als auch räumlich explizite Betrachtungsweisen“ (Blaschke 1997:90). Richard Forman (US-IALE 2005), einer der Federführenden in dieser Disziplin, definiert *Landscape Ecology* folgendermassen: „Look carefully at the big picture out an airplane window or on an aerial photo. The land mosaic displays a distinctive spatial pattern or structure. It works or functions, that is, things flow and move through the pattern. The pattern is dynamic, changing over time. The structure or pattern is normally composed entirely of patches (rounded/elongated, large/small etc.), corridors or strips (wide/narrow, straight/curvy...), and background matrix (continuous/discontinuous, perforated or not...)“. Somit werden in diesem Forschungsbereich die Muster und strukturellen Prozesse der Landschaft analysiert, insbesondere interessieren folgende Fragestellungen (Ndubisi 2002:166): „Wie beeinflusst die Struktur der Landschaftselemente den Fluss von Energie, Stoffen oder Tierarten? Oder umgekehrt, wie beeinflusst die Funktion der Landschaft ihre Struktur? Wie können solche Zusammenhänge überhaupt aufgedeckt werden? Welche räumliche oder zeitliche Ebene muss verwendet werden, damit die landschaftliche Struktur und deren Prozess verstanden wird?“

Der nordamerikanische Ansatz der *Landscape Ecology* ist eher an die biologische Forschungsrichtung und weniger an die geographische Forschungsrichtung angelehnt (Bastian 2001; Steinhardt et al. 2005:68). Sowohl der Ansatz der *klassischen Landschaftsökologie* als auch der Ansatz der *Landscape Ecology* sind in einem interdisziplinären Forschungsfeld anzusiedeln.

Die Landschaftsökologie arbeitet in zwei Richtungen, einerseits in der Grundlagenforschung und andererseits in der Praxis (Leser 1997:182; Steinhardt et al. 2005:68). Es werden gleichzeitig praktische Probleme zum Gegenstand genommen und zugleich aus theoretischen Ansätzen Daten und Ergebnisse, aber auch Methodiken geliefert, die von Praktikern – oft sind das Nicht-Landschaftsökologen – verwendet werden. Dabei wird untersucht, wie die Theorien von *Landscape Ecology* und der *klassischen Landschaftsökologie* in der praxisorientierten Landschaftsplanung umgesetzt werden können. Während die deutsche Literatur oft stärker auf die Umsetzung fokussiert, basiert die angloamerikanische Literatur auf den theoretischen Ansätzen der *Landscape Ecology* (Ndubisi 2002).

In der vorliegenden Arbeit basiert die Erhebung des ökologischen Zielzustandes auf den Grundlagen der *klassischen Landschaftsökologie*. Dabei soll mit den qualitativen Experteninterviews eine möglichst ganzheitliche Sichtweise von der ökologischen Optimierung auf der regionalen Ebene der Untersuchungsregionen erfasst werden.

Die quantitative Landschaftsbewertung wird stark von der quantitativen Forschungsrichtung der *Landscape Ecology* beeinflusst. Es wäre natürlich wünschenswert den Untersuchungsregionen praxisnahe ökologische Optimierungsvarianten liefern zu können. Doch die Theorien der *klassischen Landschaftsökologie* und *Landscape Ecology* liefern nur bedingt Grundlagen, welche in der praxisorientierten Landschaftsplanung anzugehen und umzusetzen sind. So müsste in einer praxisorientierten Vorgehensweise die lokale Bevölkerung – besonders die Bäuerinnen und Bauern – stärker in den Planungsprozess eingebunden werden, was in dieser Arbeit jedoch nicht geschieht.

EXKURS 2: ÖKOLOGIE = BIODIVERSITÄT?

In der Ökologie hat die Biodiversität heute einen hohen Stellenwert und wird auch im ökologischen Zielzustand zu einer wichtigen Grösse. Wenn das Agrarland nach ökologischen Kriterien untersucht wird, so gilt neben vermindertem Nährstoffeintrag und geringer Nutzungsintensität meist eine hohe Artendiversität als Bewertung (Duelli 1997; Duelli und Obrist 1998; Baur et al. 2004). Die Artenvielfalt ist jedoch nur ein Teilaspekt der Biodiversität. Die Biodiversität wird mit den Ebenen genetische Vielfalt, Artenvielfalt und Lebensraumvielfalt beschrieben (BUWAL 2002:21ff):

- › **Genetische Vielfalt** bezeichnet die Biodiversität innerhalb der Artenebene.
- › Die **Artenvielfalt** ist zweifellos die meist verwendete Ebene. Fälschlicherweise wird Biodiversität oft nur mit Artenvielfalt gleichgesetzt. Die Artenzahl ist ein leicht nachvollziehbarer Wert und kann als Indikator eingesetzt werden.
- › Die **Lebensraumvielfalt** ist sehr komplex, schwierig zu erfassen und zusätzlich in ihrer Bedeutung umstritten. Sie sollte nach Ried et al. (2003 in: BUWAL 2002), nicht ohne den Bezug ihrer Arten gesehen werden, da die Arten die Grundlage der Biotope, daher die Grundlage der Lebensraumvielfalt, bilden.

Es gibt eine Vielzahl von wissenschaftlichen Arbeiten, welche mit biologischen Feldexperimenten die Artenvielfalt in den verschiedenen Agrarlandschaften und Landnutzungsflächen untersuchen (Flade et al. 2002; Albrecht et al. 2002). Zusätzlich bestehen Ansätze und Theorien (Kapitel 3.1), welche die Landwirtschaftsflächen auf Landschaftsebene so gestalten, dass sie eine maximale Artenzahl von Tier und Pflanzen hervorrufen. Diese Arbeit versucht ausgehend von der Ebene der tierischen Artenvielfalt eine Lebensraumvielfalt zu erarbeiten.

2.2. DIE UNTERSUCHUNGSREGIONEN

2.2.1. AUSWAHL UND BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHUNGSREGIONEN

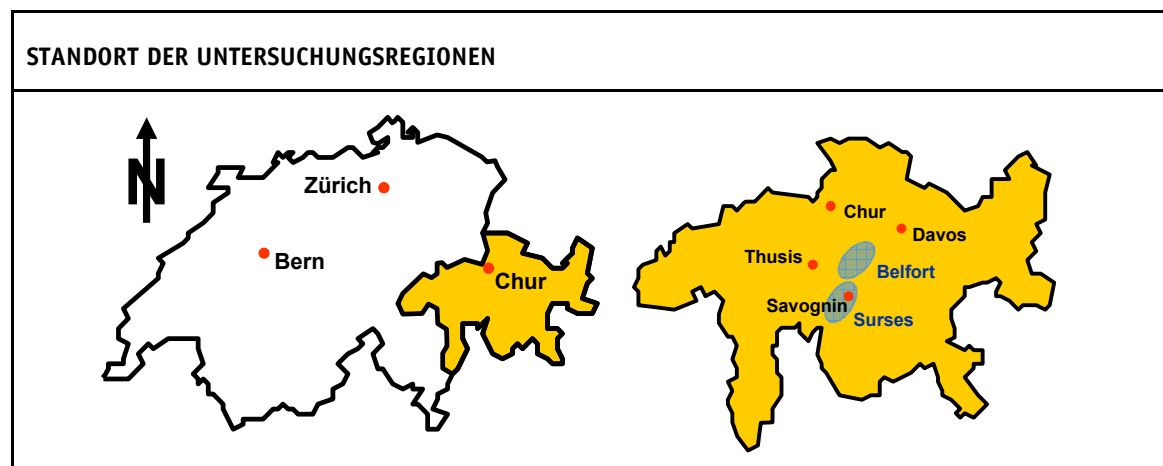
Die Untersuchungsregionen wurden für das SULAPS-Projekt vorgängig zu dieser Diplomarbeit ausgewählt. Bei der Auswahl der Gemeinden wurden u. a. folgende Kriterien beachtet: Es müssen genügend digitale

GIS-Daten vorhanden sein (1). Eine Tourismusregion und eine touristisch weniger bedeutende Region soll ausgewählt werden (2). Viele Gebiete sollen unterhalb der Waldgrenze liegen, da in diesen Höhenzonen die Thematik der Waldausdehnung aufgezeigt werden kann (3). Zudem wurde berücksichtigt, ob schon andere Untersuchungen in den Regionen stattgefunden haben oder gleichzeitig stattfinden, um von bestehenden Datengrundlagen profitieren zu können (4).

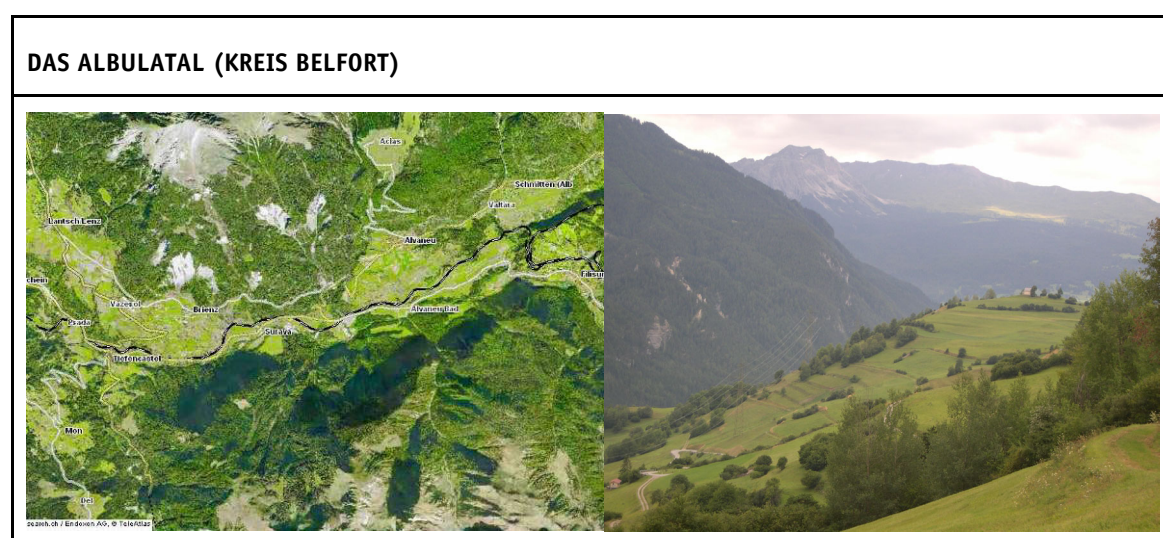
Die Untersuchungen wurden in den folgenden zwei Regionen (Figur 2) durchgeführt. Die zwei Untersuchungsregionen liegen in zwei benachbarten Tälern, dem Albulatal und dem Oberhalbstein und grenzen in Tiefenkaasel aneinander.

› **Mittleres Albulatal (GR):** Kreis Belfort: Gemeinden: Surava, Brinz/Brinzau, Alvaneu, Schmitten

› **Oberhalbstein (GR):** Kreis Surses: Gemeinden: Savognin, Cunter, Riom-Parsonz



Figur 2 Forschungsstandorte: Belfort und Oberhalbstein im Kanton Graubünden.



Figur 3 Belfort im Überblick (Quelle: <http://map.search.ch/>; links) und die terrasierte Heckenlandschaft von Brinz (rechts).

Die Untersuchungsregion Albulatal umfasst die Gemeinden Brienz/Brienzauls, Surava, Alvaneu und Schmitten. Sie dehnt sich auf rund 6.7 km² aus. Der höchst gelegene Punkt ist der Piz Ela mit 3339 m ü. M. Der tiefstgelegene Punkt liegt an der Albula unterhalb von Surava bei 870 m ü. M. Das mittlere Albulatal verläuft in Ost-Westrichtung und zeigt eine V-Form. Die nordexponierte Talseite ist stark bewaldet, meist mit Fichten und etwas Föhren bestückt. Die rechte südexponierte Talseite zeichnet sich durch Föhrenwälder auf grossflächig verwitterndem Bündnerschiefer aus, durchsetzt mit Maiensässen, die von schönen Bergwiesen umrundet sind. Unterhalb dieser Waldzone finden sich Hangterrassen, die landwirtschaftlich intensiv genutzt werden. Dazwischen liegt die wertvolle, ästhetisch schöne Heckenlandschaft von regionaler Bedeutung. An den steileren Stellen finden sich dort ökologisch wertvolle Trockenwiesen und -weiden. Der Talgrund wird von der Albula und angrenzenden intensiven Wiesen- oder Fruchtfolgeflächen geprägt.

Das Albulatal verfügte einst über eine vielfältige Fauna. An der Albula war der Fischotter bis ins 19. Jahrhundert verbreitet. Bis in die 1860er Jahren hauste der Luchs in den Wäldern der linken Talseite. Der letzte Bär des Tales wurde 1880 (bei Bergün) geschossen. In diesem Tal fanden auch die ersten erfolglosen Versuche, Steinböcke anzusiedeln, statt (Egli 1978:21).

Das Tal beherbergt einen sanften Sommertourismus. Die Bewohner versuchen diesen mit innovativen Angeboten zu fördern (z.B. Bad Alvaneu, Golfplatz). Der Wintertourismus ist nicht sonderlich ausgeprägt.

DAS OBERHALBSTEIN – KREIS SURSES



Figur 4 Das Oberhalbstein im Überblick (Quelle: <http://map.search.ch/>; links) und ein Einblick in das breite U-Tal des Surses (rechts).

Die Fläche der drei Gemeinden des Oberhalbsteins (Savognin, Riom-Parsonz und Cunter) erstreckt sich über rund 8.5 km². Das Hochtal ist über eine Talenge entlang der Julierstrasse erreichbar. Vor Cunter weitet sich das nord-südverlaufende Tal auf der westlichen Talflanke aus.

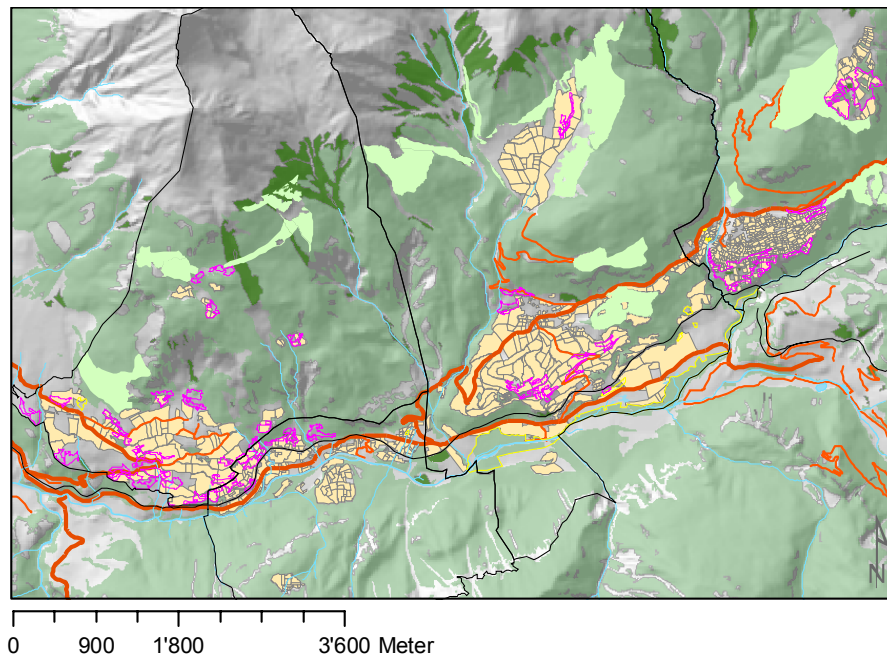
„Nachdem das Saumwesen der alten Passstrassen sein Ende hatte, ernährte sich die Bevölkerung weitgehend von der Landwirtschaft. Die einzelnen Handwerker im Tal standen meist zum Bauerntum in einer unmittelbaren Beziehung und neben ihren Geschäften hielten sie noch kleine, bäuerliche Betriebe. Den Hauptteil der Arbeit machte Viehzucht, Alpwirtschaft und im Winter Forstwirtschaft aus. Vor einiger Zeit musste die gepflegt terrassenförmige Landschaftsstruktur gewisser Landstriche für den Getreideanbau

grössere Bedeutung gehabt haben als heute, wo nur noch Gerste, Hafer oder Roggen angebaut werden.“ So lautete die Beschreibung des Tals von Frei-Catieni (1965:13) im Jahre 1965. In den letzten 40 Jahren hat sich die Situation im Surses gewandelt. So haben sich der Winter- sowie zunehmender auch der Sommertourismus im breiten U-Tal eingefunden. Die Bergbahnen von Savognin bieten der Bevölkerung im Winter und Sommer Gelegenheit für einen Nebenerwerb. An den Süd-Westhängen des Surses finden sich Skipistenschneisen, und besonders um Savognin lässt sich eine Siedlungsausdehnung und Umnutzung von Landwirtschaftsgebäuden erkennen.

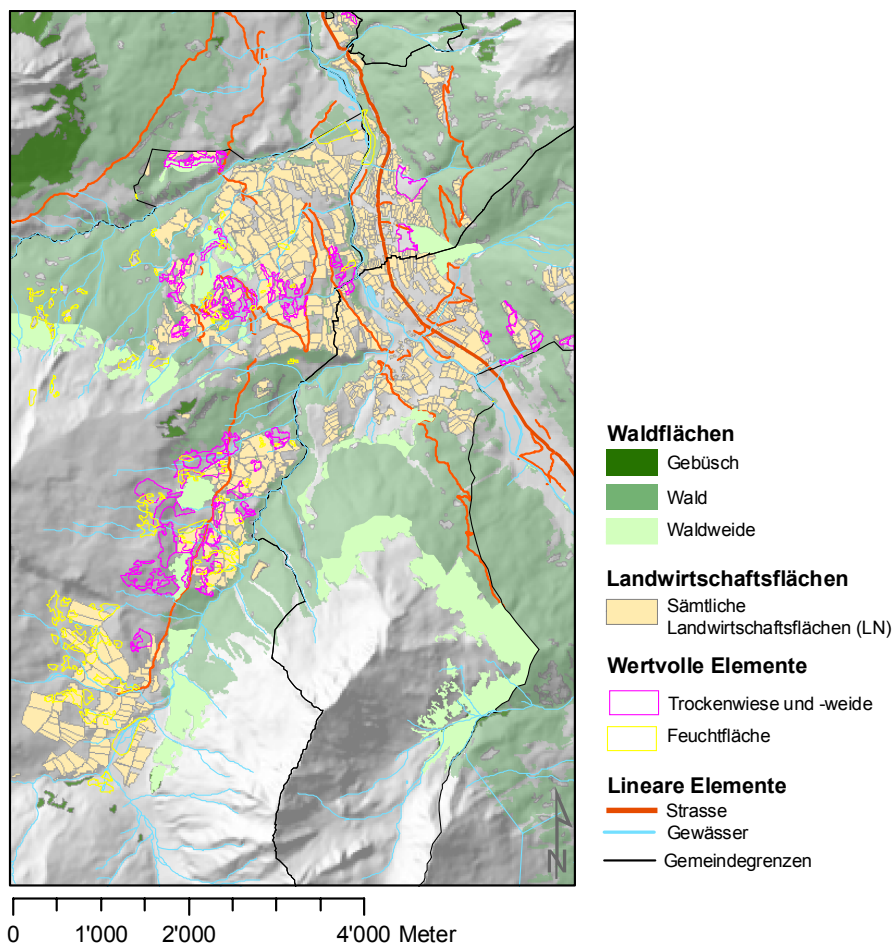
Frei-Cantieni (1965:21) schrieb: „Das Surses ist wegen seiner Naturpracht bekannt. Die Flora ist ungewöhnlich üppig, Edelweiss und Männertreu, Türkenbund und Feuerlilie gedeihen sogar an landwirtschaftlich bestellten Wiesen.“ Neben artenreichen Wiesen und Weiden sind besonders Trockenwiesen und –weiden sowie Feuchtgebiete auf der Süd-Westflanke des Tals als ökologisch wertvolle Gebiete anzusehen. Sicherlich hat der Ausbau der Infrastruktur zu Einbussen für Flora und Fauna geführt. Trotzdem verfügt das Surses immer noch über eine weitgehend intakte Naturlandschaft. So findet sich beispielsweise in der Burg von Riom das grösste Dohlenvorkommen der Alpen (Schmid et al. 1998:267).

2.2.2. DIE LANDNUTZUNGSFLÄCHEN DER UNTERSUCHUNGSREGIONEN

Da sich die Untersuchung ausschliesslich auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen beschränkt, wird deren Verteilung eingehender beschrieben. Die beiden Regionen bestehen innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen weitgehend aus subalpinem Grünland. Darunter fallen intensiv bewirtschaftete Wiesen und Dauerwiesen, wenig intensive Wiesen, extensive Wiesen, Dauerweiden sowie extensive Weiden. Fruchtfolgeflächen sind nur auf rund 3 % der landwirtschaftlichen Nutzflächen und ausschliesslich im Talgrund vorzufinden. Auch der Weideanteil beider Regionen ist relativ gering und beträgt rund 4 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Es sind regionale Unterschiede in der Extensivierung ersichtlich. Die Region im Oberhalbstein (Surses) ist deutlich extensiver genutzt als die Region im Albulatal: Der Anteil der extensiven und wenig intensiven Wiesen liegt im Albulatal bei 16.4 %, im Surses bei 37.4 %. In beiden Regionen hat sich zudem gezeigt, dass wenig intensiv bewirtschaftete Wiesen auch eine hohe botanische Artenvielfalt aufweisen und der ökologische Wert (Anzahl Gefässpflanzen) annähernd mit demjenigen von extensiv bewirtschafteten Wiesen vergleichbar ist (Dietschi 2004:9). Die extensive Wiesennutzung tritt vorwiegend in höheren Lagen auf. Der Talgrund rund um das Siedlungsgebiet bleibt intensiv genutzt. So werden im Surses besonders die Skipistenschneisen und die Bergwiesen oberhalb der Baumgrenze extensiv genutzt. Der Anteil extensiver Wiesen steigt relativ zur Höhe des Talbodens (Albulatal rund 900 m ü. M., Surses um die 1100 m ü. M.). Die Landnutzungsverhältnisse dürfen wegen Datenschutzgründen nicht publiziert, jedoch intern eingesehen werden.



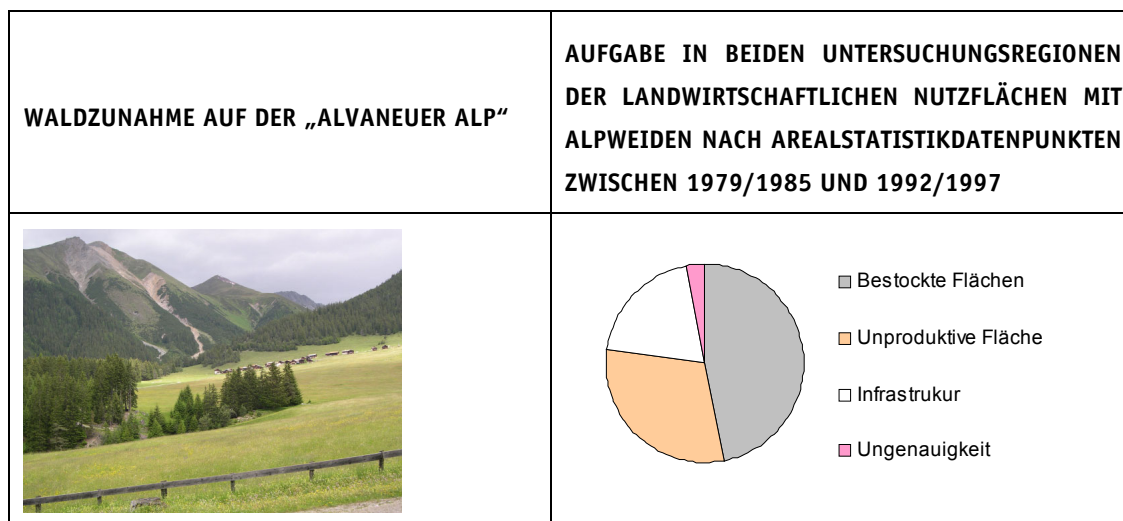
Figur 5 Übersicht über das Albulatal (Quelle: ALSV und ANU Kanton Graubünden, Swisstopo DHM25 und VECTOR25: Reproduziert mit der Bewilligung der swisstopo (BA057321)).



Figur 6 Übersicht über das Surses (Quelle: ALSV und ANU Kanton Graubünden, Swisstopo DHM25 und VECTOR25: Reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

EXKURS 3: ZUNAHME DER WALDFLÄCHE IM ALPENRAUM

Die Waldfläche der Schweiz nimmt vorwiegend im Alpenraum zu. Am höchsten ist die Waldzunahme zwischen den beiden letzten Arealstatistikerhebungsperioden 1979/85 und 1992/97 im Kanton Graubünden mit 4.4 %. Als Grund für die Waldzunahme wird oft der Rückzug der Landwirtschaft aus so genannten Grenzertragslagen genannt. Die Bewirtschaftung steiler Hänge, die weit entfernt vom Hofe liegen, ist bei der heutigen Agrarpolitik oftmals unrentabel und wird vermehrt aufgegeben.



Figur 7 Die Alvaneuer Alp ist von einer leichten Waldzunahme betroffen (links). Die Statistik der gesamten Region zeigt, dass rund 47 % der Datenpunkte die nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden, einem Wiederbewaldungsprozess unterliegen. Rund die Hälfte der Datenpunkte, welche in ehemaligem Landwirtschaftsland (inkl. Alpflächen) liegen, wird in unproduktive Fläche oder Infrastruktur übergeführt. Eine Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung führt demzufolge nicht in jedem Fall zu einer Wiederbewaldung.

Alle rund 12-13 Jahre werden Arealstatistikdaten in einem Gitternetz von 100 m über die ganze Schweiz nachgetragen (BFS 2004). Dabei werden unter landwirtschaftlichen Nutzflächen (LN) nach Arealstatistik in den Untersuchungsregionen alpwirtschaftliche Nutzflächen, Wiesen und Ackerland, sowie Heimweiden verstanden. Wald gilt als bestockte Fläche und wird in den Kategorien, Wald ohne Gebüschwald, Gebüschwald und Gehölze zusammengefasst.

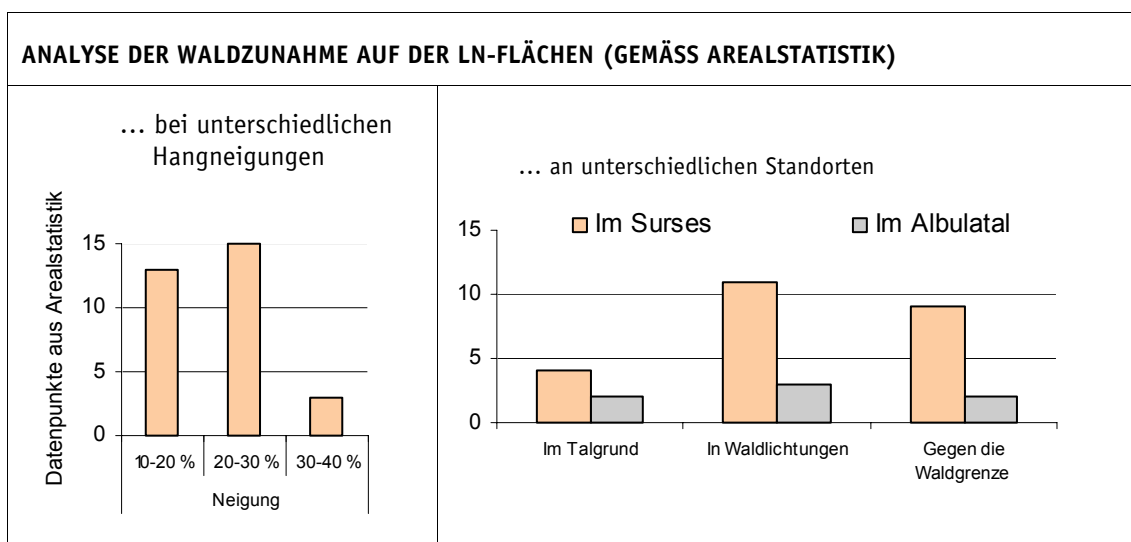
Die Waldzunahme ist ein schleichender Prozess. Im Feld braucht es sicherlich einige Erfahrung, um die Waldzunahme eindeutig zu erkennen. Einige der Kategorien der bestockten Flächen der Arealstatistik sind nicht eindeutig von den Landwirtschaftsflächen (z.B. verbuschte Wiesen, Heimweiden, aufgelöster Wald auf Landwirtschaftsflächen oder Baumgruppen auf Landwirtschaftsflächen) abzugrenzen (BFS 2004). Auch werden die Einteilungen anders gehandhabt als im Landesforstinventar oder bei den landwirtschaftlichen Statistiken, was möglicherweise zu Ungenauigkeiten bei der Datenerhebung führte. So beinhaltet der Begriff LN der Arealstatistik auch die Untergruppe Alpwirtschaftliche Nutzflächen, was bei landwirtschaftlichen Statistiken nicht der Fall ist.

In der Periode zwischen 1979/85 und 1992/1997 sind landwirtschaftliche Landnutzungsflächen verloren gegangen (252 ha in der gesamten Untersuchungsregion) und die Waldfläche hat sich in der gesamten Untersuchungsregion ausgedehnt um 170 ha. Interessant ist es nun aufzuzeigen, ob der eine Prozess tatsächlich auf Kosten des anderen vor sich geht. Interviews, welche von Stefan Lauber im Rahmen des SU-

LAPS-Projektes durchgeführt wurden, zeigen, dass die Landwirte in der Region keine Nutzflächen absichtlich aufgeben, sondern bestrebt sind, möglichst viel Land weiterhin zu bewirtschaften.

Die Analyse der Arealstatistik (Figur 7) zeigt, dass rund 47 % aller Datenpunkte, die nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden, heute dem Wiederbewaldungsprozess ausgeliefert sind. Rund 20 % der Datenpunkte sind auf die Zunahme von Siedlungen, Strassen oder touristischer Infrastruktur zurückzuführen. So musste beispielsweise beim Bau des Golfplatzes in Alvaneu-Bad zwischen 1996 und 2001 Landwirtschaftsland aufgegeben werden.

Die GIS-gestützte Analyse der Waldzunahme verdeutlicht, dass die Waldzunahme je nach Standort unterschiedlich ausgeprägt ist. Dazu werden die Arealstatistikdaten zur LN-Aufgabe mit dem Walddata des VECTOR25 Datensatzes der Swisstopo (Nachführungsstand 1997) verschnitten, um sicher zu stellen, dass nur die Punkte in die Analyse miteinbezogen werden, bei denen die Landnutzung in der Periode 1979/1985 bis 1992/1997 in Wald übergeführt wurden (insgesamt 31 Datenpunkte). Viele Flächen der Landnutzungsaufgaben liegen im Bereich der Waldgrenze oder darüber (Figur 8). Dort ist die Aufgabe der Landnutzungsflächen oft nicht mit dem Wiederbewaldungsprozess verbunden, sondern die Flächen werden in unproduktive Vegetation übergeführt. Davon sind besonders Alpweiden betroffen.



Figur 8 Analyse der Waldzunahme auf der Landnutzungsfläche (inkl. Alpflächen) bei verschiedenen Hangneigungen und Standorten.

Die Problematik der Waldausdehnung ist im Surses ausgeprägter als im Albulatal. Vor allem Waldlichtungen die einst landwirtschaftlich genutzt wurden, werden vom Wald zurückerobert. Diese Lichtungen unterlagen einst der Maiensässbewirtschaftung. Heute wurden diese Maiensässe oftmals zu Ferienhäusern umfunktioniert (Figur 7). Die Wiederbewaldung im Talgrund der tatsächlichen LN ist nur in vier Datenpunkten ersichtlich, wobei der Wald da nur locker bestockt ist.

In den SULAPS-Szenarien ist die Verbuschung und Verbrachung unter dem Einfluss unterschiedlicher agrarpolitischer Rahmenbedingungen auch ein Thema. Die Liberalisierungs- und Ökologieszenarien verstärken den Wiederbewaldungsprozess. Dabei werden nicht nur Grenzertragsflächen, sondern auch einst intensiv bewirtschaftete Gebiete nahe des Betriebes von einer Verbuschung oder Wiederbewaldung betrof-

fen. Eine Abnahme der landwirtschaftlichen Direktzahlungen bei diesen Szenarien ist die Hauptursache für die höheren Wiederbewaldungsraten (Pfefferli et al. 2005).

2.3. METHODEN

2.3.1. BILDEN VON RÄUMLICHEN GIS-MODELLEN

Modelle sind ein sehr wichtiges Hilfsmittel in der Landschaftsökologie (Turner et al. 2002:47). Unter einem Modell „wird häufig eine Theorie, eine Arbeitshypothese, die anschauliche konkrete Abbildung eines an sich unanschaulichen Sachverhaltes, die mathematische Formulierung eines Sachverhaltes oder ein nie voll verwirklichtes Idealbild verstanden“ (Blaschke 1997:77). Da die Umwelt, bzw. die Landschaft als solches, nicht messbar und modellierbar ist, muss die „Komplexität und das Landschaftsbild hinsichtlich der Planungs- [respektive Modellierungs]aufgabe reduziert werden“ (Jessel und Tobias 2002: 113).

Das Modell als das „nie voll zu verwirklichende Idealbild“ ist in dieser Arbeit angebracht, um den Ausdruck das „Zielzustandsmodell“ zu umschreiben. Zusätzlich wird versucht, einen sehr komplexen und unanschaulichen Sachverhalt abzubilden. Bei einer Modellbildung in der Landschaftsökologie ist oftmals das gewählte Tool- oder Methodenset wichtiger als das modellierte Endresultat selbst (Turner et al. 2001:49). Das **Zielzustandsmodell** ist eine räumliche, statische und stochastische Modellbildung (Turner et al. 2001:50). Das Resultat soll räumlich explizit wiedergegeben werden und einen Zustand in etwa 10-15 Jahren widerspiegeln. Das Modell ist stochastisch, da es je nach gewählten Parametern unterschiedlich ausfallen kann.

Das Zielzustandsmodell verfolgt einen Top-down Ansatz. Damit beschreibt Sanderson und Harrison (2000:12) einen Ansatz, welcher nicht alleine von den Arten ausgeht, sondern auch das Umfeld in die Analyse mit einbezieht. Somit werden die Faktoren beschrieben, welche die Verteilung der Arten in der Landschaft beeinflussen können. Die Betrachtungsweise geht demzufolge nicht alleine von den Organismen aus, sondern untersucht, wie sich naturräumliche und kulturhistorische Faktoren auf das Vorkommen und die Verteilung von Arten auswirken können (Sanderson und Harrison 2000). Ein Bottom-up Ansatz würde die Verteilung der Arten in der Landschaft in Abhängigkeit von Landschaftselementen beschreiben.

2.3.2. GIS-METHODEN IN “LANDSCAPE ECOLOGY” UND DER ÖKOLOGISCH ORIENTIERTEN PLANUNG

Die landschaftsökologische Forschung kann nicht in der gesamten Breite des Gebietes betrieben werden. Aber zwischen Spezialistentum einerseits und einer allumfassenden landschaftsökologischen Forschung andererseits liegen verschiedene methodische Forschungsmöglichkeiten. Um dem landschaftsökologischen Forschungsanspruch gerecht zu werden, muss eine Methodik gefunden werden, welche einerseits nicht allzu spezialisiert die Problemstellung angeht aber andererseits nicht nur generalisierte Aussagen zulässt. Dazu meint Leser (1997:179): „Das Problem der Landschaftsökologie war, ist und bleibt die Methodik. Es ist schwer die gesamte Landschaft zu erforschen als Komplex in welchem zahlreiche Prozesse und Faktoren ein ganzheitliches Wirkungsgefüge bilden.“ Dabei eröffnet das Geographische Informationssystem (GIS) eine erste Möglichkeit der Umsetzung ganzheitlicher Ansätze (Blaschke 1997:90).

Die zunehmende Komplexität landschaftsbezogener Informationen und die neuen Anforderungen an Theorie und Praxis haben den Einsatz eines computergestützten Systems gefördert. Seit den 1990er Jahren finden Geographische Informationssysteme in den Gebieten des Naturschutzes, der Ökologie und der Landschaftsökologie vermehrt Verwendung. Das GIS ist in den letzten Jahren zu einem unentbehrlichen Werkzeug in der modernen praxisorientierten Landschaftsplanung geworden (Riedel und Lange 2002:278). Mit der Entwicklung der Geographischen Informationssysteme bekommt die landschaftsökologische Forschung eine neue Qualität und neue Perspektiven. Damit kann mittels gebietsbezogener Modellrechnungen ein neues Bild der untersuchten Region oder von Teilen dieser Region entwickelt werden (Leser 1997:183). Prognose und Simulation realer Gegebenheiten zählen zu den Stärken des GIS-Einsatzes. Weitere Vorteile sind (Leser 1997:183; Lipp und Schall 2003): Quantitative prozessbezogene Darstellungen, Anwendbarkeit der Analyse bei unterschiedlichen Dimensionsbedürfnissen, d.h. Darstellungen in verschiedenen raum-zeitlichen Auflösungen und unterschiedlichen Massstäben sowie Entwicklung von Planungsalternativen, welche als Grundlagen für Raumplanungsentscheide und Umweltschutzmassnahmen getroffen werden können.

2.3.3. EXPERTENINTERVIEWS

„Landscape ecologists are not social scientists, but an understanding of landscape and management requires a knowledge of how society perceives, plans, uses and manages landscapes and landscape elements“ (Baundry und Bunce 2001:12). Um das soziale Umfeld von Planungsaufgaben in der Landschaftsökologie verstehen und einbringen zu können, ist der Einsatz sozialempririscher Methoden (Befragung oder Beobachtung) in der ökologisch orientierten Planung keine Seltenheit. Befragung, Beobachtung, Experiment und Inhaltsanalyse sind grundlegende Methoden zur Analyse der sozialen Wirklichkeit (Jessel und Tobias 2002:113). Bei einem ökologischen Planungsprozess ist besonders das naturschutzfachliche Wissen der örtlichen Experten und die Beteiligung interessierter Bürgerinnen und Bürger am Planungsprozess zu berücksichtigen (Schall 2003:12).

In einer ersten Runde dienen die Experteninterviews zur Eingrenzung der Kriterien eines „wünschenswerten Zielzustands“ oder einer „bevorzugten ökologischen Landschaftsnachfrage“. Dabei soll die räumliche Verteilung von „optimalen“ ökologisch relevanten Landschaftsmustern und Landschaftselementen in den Untersuchungsregionen ausfindig gemacht werden und Zusammenhänge zwischen der touristischen und ökologischen Landschaftsnachfrage aufgezeigt werden. Diese Art von narrativen Experteninterviews wird oftmals in der explorativen Phase einer Forschungsarbeit angewandt, um das Thema einzuschränken und auf einen aktuellen Kontext beziehen zu können (Bogner et al. 2002). Dabei wird mit einem qualitativen, strukturierten Leitfadeninterview gearbeitet (Anhang B.1). Dieser Leitfaden wird in vier unterschiedliche Themenblöcke aufgegliedert (Landschaft allgemein, Biodiversität, Vernetzung und Tourismus). Innerhalb eines Fragenblockes wird zwischen regionalspezifischen und allgemeingültigen Fragen unterschieden. Die Fragen konnten somit auf den Wissensstand der Experten und der Expertin zugeschnitten werden (Anhang A).

Eine zweite Runde von Experteninterviews hilft bei der Auswahl der Ziel- und Leitarten. Dabei wird basierend auf einem Kriterienaset eine Zusammenstellung der möglichen Ziel- und Leitarten erarbeitet und

den Experten vorgelegt. Diese wird teils mündlich (zwei Experten) mit den Experten besprochen oder als standardisierter Fragebogen per Mail verschickt (drei Experten; Anhang B.2).

Eine dritte Runde dient schliesslich der Bewertung der Endergebnisse. Dabei werden der Expertin und den Experten die generierten Zielzustandskarten nochmals in einer schriftlichen standardisierten Befragung vorgelegt (Anhang B.3). Da die Experten mehrfach und unabhängig von einander kontaktiert werden, kann das Verfahren als vereinfachte Delphi-Methode (Bogner et al. 2002:133f) beschrieben werden. Dies ist ein systematisches, mehrstufiges Interviewverfahren, welches dazu dient, zukünftige Ereignisse, Trends, technische Entwicklungen und dergleichen möglichst gut einschätzen zu können. Diese Methode wird eingesetzt, um Kriterien für eine GIS-Modellierung einzuschränken (Malczewski 1999:110).

2.3.4. DER EXPERTE, DIE EXPERTIN

In dieser Arbeit werden Experteninterviews mit Ökologieexperten und einer Ökologieexpertin durchgeführt. Dabei definiert sich der Experte durch seine langjährige Erfahrung und durch sein bereichsspezifisches Wissen und Können. In der methodischen Debatte wird ein voluntaristischer, konstruktivistischer und wissenssozialer Expertenbegriff unterschieden. In dieser Arbeit wird der Expertenbegriff im konstruktivistischen Sinne verwendet. D.h. „Experten-Sein“ funktioniert in dieser Perspektive über die Zuschreibung der Rolle seitens der Akteure, die an Aufklärung und Informationen an objektivem Faktenwissen interessiert sind. Dabei ist es üblich, dass auf Experten zurückgegriffen wird, welche sich in der Fachliteratur einen Namen gemacht haben, die in entsprechenden Verbänden und Organisationen arbeiten und mit prestigeträchtigen Positionen und Titeln dekoriert sind. Sie geben objektives „technisches Wissen“ wieder, wobei sie sich klar durch den Wissensvorsprung vom Interviewer unterscheiden (Bogner et al. 2002:40).

Die Ökologie-Experten werden in drei Gruppen unterteilt, der „praxisorientierte Vernetzungsexperte“ der „wissenschaftlich orientierte Biodiversitätsexperte“ und der „regionalkundliche Experte“ (Anhang A). Diese drei Kategorien lehnen sich an die Charakterisierung von Teilgruppen beim Umgang mit Umweltproblemen nach Thieken (1999) an. Die verschiedenen Gruppen konnten die Fragen mit einem unterschiedlichen Fokus beantworten. Daher konnten auch nicht alle Expertenmeinungen gleich gewichtet werden.

- › **Der praxisorientierte Vernetzungsexperte:** Dieser definiert sich durch seine aktive Mitarbeit in Vernetzungsprojekten von Kantonen und Gemeinden. Er kann sich auf die Theorie und eigene Erfahrungen bei Vernetzungsprojekten nach ÖQV (Kapitel 3.1.2) stützen. Er kann Entscheidungen trotz unsicherer Grundlagen treffen (Thieken 1999:195). Da Vernetzungsprojekte sehr regionalspezifisch angewandt werden müssen, sind jedoch minimale regionale Kenntnisse Voraussetzung.
- › **Der wissenschaftlichorientierte Biodiversitätsexperte:** Er definiert sich durch seine Forschungsarbeit. Er stösst sich teils an der nicht naturwissenschaftlichen Erhebungsmethode. In dieser Diplomarbeit wird keine biologische Feldbeobachtung durchgeführt. Die Datengrundlage wird allein aus Literatur und Expertenwissen zusammengetragen, was das Resultat aus biologischer Sicht etwas schmälert und dazu führt, dass der Experte dieses Typs oft sehr vorsichtig mit seinen Aussagen ist. Thieken (1999:195) beschreibt dies als Zweifel gegenüber unsicherem Wissen und gegenüber der technischen Machbarkeit.

- › **Der regionalkundliche Experte:** Dieser Experte zeichnet sich durch gute Kenntnisse in der Region Mittelbünden aus. Bei diesen Experten steht oftmals weniger die Ökologie als vielmehr das wirtschaftliche Anliegen der Region im Vordergrund. Zudem fokussiert er stark auf die Umsetzbarkeit und Realisierbarkeit des Ansatzes.

2.3.5. AUSWERTUNG UND NÜTZLICHKEIT DER EXPERTENINTERVIEWS

Im Vergleich zu sozialwissenschaftlichen Auswertungen (z.B. nach Mayring 2002) wird in dieser Arbeit ein vereinfachtes, in der ökologisch orientierten Planung gängiges Verfahren (Jessel und Tobias 2002; Mieg et al. 2001) gewählt. Die nicht standardisierten Antworten werden protokolliert und die Antworten nach Bedeutungsfeldern und Forschungsfragen geordnet. In einem weiteren Schritt werden Assoziationen aufgelistet und je nach Anzahl der Nennungen unter Berücksichtigung der Aussagekraft des Experten bewertet (Jessel und Tobias 2002: 130; Anhang C.2).

In der sozialwissenschaftlichen Diskussion herrscht generell eine rege Debatte darüber, wie objektiv ein Experteninterview wirklich ist. Nachteil der mündlichen Befragung ist, dass die Befragungssituation nicht ausreichend kontrollierbar ist (Jessel und Tobias 2002: 126). Denn ein Experteninterview widerspiegelt immer eine soziale Interaktion zwischen Interviewer und befragter Person. Dabei wirken sich der Funktionskontext, die Subjektivität und die Machtverhältnisse auf die Ergebnisse der Befragung aus.

In der ersten Runde werden die Experteninterviews nur bedingt als nützlich erachtet. Einerseits sind die Experten teilweise nur wenig motiviert, Auskünfte zu erteilen, da die Thematik in der Literatur größtenteils bereits abgehandelt worden ist. Andererseits ist es schwierig, aus Experteninterviews präzise Werte für die GIS-Modellierung und Operationalisierung zu erhalten. Dazu würde sich ein standardisierter Fragebogen besser eignen.

Hier gilt anzufügen, dass jegliche in Experteninterviews gewonnenen Daten schon von einer vorgängigen Theorie oder Erfahrungen abhängig sind, und dass es aufgrund dieser vorgängigen Erfahrung keine „reine Daten- und auch keine werteneutrale Analyse und Interpretation dieser Daten geben kann“ (Stachowiak 1973 in: Jessel und Tobias 2002:113).



3. ERHEBUNG DER ÖKOLOGISCHEN LANDSCHAFTSNACHFRAGE – DER „ÖKOLOGISCHE ZIELZUSTAND“

3.1. LITERATURÜBERBLICK: POPULATIONS- UND LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHE ANSÄTZE ZUM NATURSCHUTZ IM AGRARLAND

Mit zunehmender Intensivierung und grossflächiger Kultivierung der Landwirtschaft im 20. Jahrhundert gerieten der Naturschutz und die Landwirtschaft zunehmend in eine Konfliktposition. Diese Problematik wurde in Europa bereits in den ersten Dekaden des 20. Jahrhunderts erkannt und es wurden erste Massnahmen dagegen ergriffen. In der Schweiz basieren diese Massnahmen auf dem Natur- und Heimatschutzgesetz (NHG) und finden ihre Weiterführung in der 2001 eingesetzten Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV). Für die Begründung der Dimensionierung und Vernetzung von stabilen Tier- und Pflanzenlebensräumen kann auf mehrere theoretisch fundierte populations- und landschaftsökologische Modelle zurückgegriffen werden.

3.1.1. INTEGRATION UND SEGREGATION

Die Grundlage des Naturschutzes in der Landwirtschaft bilden die zwei Konzepte der Segregation und Integration nach Hampicke (1988 in: Jessel und Tobias 2002:377).

Beim **Segregationsmodell** erfolgen Naturschutz und landwirtschaftliche Bewirtschaftung auf getrennten Flächen. Ökologisch oder kulturhistorisch wertvolle Flächen werden unter Schutz gestellt und von einer Pufferzone (so genannte Schutzzone) umgeben und dadurch aus den bewirtschafteten Zonen ausgeschieden (vgl. Nationalpark- oder Naturschutzkonzepte). Nur die Schutzzone ist dabei ins Wirtschaftsgebiet eingebettet. Dadurch sollen möglichst geschlossene Schutzareale erhalten werden. Bis zu einem gewissen Grad entstehen somit Naturschutzgebiete als erhaltenswerte Inseln mit möglichst gut gesicherten Grenzen und wenig Austausch zum benachbarten Umland. Dieser Ansatz basiert auf der von Mac Arthur und Wilson (1976) entwickelten biogeografischen **Inseltheorie**. Die Inseltheorie besagt, dass die Artenzahl mit zunehmender Distanz zwischen Inseln abnimmt. Zusätzlich ist die Artenvielfalt auf kleinen Inseln geringer als auf grossen. Die Landschaft wird somit in inselartige Habitate unterteilt und kann auf die Inseltheorie übertragen werden. Die Grösse der Habitate nimmt heute stetig ab und die Distanz zwischen den Habitaten (d.h. die Isolation) nimmt zu. Demzufolge nimmt in diesem Prozess die Artenzahl nach Inseltheorie ab. Die Inseltheorie dient oft zur Landschafts- und Naturschutzplanung (Harker und Evans 2002:24). Gerade wegen ihrer etwas pragmatischen Anschauung können damit ökologische Effekte einfach vermittelt werden. Entgegen der eigentlichen Inseltheorie ist die Isolation von Habitatinseln für viele Arten nicht so gravierend wie bei echten Inseln, da die Umgebung nicht so lebensfeindlich ist (Hovestadt et al. 1991). Dies trifft vor allem auf Vögel zu. Für viele andere Gattungen wie Amphibien und Reptilien verhindern verschiedene Barrieren der Kulturlandschaft (Eisenbahn, Strassen, Siedlungen) effektiv eine Verbreitung und Migration. Daraus kann gefolgert werden, dass in der Kulturlandschaft weniger

die Entfernung sondern eher die trennenden Barrieren ausschlaggebend sind. Die inselbiogeographischen Kenntnisse sind daher kritisch zu betrachten (Blaschke 1997:38).

Die klassische Sicht des Naturschutzes, nämlich dass ein effektiver Schutz nur gewährleistet ist, wenn die Flächen vom wirtschaftlichen Land abgetrennt werden, ist in dieser Masse nicht mehr zeitgemäss. Sicher ist es heute immer noch wichtig wertvolle Ökosysteme unter Schutz zu stellen. Doch hat es sich gezeigt, dass das Segregationskonzept alleine keine dauerhaften Erfolge erzielen kann.

Das **Integrationsmodell** nach Hampicke (1988) führte in den letzten Jahren zu einem sehr ehrgeizigen Ziel des „flächendeckenden Naturschutzes“ (Jesse et al. 2002:377). Damit sollen nicht nur Teile, sondern die gesamte Landschaft ökologisch optimiert werden. Dieses Ziel kann mit einer Optimierung des ökologischen Landbaus erreicht werden. Dies beinhaltet unter anderem eine Verbesserung der ökologischen Bewirtschaftungstechniken und das Festsetzen eines Anteils an naturnahen Flächen, so genannten ökologischen Ausgleichsflächen (ÖAF) pro Betrieb. Auf die Bewirtschaftungstechniken wird in dieser Arbeit kaum eingegangen. In der räumlichen Analyse werden jedoch quantitative Angaben zu den Anteilen oder Positionierungen von naturnahen Flächen umgesetzt.

Im Gegensatz zur Naturlandschaft stossen in unserer Kulturlandschaft verschiedenartige Ökosysteme mit harten Grenzen aneinander. Ackerflächen liegen unmittelbar neben intensiven Flächen. Dabei entstehen so genannte *Edge Effects*, d.h. eine Übergangszone am Rande der Landnutzungsflächen, welche von den angrenzenden Nutzflächen beeinflusst werden (Forman 1995:96). Diese Übergangszonen werden als Ökotone bezeichnet und zeigen oft eine grosse Artenvielfalt. Nach Blaschke (1997:37) ist das Schaffen von Ökotonen zwischen Landnutzungsflächen in der Agrarlandschaft besonders wichtig. Um naturnahe Flächen zu erhalten, soll somit das Zusammenlegen von Schlägen (= bewirtschaftete Grundeinheit) vermieden werden. Mit feineren Schlagstrukturen werden artenreiche Randstrukturen gefördert (Eysel 1990:52). Daraus begründet sich das **Mosaik-Konzept** von Duelli (1997), welches besagt, dass unter anderem mit einer kleinräumigen und vielfältigen Struktur der Agrarlandschaft und einem hohen Anteil an Ökotonen auch auf eine hohe Artenvielfalt geschlossen werden kann. Forman (Forman 1995:88f) differenziert diesen Ansatz in eine artenspezifische Sichtweise. Es gibt Arten, welche diese Übergangsbereiche bevorzugen (*Edge Species*), andere besiedeln jedoch vorzugsweise das Innere von Habitaten (*Interior Species*). Damit wird verdeutlicht, dass ein hohes Mass an Randeffekten sich auf spezialisierte Arten auch negativ auswirken kann.

Doch bleibt die Frage wie viel Natur (bzw. Ökotone) die Landschaft braucht (Broggi 1990). Bis heute scheint diese Frage nicht eindeutig beantwortet zu sein. In der Agrarpolitik sind Mindestansätze festgelegt worden (z.B. 7 % Ausgleichsflächen pro Betrieb; LBL und SRVA 2001). Die ökologischen Ausgleichsflächen sind mit Bestimmtheit ein zentrales Element in einer integralen, multifunktionalen und nachhaltigen Landschaft. 2001 galten gesamtschweizerisch durchschnittlich 9 % der Landwirtschaftsfläche als ökologische Ausgleichsfläche, trotzdem bleibt das gewünschte ökologische Ziel aus. Broggi (1990) betont, dass weniger generelle Richtwerte, sondern die regionalen Besonderheiten beachtet werden müssen, um eine ökologisch sinnvolle Agrarlandschaft zu gestalten.

Eine Mischung des Integrations- und Segregationsansatzes soll eine optimale Aufteilung der Landwirtschaftsflächen liefern. Im Zusammenspiel von Segregation und Integration gründet die viel diskutierte

SLOSS-Debatte „*Singel large or several Small*“. Es braucht sowohl grosse ökologisch wertvolle Flächen als auch kleinstrukturierte Landnutzungsflächen. Dies unterstreicht Forman (1995:47): „large patches, large benefits, and small patches, small supplemental benefits“. Die Frage bleibt immer noch offen wie viele grosse oder kleine Flächen es denn sein sollten.

3.1.2. DAS VERNETZUNGSPROJEKT: EINE UMSETZUNG DER ÖKO-QUALITÄTSVERORDNUNG

In einem Vernetzungsprojekt werden ökologische Vernetzungsideen im Agrarland umgesetzt. Es bildet oftmals einen Teil des Landschaftsentwicklungskonzeptes (LEK) und basiert auf der Öko-Qualitätsverordnung (Bosshard 2001). Die ÖQV wurde 2001 eingesetzt, da die angemeldeten ökologischen Ausgleichsflächen nicht genügend Wirkung für die Artenvielfalt hatten. Oftmals wurden periphere Flächen als Ausgleichsflächen angemeldet, welche wenig Erträge erzielten, ökologisch jedoch auch von geringem Wert waren (Jenny et al. 2002:5). Der erste Grundsatz der Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) lautet: „Um die natürliche Artenvielfalt zu erhalten und zu fördern, unterstützt der Bund auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche ökologische Ausgleichsflächen von besonderer biologischer Qualität und die Vernetzung von ökologischen Ausgleichsflächen mit Finanzhilfen“ (ÖQV, Art. 1).

Die ÖQV fordert eine gute Qualität von landwirtschaftlichen Nutzflächen insbesondere ökologische Ausgleichsflächen. Unterstützung erhalten extensive genutzte Wiesen, wenig intensiv genutzte Wiesen, Streuflächen, Hecken, Feld- und Ufergehölze, Hochstamm- und Feldobstbäumen.

Im Weiteren sollen diese Ausgleichsflächen nach kantonalen Richtlinien vernetzt werden. Ausgleichsflächen, welche unter ökologischem Gesichtspunkt angelegt werden, zeigen einen positiveren Effekt auf die regionale Artenvielfalt. Diese Tatsache möchte die ÖQV unterstreichen und somit jene Bauernfamilien unterstützen, welche ihre Betriebe unter bestimmten ökologischen Gesichtspunkten gestalten. Dank der ÖQV kann der Bund solche Massnahmen gezielt fördern und auch kontrollieren (Jenny et al. 2002).

Die Umsetzung des Vernetzungsprojekts stützt sich auf populationsökologische Ansätze und Theorien. Das *Metapopulationskonzept*, *Lebensraumverbundssystem*, *MVP-Konzept* oder *Minimum-Areal-Konzept* sowie *Ziel- und Leitartenkonzept* sind theoretische Grundlagen, welche die Vernetzung nach ÖQV beschreiben. In Jenny (2002) werden diese Konzepte nicht explizit aufgeführt, jedoch implizit erwähnt:

Das Lebensraumverbundsystem oder **Habitatsverbundssystem** ist eines der gängigen Konzepte in der ökologischen Planung und die Grundlage der Vernetzung. Es ist vor allem für Tiere von entscheidender Bedeutung, da sie mobil sind und sich innerhalb dieser Landschaftsstrukturen bewegen. Das Lebensraumverbundssystem versucht jegliche Art der Mobilität durch gezieltes Setzen von Landschaftselementen zu fördern. Gängigerweise wird unter einem Lebensraumverbund ein Gefüge verstanden, das aus folgenden Bestandteilen zusammengesetzt ist (Jessel und Tobias 2002:386; Jenny et al. 2002:15): Grossflächige Lebensräume als genetisch stabile Dauerlebensräume für langfristig überlebensfähige Populationen sind die Grundeinheit (1). Diese werden durch Trittsteine, die als Ausgangspunkt oder Zwischenstationen bei der Ausbreitung und täglichen Wanderung dienen, verbunden (2). Korridore ermöglichen zusätzlich die Migration von einem Habitat zum andern (3).

Dabei sind unterschiedliche Mobilitätsverhalten ersichtlich. Es werden drei Arten von Mobilität unterschieden (Rey und Wiedemeier 2004:6; Jenny et al. 2002):

- › **Tägliche Mobilität:** Alle benötigten Teillebensräume einer Art müssen ungehindert erreicht werden können. Die meisten Tierarten nutzen während ihres Tagesrhythmus unterschiedliche Lebensräume zur Nahrungsbeschaffung, als Brutplatz, Nacht- oder Ruhelager. Die Gesamtheit des dabei beanspruchten Raumes wird als Aktionsraum bezeichnet. Am effizientesten ist eine Art, wenn die Lebensräume, die innerhalb eines Tages erreicht werden sollten, möglichst nahe beieinander liegen. Die Sensitivität der Anordnung der Lebensräume ist im nächsten Umfeld am höchsten (Forman 1995:370).
- › **Migration:** Die meisten Tierarten benutzen entwicklungsbedingt saisonal unterschiedliche Lebensräume und müssen dazu Wanderungen vollziehen. Ein Beispiel dazu ist der Vogelzug oder die Wanderung der Amphibien zwischen Überwinterungsgebiet und Laichgewässer.
- › **Dispersion:** Damit eine Art langfristig überleben kann, braucht es einen Genaustausch. Dazu muss die Art selbst wandern oder ihre Samen (nur bei Pflanzen) verbreitet werden. Es ist wichtig, einen Individuen- und Genaustausch zu haben, damit Bestände nicht durch Inzucht aussterben (Jenny et al. 2002:12). Dieser Ansatz ist eng mit der Metapopulationstheorie verknüpft. Diese besagt, dass durch Habitatfragmentierung entstandene Teilpopulationen aussterben (Jessel und Tobias 2002:376).

Als Kritikpunkt am Habitatsverbundkonzept gilt, dass der Naturschutz auf den Arten- und Biotopschutz reduziert wird und dabei andere umweltrelevanten Aspekte vernachlässigt werden. Es besteht eine Gefahr eines Planungsschematismus. Das Biotopverbundsystem wird der Landschaft als eine Art „Legokastenprinzip und Schablone übergestülpt“ (Jessel und Tobias 2002:387). Trittsteine und Korridore sind nicht ausreichend. Dabei sind hinreichend grosse Kernlebensräume für die spezifischen Arten besonders wichtig, diese werden jedoch oft vernachlässigt. Zusätzlich besteht die Gefahr, dass Trittsteine und Korridore als Anlass genommen werden, Flächen dazwischen weiterhin intensiv zu bewirtschaften. Ausserdem müssen Korridore und Trittsteine artenspezifisch angelegt werden, dabei sollen naturräumliche und kulturhistorische Gesichtspunkte berücksichtigt werden (Kaule 1991:376 in: Blaschke 1997:38).

Gewisse Habitate sollen über eine bestimmte Entfernung verfügbar sein (Jessel und Tobias 2002:386f). Ein direkter Kontakt zwischen gleichartigen oder ähnlichen Lebensräumen (*Connectedness*) ist dabei nicht unbedingt notwendig. Vielmehr kommt es darauf an, die Landschaft für verschiedene Organismen durchlässig zu halten, so dass generell Wander- und Austauschbeziehungen möglich sind (*indirekter Verbund*). Dies kann durch eine geeignete räumliche Anordnung der Lebensräume und Landschaftselemente geschehen, zwischen denen funktionale Austauschbeziehungen (*Connectivity*) möglich sind. Dabei wird von einer funktionalen Distanz zwischen Landschaftselementen gesprochen. Dieser Ansatz wird meist artenspezifisch und in Verbindung mit dem Ziel- und Leitartenkonzept (vgl. unten) angewandt.

Das Konzept der **differenzierten Land- und Bodennutzung** berücksichtigt kulturräumliche und historische Gesichtspunkte beim Erarbeiten einer „geschickten Zuordnung und Mischung von unterschiedlichen Nutzungstypen“ (Jessel und Tobias 2002: 378ff). Somit soll „eine Stabilisierung der Kulturlandschaft“ erreicht werden. Die Theorie der differenzierten Landnutzung ist grundsätzlich auf alle Typen der Landnutzung anwendbar (Jessel und Tobias 2002:378ff). Dietl (1994) empfiehlt die differenzierte Landnutzung

aus ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Gründen. Da gewisse Flächen unter geeigneten Bedingungen auch intensiv genutzt werden können, wird dadurch ein ökonomischer Nutzen erzielt. Die anderen Wiesenparzellen sollen weiterhin traditionell genutzt werden. Eine abgestufte Wiesennutzung hat auch einen unterschiedlichen Schnittpunkt zur Folge, was der Tier- und Pflanzenwelt zugute kommt. Mit dem Ansatz der differenzierten Land- und Bodennutzung können naturnahe und Naturschutzflächen ohne Weiteres in das Agrarland eingegliedert werden (Dietl 1994:41).

In Mitteleuropa treten ungefähr 40'000 mehrzellige Tierarten auf. Eine ökologische Planung kann unmöglich die Gesamtheit der Tier und Pflanzenwelt berücksichtigen. Für die Planung muss die Artenzahl auf eine handhabbare Grösse reduziert und möglichst sinnvolle Stellvertreter und Charakterarten für spezifische Landschaftsräume gefunden werden (Jessel und Tobias 2002:365; Flade et al. 2003:61f). Dabei wird von **Ziel- und Leitarten** gesprochen. Es ist durchaus gängig, modellhafte Zusammenhänge anhand einzelner Arten zu modellieren. Dabei soll der Aufwand, um fundierte Schutzqualitätsziele für die Biozönose (Lebensgemeinschaft) der Agrarlandschaft zu erarbeiten, so gering wie möglich gehalten werden (Flade et al. 2003:61f). Neben der Minimierung des Aufwandes für die Planenden, kann mit der Reduktion auf ausgewählte Arten auch die Motivation der Bauerinnen und Bauern gesteigert werden, Massnahmen zur Erhaltung einer spezifischen Art durchzuführen. Dies führt zu einer direkten Nachvollziehbarkeit der Massnahmen. So können diese Arten auch als Indikatoren der Massnahme dienen und das Sichten einer dieser Tierarten kann ein Erfolgserlebnis bewirken (Rey und Wiedemeier 2004:4).

Die in der Schweiz gängige Definition von Ziel- und Leitarten lautet:

› **Zielarten** sind gefährdete Arten, die erhalten werden sollen. Somit ist die Förderung und Erhaltung dieser Arten das Ziel der zu wählenden Massnahme (Ziel- und Leitarten; www.reckenholz.ch). Nach Öko-Qualitätsverordnung sind Zielarten „gefährdete Arten (Rote-Liste-Status 1, 2 oder 3), welche für den Planungssperimeter eine besondere Bedeutung haben und für diejenige internationale Verpflichtungen eingegangen wird. Ihre Erhaltung und Förderung ist nach NHG Art. 18 verpflichtend; sie sind also relevant für den Artenschutz“. „Das Schutz- und Entwicklungsziel sind die Arten selbst“ (Rey und Wiedemeier 2004:4). Die Zielarten werden anhand des Grades der Gefährdung bestimmt.

Das Schlingnatter gilt als eine Zielart im Albulatal ist auch sehr stark gefährdet (Rote-Liste-Status = 3; Tabelle 2). Es müssen konkrete Massnahmen getroffen werden, um diese Art zu schützen.

› **Leitarten** sind charakteristisch für den Lebensraum. Sie werden gewählt, wenn die Erhaltung oder Aufwertung des Lebensraums im Vordergrund steht. Von den Massnahmen profitieren auch andere Bewohner des Lebensraums. Nach Öko-Qualitätsverordnung sind Leitarten „Indikatoren, deren Lebensraumanprüche Qualität und Quantität von Schutz-, Aufwertungs- und Entwicklungsmassnahmen (mit) bestimmen und die gut kommunizierbare „Aushängeschilder“ sind. Es sollen Arten sein, die in der Region vorkommen oder früher weit verbreitet waren und ein gutes Einwanderungspotenzial besitzen. Leitarten müssen nicht zwingend Rote-Liste-Arten sein. Das heisst der Schutz und Entwicklungsziel ist nicht die Art selbst, sondern sind Lebensräume respektive die Landschaft als Lebensraum von Arten“ (Rey und Wiedemeier 2004:4).

In den Untersuchungsregion Albulatal kann beispielsweise der Kuckuck als eine gängige Leitart betrachtet werden. Dieser war früher dort sehr häufig anzutreffen, heute ist seine Populationszahl jedoch rück-

läufig. Der Kuckuck ist besonders wegen seinem Ruf bei der Bevölkerung bekannt und sein verschwinden wird dadurch registriert.

Das **Minimum-Areal-Konzept** erhält seit einigen Jahren zunehmende Bedeutung bei der Beurteilung der Effizienz von Naturschutzmassnahmen. Grundsätzlich sind zwei verschiedene Bedeutungsebenen zu unterscheiden. Das Minimumareal kann einerseits anhand des Flächenbedarfs von Tierpopulationen bestimmt werden. Dabei gilt zu beachten, dass die Tierarten mit dem meisten Flächenbedarf auch sehr mobile Arten sind. Die überwindbare Distanz zwischen den einzelnen Habitatsinseln ist jedoch je nach Tierart sehr unterschiedlich. Ein anderer Ansatz beschreibt das Minimumareal mit der minimalen Grösse, die zur Funktionsfähigkeit des Habitates aufrecht gehalten werden soll. Diese Mass beschreibt die Grösse des Habitates, so dass alle charakteristischen Arten des spezifischen Habitates vorkommen können (Hovestadt et al. 1991).

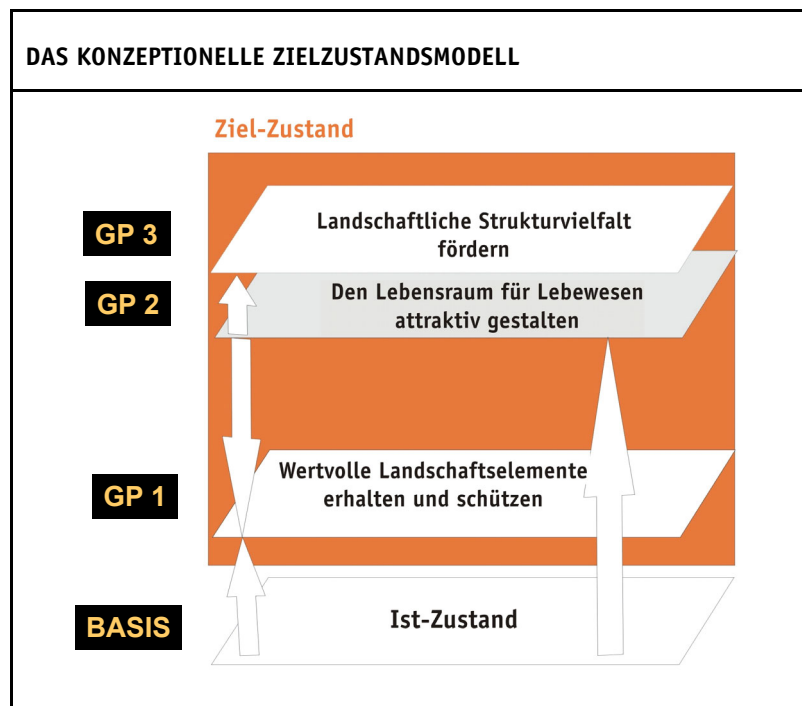
3.2. RESULTATE AUS EXPERTENINTERVIEWS UND LITERATURANALYSE: DIE DREI GRUNDPFEILER – KONZEPTIONELLES ZIELZUSTANDSMODELL

Die Resultate (Anhang C.1) aus Experteninterviews und Literaturanalyse heben ähnliche landschaftliche Entwicklungsziele oder Theorien hervor und ergänzen sich gegenseitig. Dabei bilden drei Grundpfeiler (GP) die Grundlagen des konzeptionellen Zielzustandsmodells (Figur 11).

Den Experteninterviews ist der Schutz der wertvollen Elemente des aktuellen Ist-Zustandes ein besonderes Anliegen (Details siehe GP I; Kapitel 3.2.1) Diese Forderung wird in das Konzept der differenzierten Land- und Bodennutzung eingebunden. Das Konzept versucht naturnahe Flächen an Stellen einzubinden, welche dafür hohe Priorität haben. Naturnah, d.h. extensiv bewirtschaftet werden demzufolge schützenswerte Stellen. Intensive Nutzung wird bei wirtschaftlich interessanten Flächen zugelassen.

Umbricht (2004:99) argumentiert: „Die Landschaft ist ‚nur‘ die Trägerin der Artenvielfalt. [...] Die Landschaft wird damit oft zu einem Anhängsel des Naturschutzes.“ Dies ist eine in der Praxis übliche Sichtweise, da ein Landschaftsschutz alleine nicht existiert sondern mit den Argumenten des Naturschutzes legitimiert wird. Darunter versteht man im Wesentlichen den Arten- und Biotopschutz). Darauf beruhend ist es nicht weiter verwunderlich, dass auch die Experten eine artenspezifische Modellierung fordern. Dabei ist jedes Tier auf spezifische Landschaftscharakteristiken angewiesen, damit es überleben kann. Dieser Anspruch kann nicht für sämtliche Tierarten der Untersuchungsregionen geltend gemacht werden, somit wird die Modellierung für einige sehr seltene und regional typische Arten anhand des Ziel- und Leitartenkonzeptes durchgeführt (GP II; Kapitel 3.2.2).

Etwas weniger eindeutig (Bewertung=1.12; auf einer Skala von 0 bis 2; mit dem maximal erreichten Wert 1.5) kommt der dritte Grundpfeiler (GP III) zum Ausdruck (Kapitel 3.2.3). Gegen eine hohe Strukturvielfalt gibt es aus Sicht der Experten keine direkten Einwände, jedoch auch keine konkreten Umsetzungsvorschläge. Die hohe Strukturvielfalt ist ein eher schwacher und nicht eindeutig fassbarer Begriff. Daher wird angestrebt, dass eine Strukturvielfalt aus den Grundpfeilern I und II hervorgeht.



Figur 9 Das in dieser Arbeit erarbeitete konzeptionelle Zielzustandsmodell basiert auf dem Ist-Zustand, auf dem drei Grundpfeiler aufgebaut sind.

3.2.1. GRUNDPFEILER I: SCHUTZ VON WERTVOLLEN, TRADITIONELLEN, KULTURHISTORISCHEN UND ÖKOLOGISCHEN LANDSCHAFTSELEMENTEN

Als sehr wertvoll erachtet werden in den Untersuchungsregionen **Feuchtgebiete**. Darunter fallen kleinere Mooregebiete und Auenbereiche, wobei die Moorflächen hauptsächlich im Surses, die Auenbereiche im Albulatal auftreten. Priorität hat das Erhalten von bestehenden Feuchtflächen. Unter gewissen Umständen lassen sich jedoch auch neue schaffen. Dabei ist wichtig, dass diese nicht verbuschen und dass mit einem genügend breiten Pufferstreifen der Nährstoffeintrag gedämmt wird. Nach der Verordnung des Natur- und Heimatschutzgesetzes (Hochmoor- und Flachmoorverordnung) sind die Kantone verpflichtet, zum Schutz der Moorbiotope nationaler Bedeutung ökologisch ausreichende Pufferzonen auszuscheiden. Für die Feuchtgebiete und die Schutzzonen gilt generell eine extensive Bewirtschaftung. Wenn die Pufferzone mehr als 10-20 % der Betriebesfläche umfasst, kann anstelle des Puffers ein landwirtschaftlicher Nutzungsplan mit abgestuften Nutzungsintensitäten erstellt werden (Ditel 1990 in: BUWAL 1994). In den Untersuchungsregionen liegen zwar keine Moore von nationaler Bedeutung, jedoch ist das Verfahren auch bei weniger bedeutenden Feuchtgebieten angebracht. Moorbiotope sind besonders durch den Nährstoffeintrag aus Luft, Wasser und Boden und durch Veränderungen des Wasserhaushaltes gefährdet. Aus direkt angrenzenden, intensiv genutzten Flächen können Nährstoffe mit dem Boden- und Grundwasser in ein Moorbiotop eindringen. Beim Ausscheiden von Pufferzonen muss die an das Biotop angrenzende Vegetation, die Neigung, die landwirtschaftliche Nutzung und die Bodendurchlässigkeit betrachtet werden (BUWAL 1994).

Wertvoll sind auch die besonders im Albulatal häufigen **Trockenwiesen und -weiden** (TWW-Flächen). Fischer und Stöcklin (1997 in: Baur et al. 1997:9) haben bestätigt, dass es wichtig ist, grosse zusammenhängende Gebiete von Magerwiesen zu erhalten. In der Schweiz sind in den letzten Jahrzehnten bis zu 90 % der TWW-Flächen verschwunden. Für diesen Wiesentyp gelten generell die extensiven Bewirtschaftungsvorschriften. Eine Bewirtschaftungsaufgabe kann zudem sehr rasch zu einer Verbuschung führen (Baur et al. 1997:8). Ein später Schnittzeitpunkt oder das Stehen-lassen eines Altgrasstreifens ist sinnvoll. Zusätzlich sollen die Trockenwiesen und -weiden mit genügend Kleinstrukturen (Steinhaufen, Hecken und Asthaufen) kombiniert werden. Besonders wertvoll sind TWW-Flächen und andere extensive Wiesentypen an steilen Hängen, die mit der Sense gemäht werden müssen. Bei diesen so genannten *Heumähdern* wird dadurch die Bodenverdichtung vermieden.

Neben den auf Maiensässtufe gelegenen, gemähten, blumenreichen Bergwiesen zeigen in Gefahrenzonen (Kat. 1: hohe Gefahr und Kat. 2: geringe Gefahr) liegende Flächen einen besonderen schutzbezogenen Wert. Untersuchungen zeigen (Baur et al. 2004), dass artenreiche Wiesen durch verschiedene Wurzellängen den Boden besser befestigen und dadurch gewissen Naturgefahren wie Bodenerosion, Rissen und Rutschungen vorgebeugt werden kann. Diese Erosionsformen häufen sich auf glatter Grasnarbe ab 34 % Hangneigung, auf rauem Boden bei einer Hangneigung 40 % (Gand 1968:289). Die Flächen in Gefahrenzonen sollen zudem weiter bewirtschaftet werden. Denn der Schnee kann an langen ungeschnittenen Gräsern anfrieren und bei gravitativen Bewegungen erosive Vegetations- und Bodennarben hinterlassen (Ellenberger 1986:839).

In den Untersuchungsregionen prägend ist zudem die Heckenlandschaft von regionaler Bedeutung bei Brienz und Alvaneu, welche einen grossen kulturhistorischen Wert aufweist. Diese Hecken müssen mit einem 3 m breiten Heckensaum versehen sein. Ein 3 m Pufferstreifen ist gemäss der Stoffverordnung (BUWAL 2003a) auch entlang von Fliessgewässern vorgeschrieben. Dort herrscht ein Düngungs- und Weideverbot und dürfen keine Pflanzenschutzmittel ausgebracht werden. Diese Pufferstreifen sollen jedoch aus ökologischer Perspektive je nach Hanglage bis auf 10 m vergrössert werden (gemäss Experte R).

3.2.2. GRUNDPFEILER II: ARTENSPEZIFISCHE MODELLIERUNG – BESTIMMEN DER ZIEL- UND LEITARTEN

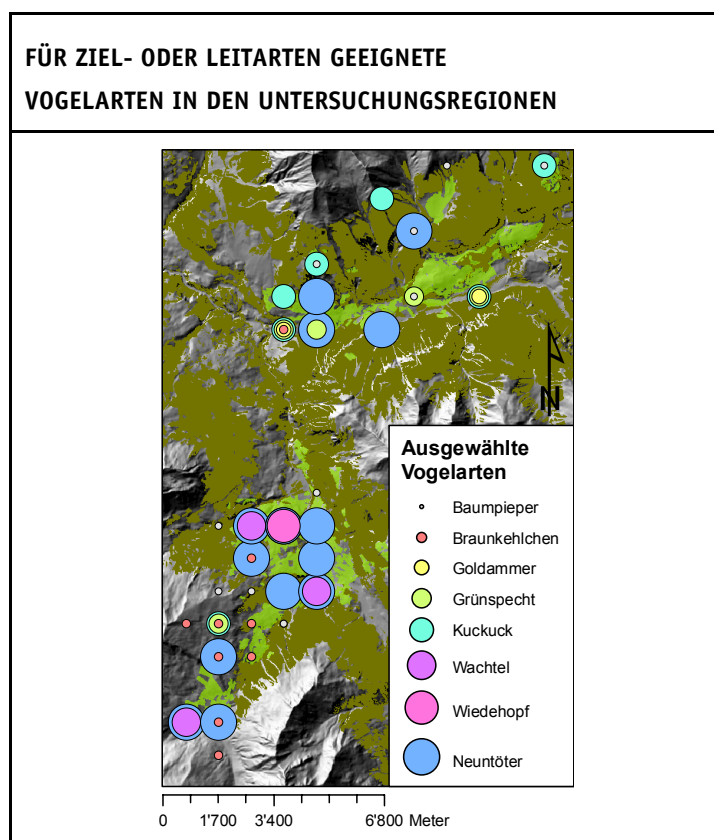
DATENGRUNDLAGEN

Zuerst muss abgeklärt werden, welche Arten in den Untersuchungsregionen bereits gesichtet wurden und möglicherweise immer noch vorkommen. Eine Kartierung und die damit verbundene Feldarbeit sind dabei auf jeden Fall empfehlenswert (Rey und Wiedemeier 2004:13). Jedoch gerade bei einem grossen Gebiet ist eine systematische Beobachtung schwierig. Bei zeitlichen oder finanziellen Einschränkungen ist es oft legitim auf Feldarbeit zu verzichten und mit den vorhandenen Datenbanken zu arbeiten (Rey und Wiedemeier 2004:13). In dieser Arbeit wird auf die CSCF- und KARCH-Datenbank (Centre Suisse de Cartographie de la Faune; www.cscf.ch/carto) und auf Beobachtungsdaten der Vogelwarte Sempach (Vogelwarte Sempach; www.vogelwarte.ch) zurückgegriffen.

In der CSCF- und KARCH-Datenbank können Tierbeobachtungen von Reptilien, Amphibien, Säugetieren, sowie Insekten, wie Heuschrecken, Tag- und Nachtfaltern abgerufen werden. Dabei handelt es sich

um eine klassische Datenbankabfrage, welche in einer kartographischen oder tabellarischen Form wiedergegeben wird. Die mehr als 20 Jahre zurückliegenden Beobachtungen werden auf den Quadratkilometer genau und die neueren Nachweise auf ein Raster von 2x2 km aufgelistet. Die Beobachtungsdaten werden konsequent mit lateinischen Artennamen, teils auch mit deutschen Namen, versehen. Es handelt sich um eine Minimalliste der vorkommenden Arten, da im Prinzip keine flächendeckenden Inventare vorliegen.

Für die Vogeldaten wird die Schweizerische Vogelwarte Sempach kontaktiert. Sie verfügt über Daten pro Gemeinde im Quadratkilometerraster. Zusätzlich wurde im Surses die Situation von der Vogelwarte Sempach eingehender erfasst (H. Schmid). Die Figur 12 stellt die Beobachtungsorte einiger Vogelarten innerhalb eines Quadratkilometers in den Untersuchungsregionen dar.



Figur 10 Die dargestellten Vogelarten werden von den Beobachtungsdaten (Quadratkilometerraster) der Vogelwarte Sempach übernommen. Dabei sind nur jene Arten dargestellt, welche sich als Ziel- oder Leitarten eignen könnten. Der Kreisgrösse kommt keine weitere Bedeutung zu, dient nur der konzentrischen Darstellung (Quelle: Vogelwarte Sempach, reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

AUSWAHL DER ZIEL- UND LEITARTEN

Bei der Auswahl der Ziel- und Leitarten werden die Richtlinien des Vernetzungsprojektes berücksichtigt. Dazu hat die Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landbau (Agroscope FAL; www.reckenholz.ch) einige Richtlinien und Hilfestellungen erlassen. Mit der Auswahl geeigneter Ziel- und Leitarten sind auch

Gemeinden konfrontiert. Eine Ziel- oder Leitart erfüllt mehrere der Kriterien, welche im Anhang D.1 angeführt werden (Agrosope FAL; www.reckenholz.ch, Jenny et al. 2002:46).

Dieses umfangreiche Kriterienset macht eine Auswahl nicht einfach. Daher wurden zusätzlich Expertenmeinungen beigezogen. Das Resultat (Figur 13) ist stark davon abhängig, auf welche Tierarten die Experten spezialisiert sind. So sind zwei Schmetterlingsexperten, ein Vogelexperte, und zwei allgemeine Tierartenkenner kontaktiert worden. Die Experten bevorzugen gängige Ziel- und Leitarten wie das Braunkehlchen oder den Neuntöter. Auch seltene Arten wie der Alpenperlmutterfalter werden relativ stark gewichtet.

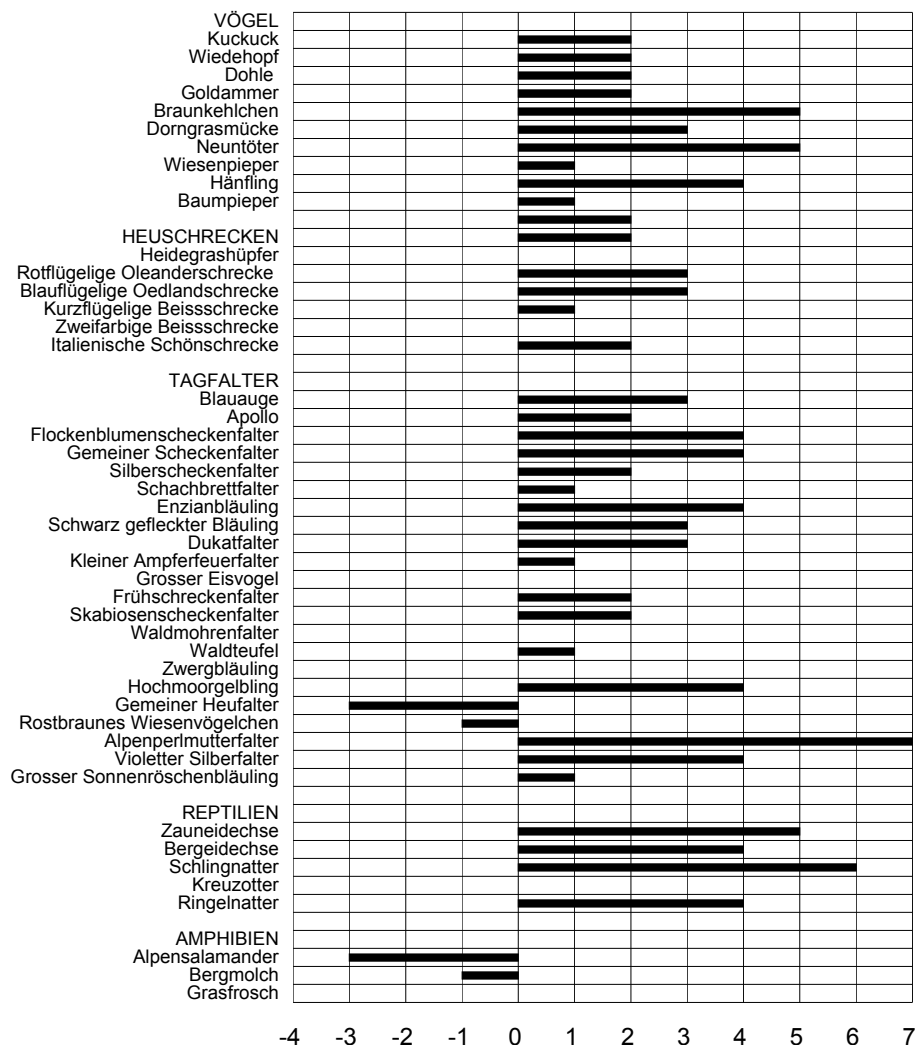
Zur definitiven Auswahl werden die Expertenmeinungen und der aufgestellte Kriterienkatalog berücksichtigt. Somit werden für die Region Albulatal vier Leitarten und fünf Zielarten, für die Region Surses drei Leitarten und vier Zielarten ausgewählt (Tabelle 1). In die GIS-Modellierung einbezogen werden ausschliesslich Reptilien, Schmetterlinge und Vögel. Amphibien werden von den Experten weniger stark bewertet. Die Heuschrecken werden zudem ausgeschieden, da sie als ausgesprochene Miniart¹ auf eine Lebensraumstruktur (*Scale*) angewiesen sind, welche mit den vorhandenen Datengrundlagen nicht modellierbar ist.

AUSGEWÄHLTE ZIEL- UND LEITARTEN		
Name (dt)	Name (lat)	Ziel- oder Leitart
Albulatal		
Kuckuck	Cuculus canorus	Leitart
Zauneidechse	Lacerta Agilis	Leitart
Enzianbläuling	Maculinea rebeli	Leitart
Blauauge	Minois dryas	Leitart
Alpenperlmutterfalter	Clossiana thore = Boloria thore	Zielart
Schlingnatter	Coronella austriaca	Zielart
Goldammer	Emberiza citrinella	Zielart
Schwarzgefleckter Bläuling	Maculinea arion	Zielart
Ringelnatter	Natrix natrix	Zielart
SURSES		
Baumpieper	Anthus trivialis	Leitart
Bergeidechse	Lacerta vivipara	Leitart
Neuntöter	Lanius collurio	Leitart
Dohle	Corvus monedula	Zielart
Silberscheckenfalter	Melitea diamina	Zielart
Braunkehlchen	Saxicola rubetra	Zielart
Wiedehopf	Upupa epops	Zielart

Tabelle 1 Diese Arten werden unter Berücksichtigung von Expertenmeinungen und Kriterienkatalog ausgewählt und fliessen in die Modellierung ein (Details siehe Anhang D).

1 Nach Jenny et al. (2002:18) werden je nach Aktionsraum Mini- oder Maxiarten unterschieden. Miniarten benötigen einen ungefähren Trittsteinabstand von 50 m und einen Aktionsraum von ungefähr 500 m. Eine Maxiart verträgt Trittsteinabstände grösser als 300 m und deren Aktionsraum erstreckt sich oft über das gesamte Projektgebiet.

EXPERTENBEWERTUNG EINIGER ARTEN



Figur 11 Die aufgeführten Ziel- und Leitarten werden in den Untersuchungsregionen gemäss Expertenmeinung bewertet. Dabei werden 5 Expertenmeinungen berücksichtigt und die Aussagen benotet (Skala: Eher weniger und nein= -1, weiss nicht und entweder oder=0, mittel und gut=1, sehr gut = 2). Die Addition dieser Bewertungen führt jeweils zu einer Gesamtpunktzahl für die verschiedenen Arten.

DEFINIEREN DER PRÄFERENZFLÄCHEN

Anhand einer Literaturanalyse wird die präferierten Landschaftsstrukturen und zu treffenden Massnahmen zum Schutz der Ziel- und Leitarten festgelegt (Anhang D.2-D.4). Dabei werden die bevorzugten Landnutzungselemente und Kleinstrukturen ausgeschieden. Zusätzlich wird die Zuordnung zu einem spezifischen Landschaftsraum begründet. Dabei werden verschiedene Komponenten, welche für Tiere auch von Wichtigkeit wären, vernachlässigt. Die verschiedenen Mobilitätsarten konnten nur eingeschränkt berücksichtigt werden. Bei einer so grossen Anzahl von Tierarten muss zwingend eine gewisse Generalisierung vorgenommen werden. Eine beispielhafte Zusammenstellung der Lebensraumansprüche der Schlingnatter (*Coronella Austracia*) zeigt Tabelle 3. Für Angaben zu weiteren Arten gilt Anhang D.

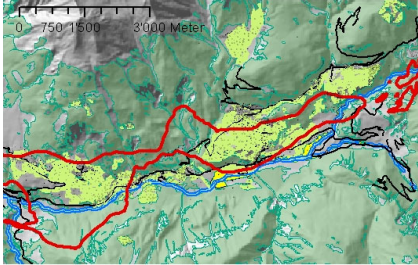
SCHLING- ODER GLATTNATTER	CORONELLA AUSTRACIA
Bild	Landschaftsraum in der Region (Albulatal)
	
Quelle: http://www.salzburg.gv.at/schlingnatter.htm	Quelle: Eigene Berechnung und Bereinigung, reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)
Kriterien	Beschreibung
Verbreitung Schweiz	„In der Schweiz kennen wenige Leute die Schlingnatter“ (Hofer et al. 2001:84). Sie wird in den meisten Arealen von den Blindschleichen übertroffen. Im Mittelland ist sie nur noch inselartig verbreitet und regional bereits ausgestorben. Sie findet ein Vorkommen bis knapp über 2000 m (Hofer et al. 2001).
Lebensraumsansprüche	<i>Coronella austriaca</i> bevorzugt schnell erwärmende Lagen besonders in flachgründigen Lebensräumen (Magerwiesen oder Steppenrasen). Wünschenswert ist, wenn der Lebensraum mit Steinstrukturen unterschiedlichster Art durchzogen ist (z.B. Felsfluren, Blockschutt- und Geröllhalden, steinige Böschungen aller Art, Eisenbahnareale und Abbaugelände). Durch das Schaffen neuer Lebensräume können bestehende Populationen vergrößert werden. Dabei sind besonders Kleinstrukturen wie Steinhäufen, Trockensteinmauern und Holzhaufen einzusetzen und diese mit einer extensiven Flächennutzung zu ergänzen. Bei der Wiesenutzung ist zu beachten, dass die Krautschicht nur einmal jährlich gemäht und ein später Schnitzeitpunkt eingehalten wird oder Teile stehen gelassen werden (Ziel- und Leitarten; www.reckenholz.ch).
Landschaftsraum	Die Schlingnatter wird der Landschaftsregion L3 zugeordnet. Die flachgründigen Trockenwiesen entsprechen ihren Lebensraumsansprüchen.
Beobachtungen (Koordinaten, Quellen)	In der Datenbank ist die Schlingnatter nicht vertreten. Diese wurde jedoch kürzlich in Salouf gemeldet. In Mulegns, der Nachbargemeinde von Riom/Parsonz und Savognin kommt die Schlingnatter auch vor. Auch für das Belfort würde sich die Schlingnatter eignen, wenn auch dort keine Beobachtungsfunde vorliegen. (Angaben: KARCH: Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz, H. Schmocker).
Kleinstrukturen	Steinhäufen
Landschaftselemente	Extensive Wiesen
Mobilität	Miniart
Minimalareal	Flächenanspruch einer Population (Größenordnung): geeignete und vernetzte Teilflächen von mind. 1-5 a, insgesamt 50 ha geeignetes Habitat (Ziel- und Leitarten, reckenholz.ch). 170-340 ha (Abschätzen von Minimalarealen; www.panpartnerschaft.de/dload/TabMinimalareal.pdf)
Minimaldistanz	-
Gefährdung	Rote-Liste-Status: 3 (gefährdet)
Expertenbewertung	6

Tabelle 2 Beispielhafte Zusammenstellung der Lebensraumsansprüche der Schling- oder Glattnatter (*Coronella austriaca*).

3.2.3. GRUNDPFEILER III: LANDSCHAFTLICHE STRUKTURVIELFALT

Der Raumdiversität soll in der ökologischen Planung und in dieser Arbeit eine besondere Bedeutung zukommen. Sie drückt das Gefüge oder Mosaik von Raumeinheiten in der Landschaft aus (Blaschke 1997:23; Harker et al. 2000). Gerade dieses Gefüge ist jedoch regional sehr heterogen und kann sich auf jede Tierart unterschiedlich auswirken. Somit muss eine landschaftliche Strukturvielfalt aus arten- und ortsspezifischer Sicht untersucht werden. Eine landschaftliche Strukturvielfalt, welche für die eine Tierart sinnvoll erscheint, kann sich auf eine andere Tierart negativ auswirken. So hat für eine spezialisierte Offenlandart beispielsweise auch eine strukturarme Landschaft einen grossen Lebensraumwert (Blaschke 1997:23). Generell ist es ein Wunsch der ökologischen Planung eine hohe Biodiversität zu erhalten, aber es ist unmöglich, alle Habitate und Landressourcen für sämtliche Tierarten miteinander zu schützen (Turner et al. 2002:218). Somit muss die Strukturvielfalt artenspezifisch angeschaut werden, und es kann weder das Mosaik-Konzept noch die Inseltheorie bevorzugt werden (Figur 12).

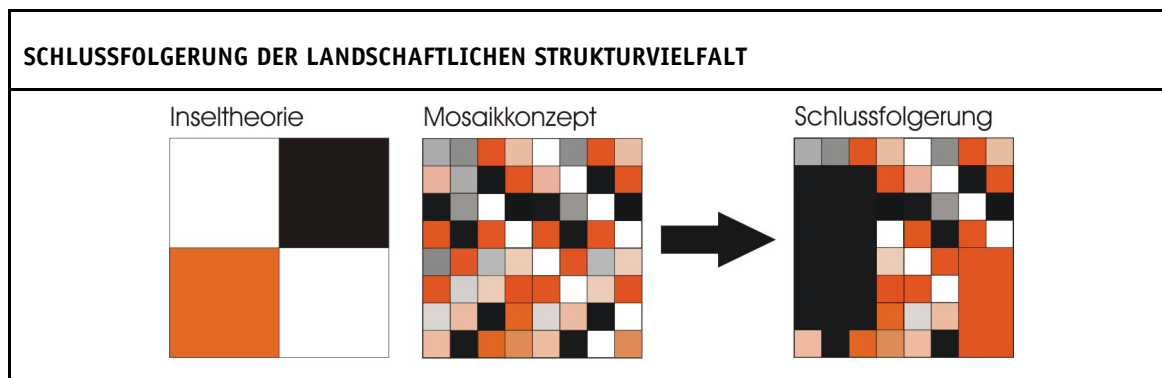
In dieser Arbeit wird versucht, eine artenspezifische Aussage zur landschaftlichen Strukturvielfalt und dadurch bedingten Artenvielfalt auf Landschaftsebene zu finden. Es kann nicht allen 16 gewählten Ziel- und Leitarten eine individuelle Landschaftsstruktur zugewiesen werden. Sondern die Landschaftsstrukturen müssen reduziert und generalisiert werden. Einige generelle Richtlinien zur Förderung der Diversität und der Strukturvielfalt zeigt Harker et al. (2000:21) auf:

- › Grosse Flächen enthalten mehr Arten als kleine Flächen.
- › Wenn keine grosse Fläche erhalten werden kann, so sollen möglichst viele kleine Flächen erhalten bleiben.
- › Die Form einer natürlichen Fläche ist wichtiger als deren Grösse, ein rundes Habitat hat ein maximales *Interior Habitat*.
- › Die Fragmentation von Habitaten, Gesellschaften und Ökosystemen vermindert die Diversität. Isolierte Flächen erhalten eine geringere Diversität als nahe beieinanderliegende. Die Vielfalt kann mittels Korridoren oder durch die Zunahme der Flächengrösse überwunden werden.
- › Ein Mosaik von Nutzungen ist leichter zu erhalten als ein homogenes Habitat. Dieses Mosaik muss jedoch auf die Region spezifisch angewandt werden.
- › Ökotope sind sinnvoll, solange sie nicht das *Interior Habitat* zu stark schmälern.

Die Grundpfeiler II und III können nicht eindeutig getrennt werden. Sie unterscheiden sich jedoch in einer unterschiedlichen Sichtweise. Grundpfeiler III schliesst von den Tierarten auf die Landschaft und Grundpfeiler II gerade in die Gegenrichtung.

Werden diese Richtlinien im Hinblick auf Ziel- und Leitarten umformuliert, können folgende Schlüsse gezogen werden. Die artenpräferierten Flächen sollen möglichst gross und von einer kompakten Form sein, wobei sich eine gewisse Diversität innerhalb dieser Fläche zusätzlich positiv auswirkt (Turner et al. 2001). Im übrigen Agrarland ist ein Mosaik verschiedener Nutzflächen anzulegen, damit eine Vielzahl an Ökotonen entsteht. Die präferierten Flächen müssen nicht direkt verbunden sein. Sie sollen jedoch nahe beieinander liegen und eine geringe funktionale Distanz aufweisen, d.h. nicht durch Barrieren getrennt sind. Als Alternative zu Vernetzungsideen, kann die Landschaft auch durch eine Vergrösserung der Präferenzfläche optimiert werden.

Die daraus resultierende Strukturvielfalt auf Landschaftsebene zeigt wertvolle grössere Habitate inmitten einer kleinstrukturierten Landschaft. Eine so abwechslungsreich gestaltete Landschaft beinhaltet auch eine Vielfalt, welche aus touristischer Sicht zu empfehlen ist (gemäss Expertengruppe 0).



Figur 12 Weder das Konzept der Inseltheorie (Wilson und MacArthur 1967) noch das Mosaikkonzept (Duelli 1997) kann als alleinige Grundlage zur landschaftlichen Strukturvielfalt angesehen werden. Gestützt auf die Richtlinien nach Harker et al. (2000) kann folgende Aussage gemacht werden: „Grössere, von Arten präferierte Flächen innerhalb einer kleinstrukturierten Landschaft“ sind vorteilhaft, wobei eine „Patch within diversity“ der grösseren Flächen vorausgesetzt wird.

EXKURS 4: DIE TOURISTISCHE UND ÖKOLOGISCHE „LANDSCHAFTSNACHFRAGE“ IM VERGLEICH

Unbestritten ist die Vielzahl von Ansprüchen an die Landschaft, welche sich besonders in der Zielsetzung unterscheiden. Sicherlich hat die Landschaftsplanung nicht nur in der Sicherung der Tier- und Pflanzenwelt eine wichtige Aufgabe, auch andere Seiten haben ihre Ansprüche. Wünschenswert wäre, möglichst viele dieser Ansprüche widerspruchlos zu integrieren. Dieser Wunsch ist in der Realität oft schwerlich umsetzbar und führt oft zu Konfliktpositionen. Kurz wird erläutert, wie weit die artenspezifische Sichtweise und die menschliche Präferenz kombiniert werden können, d.h. in welchen Punkten die ökologischen und touristischen Ansprüche in der Untersuchungsregion übereinstimmen oder divergieren. Um die touristischen Präferenzen herauszufinden, hat das NFP48 Projekt „Zielvorstellungen und -konflikte bezüglich der Entwicklung alpiner Landschaften und Lebensräume“ in den Untersuchungsregionen Albulatal und Surses eine Präferenzstudie durchgeführt.

Der Tourismus hat neben naturlandschaftlichen Aspekten besondere Ansprüche an die Infrastruktur und kulturhistorischen Merkmale der Region, seien dies gut ausgebaute Wanderwege oder historisch interessante Baudenkmäler. Diese sind jedoch für die Ökologie irrelevant und werden in Tabelle 3 demzufolge nicht aufgeführt.

LANDSCHAFTSNACHFRAGE: ÖKOLOGIE – TOURISMUS		
Kriterien	Tourismus	Ökologie
Naturlandschaftliche Kriterien		
Naturnahe, unberührte Landschaft	☺☺☺☺☺☺☺☺☺☺	☺☺☺☺☺☺
Landschaftliche Vielfalt	☺☺☺☺☺☺☺	☺☺☺☺☺☺☺☺
Schön gepflegte Landschaft	☺☺☺☺☺☺☺☺☺☺	☺☺☺☺☺☺
Blumenvielfalt	☺☺☺☺☺☺☺	☺☺☺☺☺☺☺☺☺☺
Gesteinsvielfalt	☺☺☺☺☺	☺☺
Wasservorkommen	☺☺☺☺☺☺☺	☺☺☺☺☺☺☺☺
Wald, grossflächig	☺☺☺☺☺☺☺☺☺☺	☺
Wald, selektiv	☺☺☺☺☺☺☺☺☺☺	☺☺☺
Kleinstrukturen	☺☺☺☺☺	☺☺☺☺☺☺

Tabelle 3 Die Landschaftsnachfrage von Tourismus und Ökologie im Vergleich (maximal verteilte Punktzahl = 10; Quelle: Expertengruppe P (Experten aus dem oben erwähnten NFP48-Projekt) und Einschätzung sämtlicher ausgewählten Experten A-O (der drei ökologischen Richtungen; Anhang A).

In vielen Kriterien stimmen die naturlandschaftlichen Kriterien des Tourismus und der Ökologie überein. Generell ist ersichtlich, dass aus ökologischer Sicht, die subalpine Landschaft etwas kritischer betrachtet wird (insgesamt weniger Punkte). Dieser Unterschied kann jedoch auch daher rühren, dass die eine kontaktierte Expertengruppe „Tourismus“ relativ positiv eingestellt war. Eine abwechslungsreiche diverse Landschaft wird von beiden Seiten gefordert. Es werden sowohl gepflegte als auch ungepflegte Landschaften zu einem gewissen Anteil geschätzt. Die Blumenvielfalt wird von Ökologie- sowie Tourismusseite gegenüber der Gesteinsvielfalt bevorzugt.

Auffallend ist die unterschiedliche Waldwahrnehmung. Von den Touristen wird Wald in Abhängigkeit von der Betrachtungsdistanz als sehr positiv eingeschätzt, während die Ökologen in der Region gegen die Waldzunahme kämpfen. Kleinstrukturen werden von den Touristen sowie von den Ökologen nicht in jedem Falle befürwortet. Die Touristen schätzen Kleinstrukturen oder Hecken dort, wo sie nicht die Aussicht versperren und solange sie nicht unordentlich wirken. Aus ökologischer Sichtweise müssen Art und Anzahl Kleinstrukturen abhängig von spezifischen Arten gewählt werden. Auf Grund der Expertenempfehlungen kann der ökologische Zielzustand die Untersuchungsregion auch landschaftsästhetisch zu einem gewissen Masse aufwerten. Eine Vielzahl von touristischen Anliegen wird jedoch im ökologischen Zielzustand nicht berücksichtigt.

3.3. DEFINITION DER GRUNDEINHEIT „PATCH“: LANDNUTZUNGSELEMENTE

Welche Landschaftselemente sollen überhaupt in einem „ökologischen Zielzustand“ modelliert werden? Welches sind die Grundeinheiten, die in der Region als ökologische Einheit beschrieben werden können? Diese Grundeinheiten der Landnutzungsflächen wurden vom SULAPS-Projekt weitgehend vorbestimmt, da der Zielzustand mit den SULAPS-Szenarien vergleichbar bleiben soll. Die Auswahl der Landnutzungsflächen wird mit den Experteninterviews überprüft und mit den Waldweiden ergänzt (Anhang C.1). Dieses relativ pragmatische Vorgehen beim Bestimmen der Grundeinheit lehnt sich an den angloamerikanischen Ansatz an, worin ein *Patch* als „eine zweckbestimmte Kategorie der Landschaftskartierung“ (Steinhardt et

al. 2005:156) aufgefasst wird. Die Grundlage der Landschaftsanalyse ist die Charakterisierung und Klassifizierung der Fläche (*Patch*).

Natürlich ist nicht nur der Anteil und die Struktur der einzelnen Landnutzungsflächen von Bedeutung, sondern auch ihre Qualität und innere Strukturierung. Eine qualitative Ausprägung wird im Modell nicht weiter berücksichtigt. Daher wird eine gewünschte ökologisch sinnvolle Ausprägung der Flächen vorweggenommen und hier beschrieben. Neben den qualitätsbezogenen Faktoren sind auch räumliche Kriterien von Bedeutung. Diese gründen auf kulturhistorischen, agrarwirtschaftlichen oder ökologischen Faktoren. Die Ausprägung der Faktoren ändert sich in den unterschiedlichen Landnutzungselementen. Eine Zusammenstellung dazu liefert Baur et al. (1997). Die räumlichen Faktoren werden in der GIS-gestützten Eignungsanalyse weiter verwendet (Kapitel 4.4.1). Leider können dabei viele qualitativ beschriebene Ausprägungen nicht berücksichtigt werden.

Die Kleinstrukturen werden von Experten (Anhang C.1) als eine zusätzlich sehr wichtige Landschaftsstruktur erkannt. Dabei sind besonders Hecken, Altgrasstellen und Steinhäufen (Lesesteinhafen) in der Region von Bedeutung und dürfen in dieser Arbeit nicht ausser Acht gelassen werden. Sie werden jedoch nur sekundär behandelt. Ihre Beschreibung findet sich im Anhang D.5. Schwergewichtig werden hier die Landnutzungselemente erläutert.

Die intensive Wiese: Generell sind intensive Wiesen aus ökologischer Sicht kaum wünschenswert. So sind Insekten bis zu 100-mal seltener auf intensiv genutzten Flächen anzutreffen als auf wertvollen Standorten (Kohli 2004:9). Intensive Wiesen werden oft stark gedüngt, wobei angenommen werden kann, dass der Nährstoffeintrag im Schweizer Mittelland erheblich grösser ist als in den subalpinen Regionen. Trotzdem können sie unter gewissen Umständen auch in einem ökologischen Zielzustand toleriert werden. Wenn unter guten Standortbedingungen ein hoher Ertrag erwirtschaftet werden kann, soll dieser auch ausgeschöpft werden (Broggi 1990). Diese Aussage widerspiegelt auch eine gängige Expertenmeinung. Somit wird der subalpinen Landwirtschaft auch ihre wirtschaftliche Existenz nicht entzogen. Eine höhere Produktivität ist bei tiefgründigen, wasserdurchlässigen und skelettarmen Bodeneigenschaften zu erwarten. Zur intensiven Bewirtschaftung ist es vorteilhaft, wenn das Gelände möglichst flach ist; die Parzelle möglichst gross und einfach vom Betrieb aus erreichbar ist (gemäss Experte C; Dietl 1994).

Die wenig intensive Wiese: Dieser Wiesentyp darf nur in eingeschränkten Gebieten mit Mist oder Kompost gedüngt werden. In ganz seltenen Fällen ist auch Gülle zulässig (LBL und SRVA 2001). Die wenig intensiven Wiesen sind trotz oder gerade wegen der geringen Nährstoffzufuhr oft sehr artenreich. In den Untersuchungsregionen wird kein signifikanter Unterschied bezüglich der botanischen Artenvielfalt zu den extensiven Wiesen festgestellt (Dietschi et al. 2005). Wenig intensive Wiesen sollten zwei Mal jährlich geschnitten werden. Dadurch erhalten sie eine geringere Wachstumshöhe (Baur et al. 1997). In Ausnahmefällen können intensive Wiesen durch Verminderung der Düngung in wenig intensive Wiesentypen übergeführt werden. Dieser Prozess kann jedoch mehrere Jahrzehnte dauern. Bei angesäten Kunstwiesen dauert er noch länger (Baur et al. 1997:31). Die wenig intensive Wiesennutzung ist nicht auf spezielle Standortfaktoren angewiesen.

Die extensive Wiese: Die extensiven Wiesentypen zeigen ein besonders grosses Artenvorkommen; der geringe Nährstoffeintrag ausschliesslich durch die Luft hat einen positiven Effekt auf die Flora und Fauna (Baur et al. 1997).

Diese Wiesen müssen ein bis zweimal jährlich kleinräumig geschnitten werden, damit ein Nutzungsmosaik entstehen kann, in dem frisch gemähte Flächen neben ungemähten Flächen zu liegen kommen (Baur et al. 1997:31). Für viele Tier- und Pflanzenarten ist ein später Schnittzeitpunkt überlebenswichtig. Tagfalter sind beispielsweise auf einen späten Schnittzeitpunkt angewiesen, denn die an Grashalmen befestigten Raupen schlüpfen oft erst im Oktober (Rey und Wiedemeier 2004:18). Dem Braunkehlchen, einen Wiesenbrüter, wird bei zu frühem Schnitt seine Brut zerstört. Generell soll die Schnitthöhe bei etwa 10 cm liegen (SVS 1997).

In den Untersuchungsregionen werden periphere Gebiete oft extensiv bewirtschaftet (Dietschi 2004). Dies betrifft meist die höher gelegenen Maiensässe. Dies ist aus Sicht der landwirtschaftlichen Produktivität sicherlich sinnvoll. Aus ökologischer Sicht sollte der Anteil an extensiven Wiesen im Talboden zunehmen (gemäss Experte H). Es ist jedoch relativ schwierig, intensive Wiesen in extensive überzuführen (gemäss Experte B). Zudem sind extensive Wiesen vorwiegend auf skelettreichen und flachgründigen Böden sowie in schützenswerten Zonen vorzufinden (gemäss Experte A).

Die extensive Weide: „Weiden sind sehr komplexe Systeme, deren optimale Bewirtschaftung nicht so einfach definiert ist wie bei Wiesen“ (Rey und Wiedemeier 2004:20). Im Gegensatz zu intensiven Weiden werden extensive Weiden in ihrer ökologischen Wirkung oft unterschätzt (gemäss Expertenaussage B). Die Beweidungsintensität darf jedoch weder zu gering noch zu stark sein (Baur et al. 1997:20). Die Weidenutzung und Haltung von raufutterverzehrenden Nutztieren ist in den Untersuchungsregionen traditionell verankert. Schafe und Ziegen waren dort jedoch einst stärker verbreitet als heute (Frei-Catieni 1965).

Es sind Standorte mit unterschiedlicher Geländetopographie, Exposition und Bodeneigenschaften zu wählen, um Weiden neu anzulegen. Zudem sind sie eher an sonnigen Stellen und auf nährstoffarmen Böden zu fördern. Die Weidetiere nutzen unterschiedliche Ausprägungen im Gelände für verschiedene Aktivitäten. Zum Wiederkäuen werden eher flache Stellen aufgesucht. Dadurch entsteht dort eine Kotanhäufung. Dies hat wiederum eine Ansammlung von nährstoffliebenden Pflanzen zur Folge. Extensive Weiden generieren automatisch ein Nutzungsmosaik. Zudem sollen sie aus ökologischer Perspektive mit genügend Kleinstrukturen durchsetzt sein (SVS 1999:9). Die Mindestfläche einer Weide soll 1 ha betragen und auf einem Drittel der Weide Anzeichen von Unternutzung aufweisen, d.h. es müssen Stellen vorhanden sein, wo das Gras von den Weidetieren stehen gelassen wird (SVS 1999:14). Kombinationen von Mäh- und Weidenutzungen sind unvorteilhaft. Ein Pflegeschnitt ist dort höchstens alle 3 Jahre notwendig. Auf keinen Fall darf eine Weide gedüngt werden.

In extensiven Weiden sind Tiere und Pflanzen von Ruderalstandorten (Steinige Flächen, wo man Pionierpflanzen vorfindet) häufiger vertreten. Es sind besonders wärme- und trockenliebende Tierarten, wie Eidechsen oder Heuschrecken, jedoch auch Tagfalter. Durch das Fehlen des Schnittes besteht immer ein gewisses Nektarangebot. Zudem werden durch extensive Beweidung kleine Busch- und Dornensträucher gefördert. Auch Trittsuren und offene Bodenansrisstellen sind wichtige Kleinststrukturen. Der selektive Frass des Weideviehs führt zu einer Änderung der Pflanzenzusammensetzung (Rey und Wiedemeier 2004:19).

Im ökologischen Zielzustand wird ausschliesslich die extensive, ökologisch wertvolle Weidenutzung modelliert.

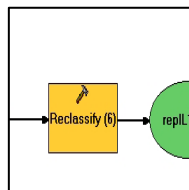
Der ökologische Ackerbau, die Fruchtfolge und die Ackerschonstreifen: Der Ackerbau im Berggebiet wurde während der „Anbauschlacht“ während des zweiten Weltkrieges bis in die 80er Jahre unterstützt. Später wurde er nicht mehr als notwendig erachtet und vermehrt stellten die Betriebe auf die Milchproduktion um. Dadurch verarmte das Landschaftsbild. Dieser Prozess ist sicherlich auch in den Untersuchungsregionen Surses und Albulatal vor sich gegangen. „Von den klimatischen Bedingungen gehört der Ackerbau noch heute eindeutig zum Berggebiet“ (Usher 1997). In Zukunft mit zunehmenden Trockenperioden könnte der Ackerbau gegenüber der Graswirtschaft sogar grössere Erträge erwirtschaften (Schildperoord 2004). Lokale Bündner Sommergerstensorten der Untersuchungsregionen sind Landgerste oder Imperialgerste und die vierzeilige Gerste. Der Maisanbau ist auch in den Untersuchungsregionen präsent, denn neue Züchtungen ermöglichen den Anbau von Mais an Stellen, die früher ungünstig waren. Die Tierarten, welche Ackerlebensräume bevorzugten, flüchten sich nun ins Maisfeld. Der schnellwachsende Mais bietet jedoch meist sehr ungünstige Verhältnisse (Kohli 2004:8) und ist aus ökologischer Sicht nicht zu empfehlen. Granalpin (www.granalpin.ch) versucht traditionelle Getreidearten zu fördern, damit wichtige Anbauprodukte in die Region zurückfinden (zum Beispiel: Gerste in Brienz und Alvaneu). Durch den Anbau von Getreidesorten und traditionellen Kulturpflanzen (Pro Specie rara; www.psrara.org) wird einerseits die landschaftliche Diversität erhöht, zusätzlich nimmt die Biodiversität von Kulturpflanzen zu (gemäss Experte A).

In Ackerbaugebieten kommen eine Vielzahl von Pflanzenarten, besonders Ackerkräuter, und auch verschiedene Tierarten vor. Das Biotop Acker hebt sich von den übrigen Lebensräumen der Agrarlandschaften durch die zumeist einmal jährliche wiederkehrende Zerstörung der Vegetation und durch die darauf folgende Bodenbearbeitung ab. Das zentrale Gestaltungselement des ökologischen Ackerbaus ist die Fruchtfolge. Die Fruchtfolge bezeichnet das zeitliche Hintereinander der einzelnen Kulturen auf einem Schlag. Die verschiedenen Kulturpflanzen haben unterschiedliche Ansprüche an den Acker, auf dem sie wachsen. Deshalb gilt es, die Wirkungen der Vorfrucht mit den Ansprüchen der nachfolgenden Frucht auf möglichst optimale Weise abzustimmen und es gilt eine vielfältige Fruchtfolge anzustreben. Im ökologischen Landbau geht Ackerbau mit der Bewirtschaftung von sinnvollen Ackerschonstreifen einher. Ackerschonstreifen sind mind. 3 m breite Streifen entlang von Getreidefeldern, die für viele Nützlinge Nahrung und Lebensraum bieten. Es gilt besonders Ackerschonstreifen auf flachgründigen sandigen und kalkreichen Böden zu fördern. Zusätzlich nimmt die Qualität der Ackerschonstreifen mit abnehmender Bewirtschaftungsintensität auf den umliegenden Feldern zu (Baur et al. 1997:43).

Die Waldweide: „Eine strikte Trennung von Wald und Weide ist weder möglich noch erwünscht“ (Schmid 2004:7). Von jeher gab es diese Mischnutzung der Waldweiden. Es ist heute gemäss verschiedenen Expertenaussagen unbestritten, dass Waldweiden aus ökologischer Sicht erforderlich sind. Im Jura zeigen Projekte mit Waldweiden, so genannte Wytweiden, neue Erfolge. Dort haben die Waldweiden auch einen besonderen traditionellen Stellenwert (Baur et al. 2004:162). Ihre typische Erscheinung mit den lichten Einzelbaumstrukturen und dem begrasten Untergrund unterstützt ein Landschaftsbild, welches von Touristen sehr geschätzt wird (gemäss Experte R). Früher waren die Waldweiden (gemäss Experte L) oberhalb

des Dorfes oder von Maiensässen angelegt (Figur 3). Innerhalb des Waldes hat die Weidenutzung noch heute bei flachem Gelände Vorrang (Schmid 2004).

Verbuschung: Eine Verbuschung oder die Wiederbewaldung ist gemäss diversen Expertenaussagen zu vermeiden. Der Wald soll im Alpenraum nicht die Übermacht gewinnen. Wie weit die Wiederbewaldung für Ökologie und Schutzziele sogar eine positive Wirkung zeigen könnte, bleibt jedoch ungewiss. In dieser Analyse werden die Parameter so gewählt, dass die Verbuschung und Wiederbewaldung auf allen unproduktiven Flächen möglich ist. Eine Verbuschung wird von gewissen Tierarten (z.B. Baumpieper) durchaus erwünscht.



4. DIE GIS-MODELLIERUNG

4.1. UMSETZEN DES KONZEPTIONELLEN MODELLS IN GIS-METHODISCHE SCHRITTE

Die drei Grundpfeiler des konzeptionellen Zielzustandsmodells werden nach Schritt 4 der klassischen landschaftsökologischen Modellbildung nach Turner (2002; Kapitel 2.3.1) in ein GIS-gestütztes Modell übergeführt. Dabei wird mit der Software ArcGIS 9 von ESRI gearbeitet. Um gewisse Zielzustände aus ökologischer und artenspezifischer Sicht sinnvoll zu modellieren, werden aus den in Kapitel 3 dargelegten Erkenntnissen folgende Kriterien abgeleitet:

› **Grundpfeiler I: Schutz von wertvollen traditionellen, kulturhistorischen und ökologischen Landschaftselementen:**

Die Landnutzungselemente bevorzugen unterschiedliche Standortbedingungen. Daher soll beim Setzen von Landschaftselementen die ortsspezifische Eignung beachtet werden.

› **Grundpfeiler II: Artenspezifische Modellierung:**

Innerhalb der Lebensräume der ausgewählten Ziel- und Leitarten wird die Landschaft mit Landschaftselementen, welche von den Arten präferiert werden, aufgewertet. Somit nimmt die Anzahl Teillebensräume zu.

› **Grundpfeiler III: Landschaftliche Strukturvielfalt:**

Es finden sich zwei Möglichkeiten, um einen Lebensraum für spezifische Tierarten aufzuwerten. Daher resultieren mindestens zwei unterschiedliche Zielzustände:

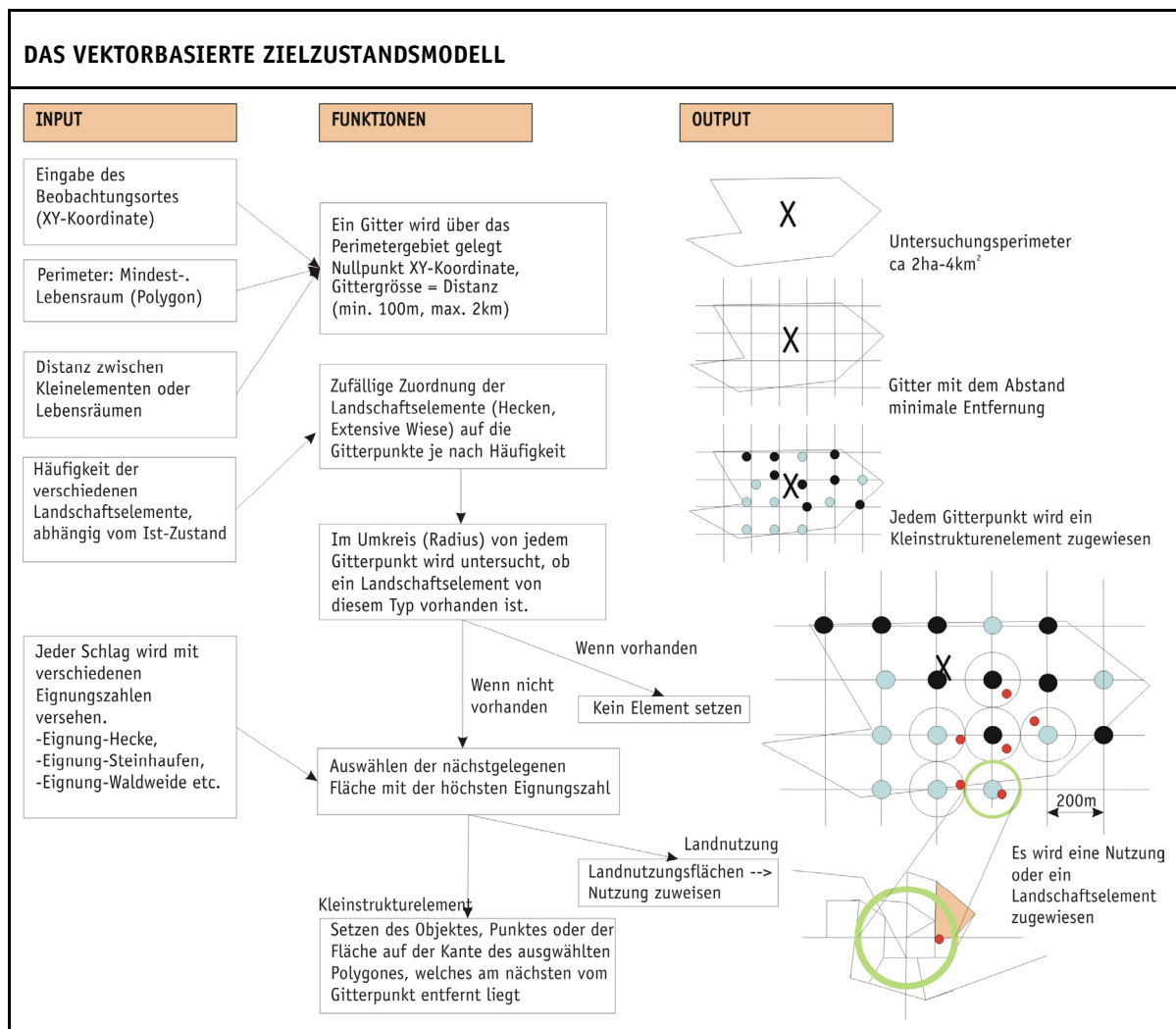
- › Die funktionale Distanz zwischen Präferenzflächen soll verringert und die Anzahl Präferenzflächen vergrößert werden, wodurch eine kleinstrukturierte Landschaft entsteht (implementiert im *Zielzustand: Cost-Distance-Analyse*).
- › Die Präferenzflächen können vergrößert werden, wodurch eine grossflächige Landschaftsstruktur entsteht (umgesetzt im *Zielzustand: Artenspezifische Gewichtung*).

4.2. DIE DATENSTRUKTUR: VEKTOR- ODER RASTERDATEN

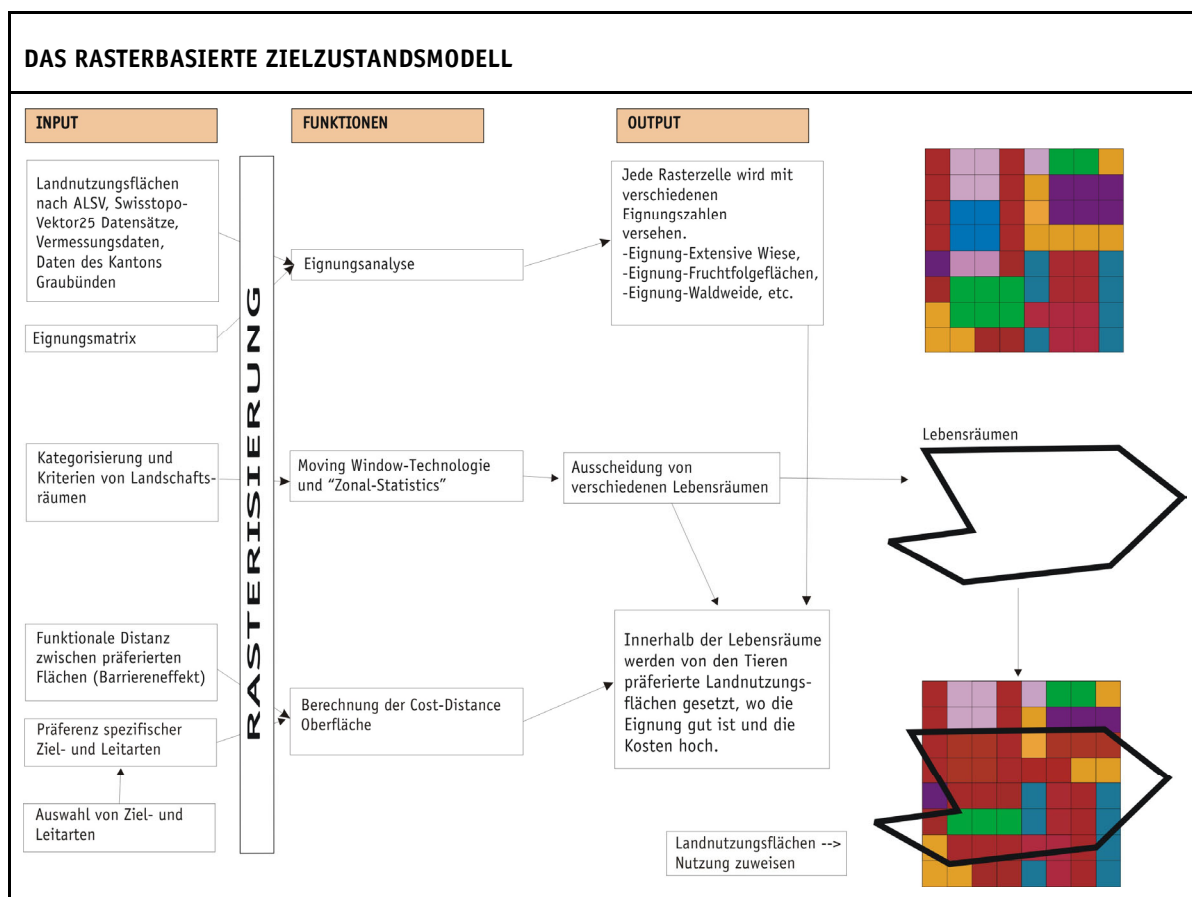
Das Geographische Informationssystem (GIS) arbeitet mit zwei Datenstrukturen mit Vektor- oder Rasterdaten. Beide bedienen sich eigener GIS-Analysemethoden (Burrough et al. 2002:28ff). Landnutzungsflächen werden als scharf abgegrenzte Einheiten wiedergegeben. Die Schlagstrukturen² sind daher in Vektordaten vorliegend. Demzufolge scheint eine Modellierung in der Vektordatenstruktur naheliegend. Zwei

2 Ein Schlag ist die kleinste in sich homogene, zusammenhängende Einheit einer landwirtschaftlichen Parzelle (engl. Plot).

Gründe sprechen jedoch gegen ein rein vektorbasiertes Vorgehen: Erstens ist damit die Möglichkeit begrenzt, auf vorhandene GIS Tools zurückzugreifen. Zweitens beinhaltet der vektorbasierte *Workflow* keine funktionale, sondern nur eine euklidische Distanz zwischen den Landschaftselementen. Die rasterbasierte Cost-Distance-Analyse stellt jedoch eine relativ einfache Methode dar, die funktionale Distanz zu analysieren. Daher verfolgt diese Arbeit einen rasterbasierten Ansatz bei der Umsetzung des konzeptionellen Zielzustandsmodells (Figur 14). Die Figur 14 beschreibt insbesondere die Vorgehensweise des Zielzustands Cost-Distance. In diesem Zielzustand werden die drei Teilarbeitsschritte Eignungsanalyse (Kapitel 4.5.1), Ausscheiden von Landschaftslebensräumen (Kapitel 4.5.2) und die Berechnung der Cost-Distance Oberfläche (Kapitel 4.5.3) berücksichtigt. Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung enthält dagegen nur die zwei ersten Teilarbeitsschritte und kombiniert diese mit einem zusätzlichen Gewichtungsschritt (Kapitel 4.6.3).



Figur 13 Eine Möglichkeit, das konzeptionelle Zielzustandsmodell vektorbasiert umzusetzen.



Figur 14 Eine Möglichkeit, das konzeptionelle Zielzustandsmodell rasterbasiert umzusetzen.

4.3. DATENGRUNDLAGEN

Als Datengrundlage können – ausgenommen für die Gefahrenzone von Schmitt – bereits digitalisierte Daten verwendet werden. Im Vergleich zu anderen schweizerischen Kantonen ist das digitale Dateninventar des Kantons Graubünden umfangreich. Es fehlen jedoch qualitative und strukturelle Aspekte der Landnutzungsflächen, welche für diese Forschungsfrage wichtig wären. Es ist aufgrund räumlich und zeitlich geringer Auflösung jedoch schwierig, diese zu erfassen (z.B. Steinhaufen oder kleine Tümpel). Diese Strukturen sind kleinräumig und können sich innerhalb kurzer Zeit verändern. Sie müssen für besondere Aufgaben mittels hoch aufgelösten und aktuellen Luftbildern erhoben werden, welche hier jedoch nicht vorlagen. Daher beeinflusst die Datengrundlage in einem gewissen Masse die Kriterienbildung. In Tabelle 4 werden die verwendeten Datengrundlagen aus Datensätzen der Swisstopo und des Kantons Graubünden zusammengestellt.

DATENGRUNDLAGEN		
Datengrundlage	Kriterien	Massstab/Auflösung
Bodeneignungskarte	Gründigkeit	Vektordaten Mst. 1:200 000 GEOSTAT
	Wasserdurchlässigkeit	
	Skelettgehalt	
DHM25 (Swisstopo)	Höhenlage	Standard-Maschenweite 25 m, basierend auf der Landeskarte Mst. 1:25 000
ALSV-Daten (Amt für Landwirtschaft, Strukturverbesserung und Vermessung, Kanton Graubünden) Waldweiden (Amt für Wald, Kanton Graubünden)	Landnutzung	Landnutzung pro Parzellennummer, aus dem Jahre 2001
Parzellenvermessung (Grünenfelder und Partner AG, Hansler, Muggler Quinter AG)	Parzellengrösse	Parzellen in Vektordaten mit Parzellennummer nach den regionalen Vermessungsdaten
Primärflächen (VECTOR25, Swisstopo)	Siedlungsnähe (100 m)	Vektordaten, basierend auf der Landeskarte Mst. 1:25 000, Nachführung 1997
	Waldnähe (100 m)	Vektordaten, basierend auf der Landeskarte Mst. 1:25 000, Nachführung 1997
Strassennetz (VECTOR25, Swisstopo)	Strassennähe (10 m)	Vektordaten, basierend auf der Landeskarte Mst. 1:25 000, Nachführung 1997
Gewässernetz (VECTOR25, Swisstopo)	Pufferzonen	Vektordaten, basierend auf der Landeskarte Mst. 1:25 000, Nachführung 1997
TWW-Inventar und Magerwiesen (Amt für Natur und Umwelt, Kanton Graubünden)	Trockenwiesen und -weiden	
Feucht- und Moorflächen (Amt für Natur und Umwelt (ANU), Kanton Graubünden)	Feucht- und Moorflächen	
Gefahrenzonen (Amt für Raumplanung (ARP), Kanton Graubünden) Gemeinde Schmitten Gefahrenzonenplan	Gefahrenzonen	Gefahrenzonenplan Mst. 1:5 000 (digitalisiert)
Hecken (digitalisiert) ergänzt mit dem Heckendatensatz (Swisstopo)	Hecken	Luftbildkartierung 1997 (Dietschi 2004) und VECTOR25 Datensatz, Nachführung 1997
Übersichtsplan	Hintergrund	Auflösung 1016 dpi (1 Pixel = 25 x 25 cm) in Realität, Mst. 1:10 000

Tabelle 4 Die Datengrundlagen.

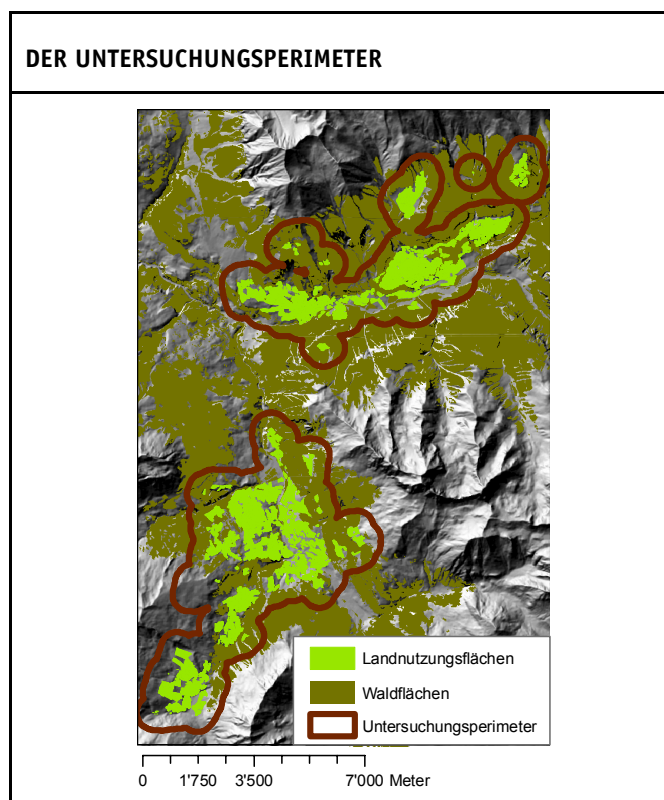
4.4. EXTENT: DER UNTERSUCHUNGSPERIMETER – GRAIN: DIE AUFLÖSUNG

Der Untersuchungsmaßstab wird von zwei Komponenten beeinflusst: Einerseits vom Untersuchungsperimeter (*Extent*) und andererseits von der räumlichen Auflösung (*Grain*).

Der *Extent* bezeichnet die maximale Ausdehnung der untersuchten Landschaft (d.h. des Untersuchungsgebietes). Die Untersuchung liegt schwergewichtig auf den Landnutzungsflächen (*Patch*) der ALSV-Daten. Diese werden mit den ökologisch wertvollen Waldweiden ergänzt und es ist erstrebenswert, gewisse Grenzeffekte aufzeigen zu können. Daher werden die Landnutzungsflächen mit einem Puffer von 500 m umgeben. Damit wird der Untersuchungsperimeter abgesteckt (Figur 15), welcher insgesamt eine Fläche von rund 6512 ha bedeckt.

Grain bezieht sich auf die „coarseness in texture or granularity of spatial elements composing an area“ (Forman 1995:10) und somit auf die Landnutzungsflächen des Untersuchungsgebietes. Doch auch diese liegen in unterschiedlichen Datengrundlagen vor. Sollen als Modellierungseinheit die Parzellenstrukturen der Vermessungsdaten, die Schlagstrukturen des Agrarstrukturmodells (SULAPS) oder eine Rasterstruktur verwendet werden? Die Auswahl der Grundeinheit kann erst nach der Wahl der GIS-Methoden definitiv entschieden werden. Da diese rasterbasiert arbeiten, hat dies eine Konvertierung sämtlicher Datensätze in ein Rasterformat zur Folge. Die Modellierungen wird in einem Raster von 3 m und 10 m durchgeführt. Die Auflösung von 3 m wird gewählt, da die gesetzlichen Grundlagen minimalen Pufferstreifen von 3 m bei Hecken und Gewässerrandstreifen vorschreiben. Das Raster von 10 m wird als Referenzwert verwendet. Die optimale Auflösung wird nach der Informationstheorie beschrieben (Farina 1998:36): „a scale most efficient to investigate a process is the one that allows us to collect most information.“

Der *Grain* und *Extent* zusammen ergeben der *Scale*. Das räumliche Verhalten von Organismen folgt einem bestimmten *Scale* (Lang 1999:43ff), das heisst der *Extent* und *Grain* variieren artenspezifisch. Was für eine Art als ein relativ homogenes *Patch* angesehen wird, kann von einer anderen Art als äusserst heterogen empfunden werden. Die meisten Tiere zeigen jedoch auf Grund ihrer tageszeitlich oder jahreszeitlich unterschiedlichen Aktivitäten unterschiedliche Bewegungsradien (Jenny et al. 2001). Den *Scale* ändert sich also nicht nur artenspezifisch, sondern auch im unterschiedlichen tages- oder jahreszeitlichen Rhythmus einer Art (Farina 1998:38). Die Berücksichtigung dieser unterschiedlichen Mobilität ist einer der Gründe für den relativ breiten Bereich des Betrachtungsmaßstabes innerhalb der Landschaftsökologie, der sich in allgemeiner Übereinkunft zwischen einigen 10 Metern und einigen Kilometern bewegt (Lange 1999). In der englischsprachigen Literatur wird bei diesem Untersuchungsmaßstab allgemein von *Landscape Level* gesprochen. Das Mobilitätsverhalten unterschiedlicher Arten ist demzufolge nicht ganz einfach in demselben *Scale* abbildbar. Farina (1998:44) bemerkt hierzu: „often we select scales more comfortably to our metric than to that of the species in question [...], although it is possible to judge the best range of scales at which an organism spends its life (territorial behaviour, dispersal movement, food research).“



Figur 15 Um den Untersuchungsparameter abzustecken wird ein Puffer von 500 m um die Landnutzungsflächen gezogen. Insgesamt beträgt es 6512 ha (reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321).

4.5. DIE GIS-METHODEN: THEORIE

4.5.1. EIGNUNGSANALYSE: EIGNUNG DER LANDNUTZUNGSFLÄCHEN

Eine Eignungsanalyse (*Suitability Analysis*) wird oft angewandt, um Entscheidungsaufgaben in der Landwirtschaft und in der Forstwirtschaft zu lösen. Land ist eine knappe Ressource, daher entstehen viele Nutzungskonflikte, zu deren Lösung eine Eignungsanalyse angewandt wird (Malczweski 1999). Eine Eignungsanalyse untersucht die Auswahlmöglichkeiten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Kriterien und divergierender Zielsetzungen.

Mit einer agrarökologischen Sichtweise bestimmt die Eignungsanalyse die „besten“ Standorte für die unterschiedlichen Landnutzungselemente anhand naturräumlicher Kriterien. Es wird daher in erster Linie eine Eignungsanalyse mit unterschiedlichen räumlichen Kriterien durchgeführt. Der Begriff *Agrarökologie* birgt in sich selbst jedoch die Ansprüche zweier Ziele, diejenigen der Landwirtschaft und der Ökologie, welche unter einen Hut zu bringen sind. Wenn die Landnutzungselemente neu gesetzt werden, soll dies an einer Stelle geschehen, welche die diese Landnutzung auf Grund ihrer agrarökologischen Faktoren geeignet ist. Damit wird der Ansatz der differenzierten Land- und Bodennutzung verfolgt (Kapitel 3.1.2). Aus ökologischer Perspektive macht es beispielsweise weniger Sinn eine steile Hanglage (über 35 %) intensiv zu bewirtschaften, bei ertragreichen, nahe dem Betrieb gelegenen Flächen, kann dies jedoch in Erwägung gezogen werden.

Das methodische Vorgehen der Eignungsanalyse dieser Arbeit wird als *Simpel Additive Weighting Method* (SAW; Malczewski 1999:199f) bezeichnet. Dabei werden folgende Schritte ausgeführt:

1. **Definition der Kriterien respektive der Layer, welche zur Berechnung berücksichtigt werden** (Tabelle 1): Es wird eine Eignungsanalyse mit maximal 14 Kriterien durchgeführt. Die Kriterien bilden die so genannten Standortfaktoren für jedes Landnutzungselement und die Grundlage für eine *Criterion Map*. Dabei können anhand sogenannter *Fuzzy numbers* qualitative Aussagen in numerische Werte übergeführt werden (Malczewski 1999:130f).
2. **Standardisierung der Kriterien (0-10)**: Die Kriterien werden je nach Landnutzungselement unterschiedlich klassifiziert und anschliessend mit einem Maximalwert von 10 standardisiert.
3. **Definition der Kriterien zur Gewichtung**: Eine Gewichtung kann anhand verschiedener Verfahren bestimmt werden (Malczewski 1999:177ff). Hier wird das *Point Ratio Verfahren* gewählt. Dabei erhält jedes Kriterium eine relative Gewichtung zwischen 0 und 10. Es werden auch andere Gewichtungsverfahren ausgetestet. Bei einer maximal zu vergebenden Punktzahl (*Point allocation Verfahren*) werden einige Kriterien oft über- oder unterbewertet. Daher wird dieses Verfahren nicht angewandt.
4. **Multiplikation**: Die standardisierten Kriterien werden mit der Gewichtung multipliziert.
5. **Addition**: Die verschiedenen Kriterien werden addiert.
6. **Abschliessende Standardisierung**: Nun folgt eine weitere Standardisierung (0-100). Denn die 10 verschiedenen Eignungsanalysen zu den unterschiedlichen Landnutzungsflächen müssen vergleichbar und somit im selben Wertebereich sein. Einige Flächen mit einer Nutzungsvorgabe können diesen Wertebereich übertreffen. Nutzungsvorgaben geben in gewissen Bereichen eine Nutzung vor und bestimmen keine Eignung. Damit diese Nutzungsvorgabe in der Modellierung möglichst eintrifft, erhalten diese eine Gewichtung von 50.

4.5.2. MOVING-WINDOWS-TECHNOLOGIE: BILDEN VON LANDSCHAFTSRÄUMEN

Da die zur Modellierung gewählten Tierarten nur in Teilregionen der Untersuchungsregion vorkommen, können die artenspezifischen Modellierungen nicht über die gesamte Untersuchungsregion hinweg durchgeführt werden. Daher müssen Möglichkeiten zur Unterteilung des Untersuchungsgebietes aufgezeigt werden. Erstens kann eine Mindestlebensraumfläche anhand des Aktionsraums und des Minimum-Area-Konzeptes abgegrenzt werden. Dieser Ansatz wird jedoch verworfen, da die Richtwerte zu Minimalarealen spezifischer Tierarten in der Literatur sehr vage beschrieben sind und abweichende Angaben bestehen. Zweitens gibt es die Möglichkeit mit einer weiteren Eignungsanalyse die Habitate auszuscheiden. Dagegen spricht die Tatsache, dass eine Unterregion gefunden werden soll, in der die Art mit Sicherheit vorkommt oder in der letzten Zeit aufgetreten ist. Jedoch muss der Raum als Lebensraum nicht von ausgeprägter Eignung sein, denn es ist ja gerade der Sinn und Zweck der Zielzustandsmodellierung, diesen Landschaftsraum als Lebensraum für eine spezifische Tierart aufzuwerten. Somit wird ein dritter Ansatz gewählt, der anhand naturräumlicher Merkmale Landschaftsräume ausscheidet. Mit diesem Ansatz wird auch in Vernetzungsprojekten (Kapitel 3.1.2) das Projektgebiet in Untereinheiten geteilt. Der Untersuchungsperimeter überschreitet die gängige Grösse für Vernetzungsprojekte von ca. 2000 ha, daher scheint die Unterteilung in Untereinheiten von „Landschaftsräumen“ hier besonders angebracht. Das Bilden von Lebensraumtypen

auf der 1:25 000 Karte durchgeführt und mit einer zusätzlichen Feldbegehung unterstützt werden. Kriterien wie Topographie, vorherrschende landwirtschaftliche Nutzung, aktueller Lebensraumtyp und historische Überlegungen sollen dabei beachtet werden (Jenny et al., 2002:35). Im GIS haben wir zusätzliche Angaben wie Trocken- und Feuchtstandorte vorliegend, welche zur Abgrenzung hilfreich sind.

In dieser Arbeit wird die Unterteilung mit dem GIS-Analyse Tool *Focal-Statistics* vorgenommen. Solche GIS-gestützte Moving-Windows-Technologien sind wertvolle Hilfen bei Zonierungsaufgaben und ein unverzichtbarer Bestandteil im Methodenspektrum der GIS-gestützten Landschaftsanalyse (Walz et al. 2004). Die Rasterzellen werden in einer vordefinierten Nachbarschaft (oder Fenster) abgetastet und auf Grund der Nachbarschaftswerte wird ein Wert für die zentrale Rasterzelle berechnet.

Die Regionalisierung basierend auf der Moving-Windows-Technologie liefert keine qualitativen Aussagen, sondern quantifiziert den Unterschied eines geographischen Landschaftsausschnittes gegenüber einem anderen Ausschnitt hinsichtlich seiner abiotischen und biotischen Ausstattung. Eine Aufteilung einer Landschaft in Landschaftsräume wird von Jesse et al. (2003) als ein teilräumlicher Ansatz beschrieben. Dabei werden heterogene Räume in Untereinheiten zerlegt, wenn sie sich hinsichtlich wichtiger Merkmale deutlich voneinander unterscheiden.

Diesen Landschaftsräumen werden in einem weiteren Schritt Ziel- und Leitarten zugeordnet, welche den Lebensraumansprüchen und den Beobachtungsorten der Art am ehesten entsprechen. Dieser Ansatz hat dadurch die Einschränkung, dass die Habitatgrösse nicht artenspezifisch gewählt werden kann (Fahrig 2001).

4.5.3. COST-DISTANCE-ANALYSE: AUSBREITUNG VON ARTEN

Zur Berechnung der Vernetzung sind unterschiedliche Methoden möglich (Blaschke 2002): Eine rasterbasierte Kostenoberfläche, eine radiale Transektanalyse oder die Kopplung von *cellular automata*. Taylor et al. (1993: in Tischendorf und Fahrig 2000:8) definiert die Vernetzung als „the degree to which the landscape facilitates or impedes movement among resource patches“. Eine weitere Definition besagt: “the functional relationship among habitat patches owing to the spatial contagion of habitat and the movement responses of organisms to landscape structure” (McGarigal und Marks 1995:54). Nach Tischendorf und Fahrig (2000) muss als erstes das artenspezifische Habitat definiert werden. Im Weiteren wird die Massstabebene der Art festgelegt (*Grain* und *Extent*). Schliesslich wird definiert, wie die Art auf verschiedene Landschaftstypen reagiert. Dabei beinhaltet dies die Mobilität der Tiere, die Mortalität in einigen Strukturen, sowie die Reaktion an Grenzen.

Die Cost-Distance-Analyse ist dazu die gängigste Analyse-Methode. Sie berücksichtigt neben der Grösse und Lage der artenspezifischen Präferenzflächen (*Quellflächen*) auch die Struktur zwischen diesen Flächen (mittels der funktionalen Distanz) und versucht dadurch das Ausbreitungsverhalten von Arten zu simulieren. Die Analysefunktion berechnet einen Wert für jede Rasterzelle, welcher ausdrückt, wie gross die Kosten oder der artenspezifische Aufwand sind, um die jeweilige Rasterfläche von der nächstgelegenen Quellfläche zu erreichen (Lienhard 1999). Überschreiten die Raumüberwindungskosten einen gewissen Schwellenwert, so gelten die Flächen als isoliert (Blaschke 2002). Um dies zu vermeiden, wird die Landschaft an diesen Stellen mit neuen Landschaftselementen ergänzt.

4.6. GIS-METHODISCHES VORGEHEN

4.6.1. GEEIGNETE STANDORTE FÜR UNTERSCHIEDLICHE LANDNUTZUNGSFLÄCHEN

KRITERIEN AUFARBEITUNG: BESTIMMEN DER WERTE UND GIS-ARBEITSSCHRITTE

Einige Kriterien werden klassifiziert und ohne weiteren Arbeitsschritt aus den digitalen Datensätzen übernommen (TWW-Flächen, Feuchtflächen, Bodeneignung, Höhenlagen und Gefahrenzonen). Viele Kriterien entstehen durch eine Pufferung der Datengrundlage. Diese Kriterien sind als *Waldnähe*, *Siedlungsnähe* oder *Strassnähe* beschrieben (Tabelle 4) und werden zwischen 10 und 100 m gepuffert. Eine Pufferung wird anhand der Luftlinien ausgehend von der Quellfläche bestimmt (Walz et al. 2004).

Eine Pufferung der Hecken von drei Metern wäre theoretisch notwendig, damit ein ökologisch wertvoller Heckensaum entsteht. Dies wird jedoch vernachlässigt, da davon ausgegangen werden kann, dass die Digitalisierung auf dieser Genauigkeitsstufe nicht möglich ist. In der Regel beinhaltet eine Kartierung auf Basis von Luftbildern die Heckenkronen, was auf Bodenhöhe einen Saum mit einschliessen dürfte. Generell sind grosse Diskrepanzen zwischen den zwei digitalen Heckendaten (Luftbildkartierung (Dietschi 2004) und VECTOR25-Daten, Swisstopo) ersichtlich. Beide stammen etwa aus demselben Jahr. Eine Feldbegehung hat bestätigt, dass eine Vereinigung der zwei Datensätze am ehesten die Situation im Jahre 2004 wiedergibt.

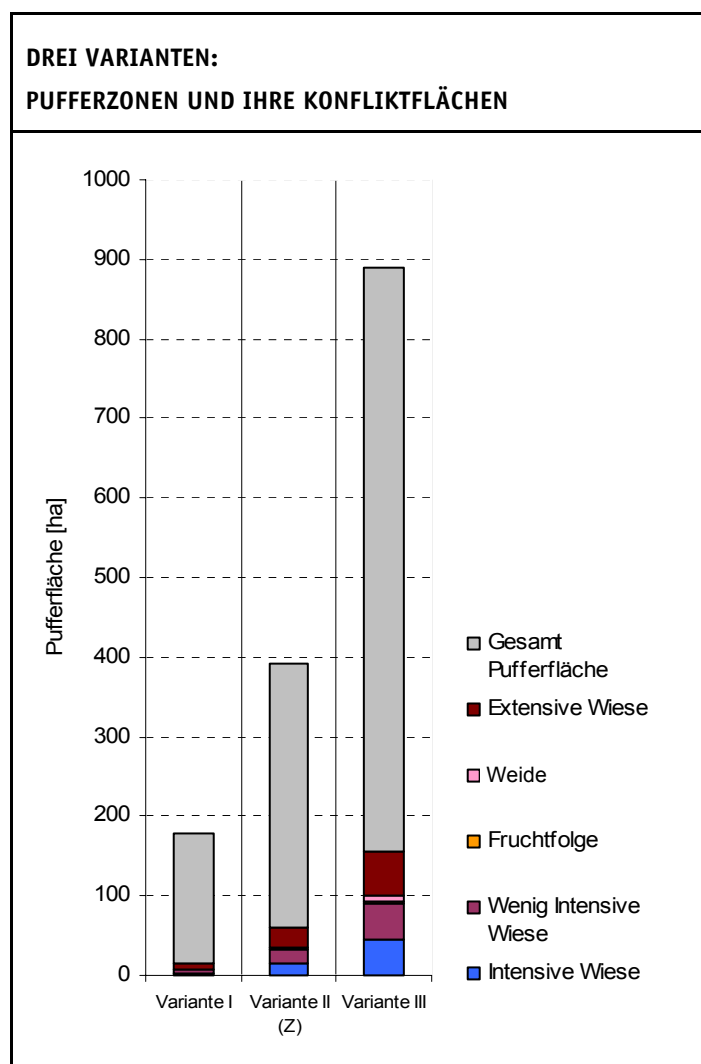
Das Kriterium Schutzzonen³ entsteht aus einer Kombination von drei Pufferzonen (bei Fliessgewässern, Feucht- und bei TWW-Flächen). Diese werden nicht gleichmässig, sondern abhängig von Hangneigung, Abflussrichtung oder Bodenbedingungen ausgeschieden. Um die Auswirkungen der gewählten Schutzzone abzuschätzen, werden diese in den drei Varianten (Variante I: ökologisch minimal, Variante II: mittel, Variante III: ökologisch maximal) in Anlehnung an ein Verfahren nach B. Schüpbach (2004; Agroscope FAL Reckenholz) berechnet.

- › **Feuchtflächen:** Für alle im kantonalen Moorinventar enthaltenen Flächen wird eine Pufferzone gemäss dem Pufferzonenschlüssel (BUWAL 1994) ausgeschieden (Kapitel 3.2.1). Dabei wird davon ausgegangen, dass es sich um wertvolle Flächen handelt, die per se eine Pufferzone von 10 m benötigen. Dieser minimale Abstand wird hangabwärts von Feuchtgebieten ausgeschieden. Anschliessend wird auf Grund der Bodeneigenschaften und Hangneigung die jeweils notwendige Pufferzone in den drei unterschiedlichen Varianten (Tabelle 5) berechnet, welche im Einzugsbereich der Feuchtgebiete liegen. Dies bedeutet, dass hier die Feuchtgebiete durch Abflusswasser beeinflusst werden. Es wird mit den hydrologischen rasterbasierten Methoden *Flowdirection* und *Watershed* gearbeitet. Die Datengrundlagen für die Berechnungen ist die Bodeneignungskarte der Schweiz 1:200 000 und das DHM25 der Swisstopo.
- › **TWW-Flächen:** In der Variante I werden bei Trockenwiesen und -weiden keine Pufferzonen ausgeschieden. Bei TWW-Flächen gibt es keinen allgemein verbindlichen Schlüssel zur Ausscheidung von Pufferzonen. Im Prinzip scheint aber das Verfahren der Feuchtflächen auch bei den TWW-Flächen angebracht.

3 In der Literatur ist der Begriff Schutzzonen und der Begriff Pufferzone gleichzusetzen. In der Arbeit werden mit dem Begriff Schutzzone alle drei Pufferzonen zusammen, mit dem Begriff Pufferzonen nur eine einzige Pufferzone bezeichnet.

Auch hier wird mit der Ermittlung des Einzugsgebietes sichergestellt, dass unterhalb der TWW-Flächen nur ein Sicherheitsabstand je nach Variante von 10 oder 30 m ausgeschieden wird und innerhalb des Einzugsgebiets ein maximaler Abstand bis 70 m gilt.

- › **Fliessgewässer:** In der Variante I wird das gesamte Flussnetz auf Grund des gesetzlichen Minimalabstandes unabhängig von der Neigung oder Bodenbeschaffenheit mit 3 m gepuffert. In der Variante II wird entlang des Fliessgewässers ein Puffer abhängig von der Neigung der angrenzenden Böschung von 3 bis max. 10 m ausgeschieden. Die Variante III erhält einen gleichmässigen Puffer von 10 m, was als ökologisch maximale Forderung erachtet wird (gemäss Experte N).



Figur 16 In den drei ökologisch mehr oder weniger extremen Varianten von Schutzzonen (Variante I-III) wird ersichtlich, wie gross die Konfliktfläche zwischen Landwirtschaft und Naturschutz tatsächlich ist. Bei der Variante I beträgt die Konfliktfläche (wenig int., intensive Wiese und Weide) 7.4 ha. Bei der Variante III sind es 99.4 ha. Die Grössen der verschiedenen Pufferzonen haben tatsächlich einen grossen Effekt auf die Konfliktfläche zwischen Naturschutz und Landwirtschaft. Die Variante II (Z) wird in der Zielzustandsmodellierung übernommen.

DREI SZENARIEN DER SCHUTZZONEN			
	Variante I (ökologisch minimal)	Variante II (mittel)	Variante III (ökologisch maximal)
Fließgewässer	3 m	3 - 10 m	10 m
Feuchtflächen	10 m	10 - 20 m	10 - 60 m
TWW-Flächen	0 m	10 - 30 m	30 - 70 m

Tabelle 5 Die drei Varianten der Schutzzonen.

Die Varianten dienen zur Abschätzung der Konfliktflächen zwischen Naturschutz und Landwirtschaft (Figur 18). Als Konfliktflächen werden die intensiven, wenig intensiven Wiesen und die Weiden bezeichnet. Dabei fällt der grösste Teil der Schutzzonen überhaupt auf keine Landnutzungsflächen. Bei der Variante I sind es von rund 180 ha rund 12 ha, welche als Weide, intensive Wiese oder wenig intensive Wiese genutzt werden (d.h. sie werden gedüngt und sind somit in einer Pufferzone nicht zulässig sie liegen in der Konfliktzone). Bei der Variante II sind es von rund 380 ha 34.1 ha, die nicht die geforderte Nutzung aufweisen. Im Variante III fallen von der gesamten Schutzzone (890 ha) rund 99.4 ha in die Konfliktflächen. In den Untersuchungsregionen findet sich eine maximale Betriebsgrösse um die 40 ha. Diese Fläche müsste ungefähr in Variante II umgenutzt werden, was für die Bewirtschafter als zumutbare Änderung betrachtet wird. In der Eignungsanalyse und den darauf bauenden Zielzuständen werden somit die Pufferzonengreiten der Variante II berücksichtigt (Tabelle 5).

VERWENDETE ARCGIS 9 TOOLS ZUR BERECHNUNG DER SCHUTZZONE

- Flowdirection Tool:** *Flowdirection* aus dem DHM25 berechnet die Fliessrichtung von der einen Zelle in die andere.
- Watershed Tool:** Mit der Funktion *Watershed* wird das Einzugsgebiet berechnet. Diese Funktion benötigt ein Rastergrid *Flowdirection* und ein Featureset oder Rastergrid mit Quellflächen. Quellflächen sind hier entweder TWW-Flächen oder Feuchtflächen.
- Reclassify Tool:** Das originale, kontinuierliche DHM25 wird entsprechend den Neigungsklassen klassifiziert (Anhang E.3). Im Anhang E.3 sind die Werte der Pufferzonen entsprechend den Bodeneigenschaften zusammengestellt, wobei die Attribute Wasserdurchlässigkeit und Vernässung in ihrem originalen Detaillierungsgrad verwendet werden.
- Intersect Tool:** In einem ersten Schritt werden den verschiedenen Polygonen auf Grund der Neigung und der Bodeneigenschaften Werte für die Pufferzonen zugeordnet.
- Add im Raster Calculator Tool:** Diese Werte werden addiert.
- Buffer Tool:** Anhand des berechneten Wertes wird eine Pufferzone um die Feuchtflächen oder TWW-Flächen ausgeschieden.
- Conditional Map Algebra im Raster Calculator Tool:** Ausserhalb des Einzugsgebietes wird nur ein Sicherheitsabstand eingehalten. Dieser Schritt wird mit einer konditionalen Map Algebra im Raster-Calculator durchgeführt (`con([watsh_feucht] > 0, [boden_plus_], 10)`).

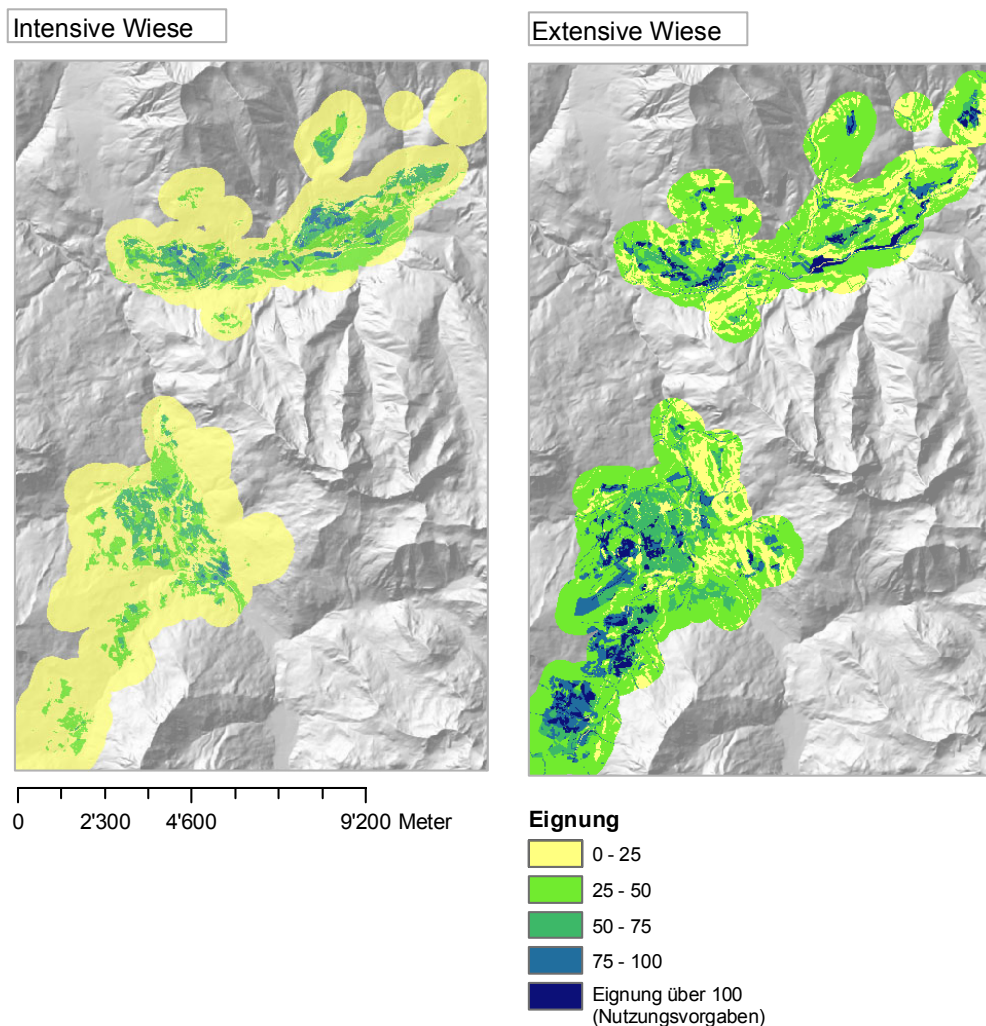
BESTIMMEN DER WERTE UND DER GIS-ARBEITSSCHRITTE: GEWICHTETE VERSCHNEIDUNG

Nachdem sämtliche Kriterien bereitgestellt sind, werden diese anhand der *SAW-Methode* (Schritte 2 und 5) unterschiedlich klassifiziert, gewichtet und schliesslich addiert. Für die Klassifizierung und Gewichtung der Kriterien werden Literaturangaben und Expertenwissen berücksichtigt (Kapitel 2.3.5.). Diese jedoch meist qualitativen Angaben (*Linguistic Variables*) sind nicht eindeutig in ein Punktesystem überzuführen. Die jeweilige Punktzahl ist nicht als ein absoluter Wert, sondern als relatives Verhältnis anzusehen (*Fuzzy numbers*; Anhang F.4). Räumlich werden dadurch unscharfe Grenzen widerspiegelt. Aufgrund der Vielzahl der Kriterien werden die Punkte etwas weniger nach vorgegebenen Regeln, sondern nach Expertenmeinungen eingeschätzt. Die Auswirkungen der unterschiedlichen Gewichtungen werden jedoch vorsichtig geprüft (Anhang F.4). Nach diesem Vorgehen der gewichteten Verschneidung entstehen die Eignungskarten für die verschiedenen Landnutzungsflächen (Anhang F.1 und Figur 19). Die Arbeitsprozesse werden jeweils in dem von ArcGIS 9 zur Verfügung stehenden *Model Builder* zusammengestellt. Dadurch wird der Aufwand, Prozessschritte wiederholt durchzuführen, minimiert und es können einzelne Prozessschritte zu einem *Overall Model* zusammengefügt werden (ESRI 2004).

VERWENDETE ARCGIS 9 TOOLS ZUR GEWICHTETEN VERSCHNEIDUNG

1. **Reclassify Tool:** Jedes Kriterium muss pro Landnutzungselement neu klassifiziert und gewichtet werden. Um hier einen GIS-Schritt einzusparen, werden diese Schritte tabellarisch (Anhang E.1) berechnet.
2. **Cell-Statistics Tool (plus):** Es werden sämtliche Kriterien addiert. Es sind nicht bei jedem Landnutzungselement gleich viele Kriterien ausschlaggebend, daher kann die Kriterienzahl variieren.

EIGNUNG VON INTENSIVER UND EXTENSIVER WIESE



Figur 17 Diese Figur stellt die Eignung von intensiver und extensiver Wiese in den beiden Untersuchungsregionen dar, wobei hohe Werte eine bessere Eignung bedeuten als tiefe Werte (gelb). Dabei ist ersichtlich, dass für die extensive Wiese generell die höhere Eignung vorliegt, was durch die ökologische Perspektive entstanden ist. Besonders in höher gelegenen Regionen und bei Flächen mit Nutzungsvorgaben kommt die extensive Wiese zum Zug. Die intensive Nutzung belegt um das Siedlungsgebiet auch eine relativ gute Eignung (bis 100) (reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

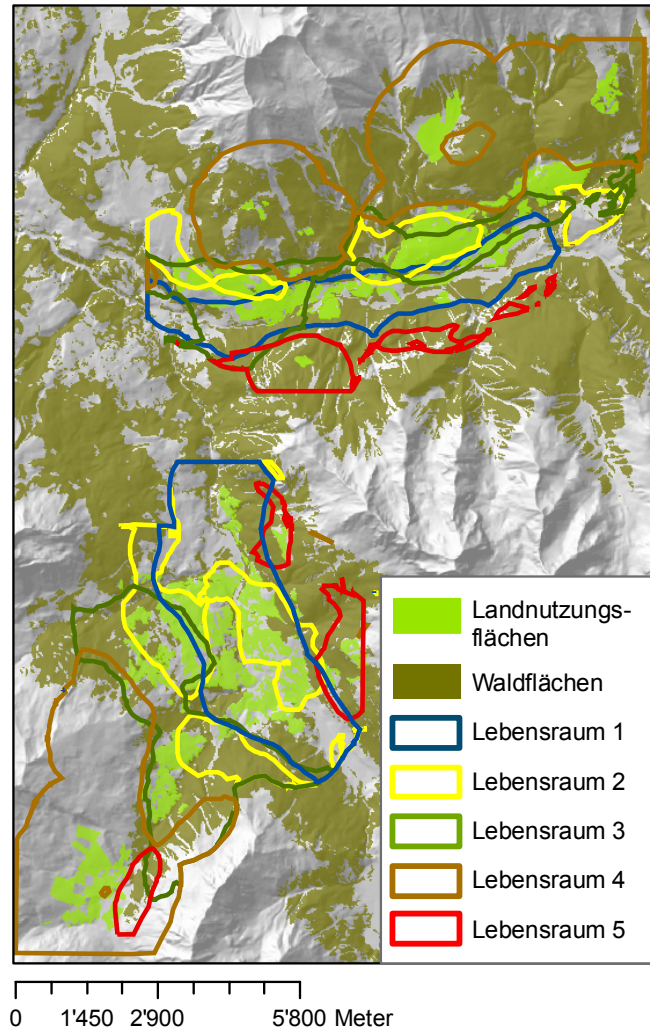
4.6.2. AUSSCHIEDEN VON LANDSCHAFTSLEBENSÄUMEN

BESTIMMEN DER WERTE

Die Landschaftsräume werden anhand topographischer und kulturräumlicher Kriterien klassifiziert (Details siehe Kasten Seite 41). Den unterschiedlichen Landschaftsräumen werden somit gewisse Merkmale zugewiesen und anschliessend gewichtet (Anhang E.4):

- › **L1: Talebene/Wiesland:** Dieser Landschaftsraum ist relativ flach, liegt zwischen 700-1000 m ü.M. (1200 m ü.M. im Surses) und verfügt über fruchtbare, d.h. tiefgründige, Böden.
- › **L2: Nutzflächen um das Siedlungsgebiet:** Im Albulatal sind dies die Heuwiesen von Brienz, Alvaneu und Schmitten. Im Surses werden um Riom und Parsonz neben Heuwiesen auch Fruchtfolgeflächen angetroffen. Sie zeichnen sich durch die Nähe zu den Siedlungen und eine flache Hanglage (bis max. 10 % Neigung) aus. Sie liegen etwa auf 700-1100 m ü.M. im Albulatal und 1400 m ü. M. im Surses.
- › **L3: Wertvoller Lebensraum:** Der Landschaftsraum L3 ist wohl der ökologisch wertvollste Landschaftsraum der zwei Regionen. Im Albulatal sind dies steile Südhänge von Brienz, Alvaneu und Schmitten (ab 15 % Neigung). Im Surses sind dies in Richtung Nord-Ost exponierte Steilhänge. Grösstenteils sind diese bewaldet und mit Feuchtgebieten durchsetzt („Pro Barlegn“, „Parnoy“ und „Malmigiurc“).
- › **L4: Maiensässzone:** Dieser Lebensraum beinhaltet die Süd-West bis Süd exponierten, wertvollen Bergwiesen auf Maiensässstufe. Die Maiensässe sind gut erschlossen. Sie liegen auf rund 1600 m ü. M. im Albulatal und 1800 m ü. M. im Surses. Im Albulatal sind dies „Aclas Dofara“, „Schmittneralp“ und „Propissi Sot“ im Surses „Radons“, „Monas“ und „Tigias“.
- › **L5: Bewaldete Schattenhänge:** Die mehrheitlich nordexponierten Hängen im Albulatal und Nord bis Nord-Ost exponierten Hänge im Surses sind bewaldet und weisen kleinere landwirtschaftlich genutzte Waldlichtungen auf (Albulatal: „Aclas“; Surses: „Promastgel“ und „Rudnal“).

LEBENSÄRÄUME IN DEN UNTERSUCHUNGSREGIONEN



Figur 18 Pro Untersuchungsregion werden je fünf Landschaftsräume ausgeschieden. Lebensraum 1 = Talebene/Wiesland, Lebensraum 2 = Nutzflächen um das Siedlungsgebiet, Lebensraum 3 = Wertvoller Lebensraum, Lebensraum 4 = Maiensässzone, Lebensraum 5 = Bewaldete Schattenhänge (reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

VERWENDETE ARCGIS 9 TOOLS ZUR LANDSCHAFTSRAUMBERECHNUNG (Beispiel: L1)

1. **Weighted Overlay Tool:** Die vier Merkmale sind im Landschaftsraum L1 wichtig.
 - › Neigung (30): Damit die Fläche gut bewirtschaftet werden kann, soll die Neigung möglichst gering sein.
 - › Gründigkeit (20): Da die Gründigkeit am Talgrund wohl meist tief ist, wird eine tiefe Gründigkeit bevorzugt.
 - › Exposition (10): Diese soll flach sein.
 - › Höhe (40): Dieser Landschaftsraum soll zwischen 700 m und 1000 m liegen.

Jedes Kriterium wird erst klassifiziert und dann gewichtet, so dass alle Kriterien zusammen 100 ergeben.
2. **Focal Statistics Tool:** Es wird zuerst festgelegt, welche Form des Moving-Windows und Anzahl Zellen (*Neighborhood*) bei der Berechnung zu berücksichtigen sind. Es wird von einem Kreis mit einem Radius von rund 20 Rasterzellen (d.h. bei einem 3 m Raster mit einem 60 m Radius) ausgegangen. Den Mittelwert bildet man mit der *Moving-Windows-Technologie*, indem jedes Raster mit dem definierten Fenster abgetastet wird.
3. **Clip Tool:** Damit wird die Analyse wieder auf den ursprünglichen Untersuchungsperimeter reduziert. Durch die *Focal-Statistics*-Analyse ist dieser um 60 m grösser geworden.
4. **Reclassify Tool (Suchen des Schwellenwertes):** Die Untersuchungsregion wird in zwei Klassen geteilt, so dass zwei möglichst homogene Zonen entstehen, die sich hinsichtlich ihrer Merkmalsausprägung unterscheiden. Es kann keine Regelmässigkeit der Klassifizierung gefunden werden. Daher werden die Schwellenwerte⁴ bei jedem Landschaftsraum neu definiert (zwischen 2.5-3).

4.6.3. ZIELZUSTAND: ARTENSPEZIFISCHE GEWICHTUNG

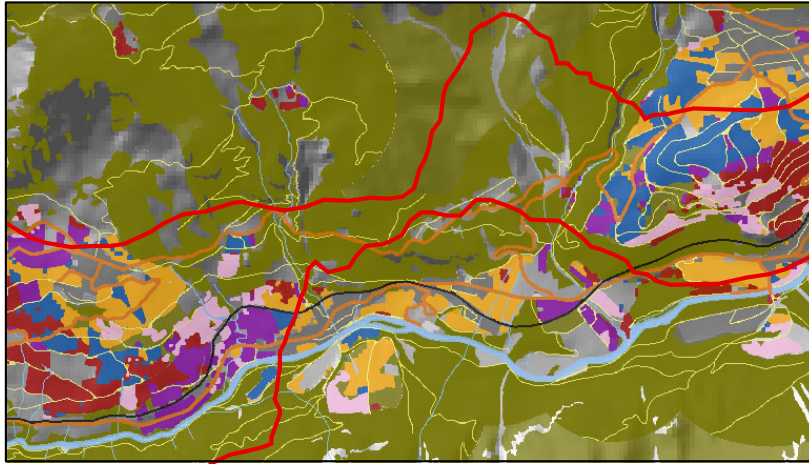
BESTIMMEN DER WERTE

Tabellarisch werden die Arten mit ihren bevorzugten Landnutzungselementen aufgelistet. Je nach Tierart finden sich unterschiedliche Präferenzen (Anhang E.5). Es werden pro Art maximal drei präferierte Landnutzungselemente ausgeschieden, welche zusammen eine gesamthafte Gewichtung von maximal 10 Punkten erhalten. Die Berechnung der Artenspezifischen Gewichtung beruht stark auf der vorgängigen Eignungsanalyse. Durch diese Gewichtung wird die Eignung der Präferenzfläche der Art zusätzlich verstärkt.

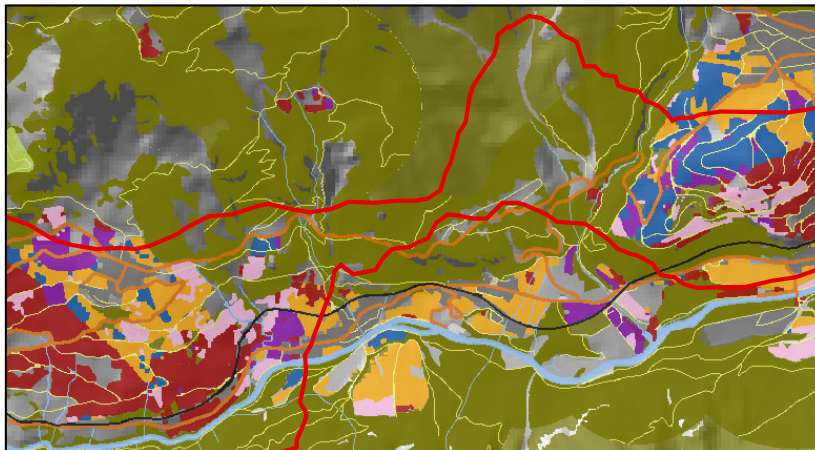
4 Als Schwellenwerte werden in dieser Arbeit die Parameter bezeichnet, welche jeweils am Schluss eines Teilarbeitsprozesses relativ grossen Einfluss auf das Resultat ausüben (z.B. das Setzen der Anteile der verschiedenen Landnutzungstypen).

EIGNUNGSANALYSE UND ARTENSPEZIFISCHE GEWICHTUNG IM ZUSAMMENSPIEL

Eignungsanalyse



Artenspezifische Gewichtung



0 465 930 1'860 Meter

Figur 19 Im Vergleich zur Eignungsanalyse (siehe Anhang F.1) bewirkt der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung eine leichte Zunahme der extensiven Wiesen als Präferenzfläche der Schlingnatter. Die extensive Weide, die Präferenzfläche des Enzianbläulings, kommt jedoch auf Grund der tiefen Eignung in der Zielzustand Artenspezifischen Gewichtung nicht häufiger zum Ausdruck (reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

VERWENDETE ARCGIS 9 TOOLS ZUR ARTENSPEZIFISCHEN GEWICHTUNG

1. **Times Tool:** Die Fruchtfolge wird im Landschaftsraum L1 des Albulatals sowie des Surses auf Grund der Präferenzfläche von Goldammer und Wiedehopf gefördert. Die Fruchtfolge wird in diesen Regionen mit dem Wert=10 gewichtet, d.h. die die Eignung der Fruchtfolge mit 10 multipliziert (Anhang E.5).
2. **Cell Statistics Tool (plus):** Es werden sämtliche gebildeten Kriterien gemäss dem Vorgehen bei der Eignungsanalyse addiert.
3. **Highest Position Tool:** Die Landnutzung mit dem höchsten Wert wird ausgewählt.
4. **Con Tool (Korrekturen):** Bei der Validierung der Eignungsanalyse wird ersichtlich, dass der Wald und die extensive Wiesenutzung in eine nicht zu lösende Konfliktposition geraten. Daher muss nachträglich beim Wald mit dem **Con Tool** eine Korrektur vorgenommen werden, da gemäss Waldgesetz kein bestehender Wald aufgegeben werden darf.

4.6.4. ZIELZUSTAND: COST-DISTANCE

BESTIMMEN DER WERTE

Es bestehen für die verschiedenen Tierarten unterschiedlich starke Barriereneffekte in der Landschaft. So hat eine Strasse für Vögel nicht denselben Effekt wie für ein Reptil. Nur Strassen von erster, zweiter und dritter Klasse werden als Hindernisse betrachtet. Eine Strasse mit über 10'000 Fahrzeugen pro Stunde lässt für nicht fliegende Tiere kein Durchkommen mehr zu. Schon Strassen mit einem Anteil von 2000-3000 Fahrzeugen pro Stunde bergen eine Gefahr für Miniarten⁵ (gemäss Experte B). In den Untersuchungsregionen finden sich jedoch ausser der Nationalstrasse wenige stark befahrene Strassen. Auch die Nationalstrassen kommen kaum in den kritischen Wertebereich (gemäss Experte M).

Aufgrund des grossen Rechenaufwands der Cost-Distance-Analyse kann pro Landschaftsraum nur eine Tierart berücksichtigt werden. Es werden dabei eher die Arten, welche einen kleinen Aktionsraum belegen und welche eine kleinstrukturierte Landschaft bevorzugen, in die Modellierung einbezogen. Pro Tierart wird eine Kostenoberfläche erstellt (Anhang E.6). Kosten werden dabei am Aufwand gemessen, welcher eine Tierart einsetzt, um Hindernisse in der Landschaft zu überwinden (=Raumüberwindungskosten). Dabei handelt es sich bei der Zuordnung der Kostenoberfläche um eine relative Abstufung, die subjektiv und in Anlehnung an Häflinger (1996) und Hehl-Lange (2001) eingeschätzt wird. Den linearen Strassen und Bahnlinien wird für Miniarten entsprechend ihrer Wirkung vergleichsweise zu den Werten in der Literatur einen 10 mal höhere Wert als einer günstigen Wiesenfläche zugewiesen (Tabelle 6). Bei Vögeln wird dieser Wert nur verdoppelt. In dieser Analyse wird mit weniger extremen Werten, aber mit den gleichen Verhältnissen, wie bei ähnlichem Vorgehen in der Literatur gearbeitet. Weniger extreme und extremere Werte erzielen jedoch dieselben Ergebnisse (Anhang F.5).

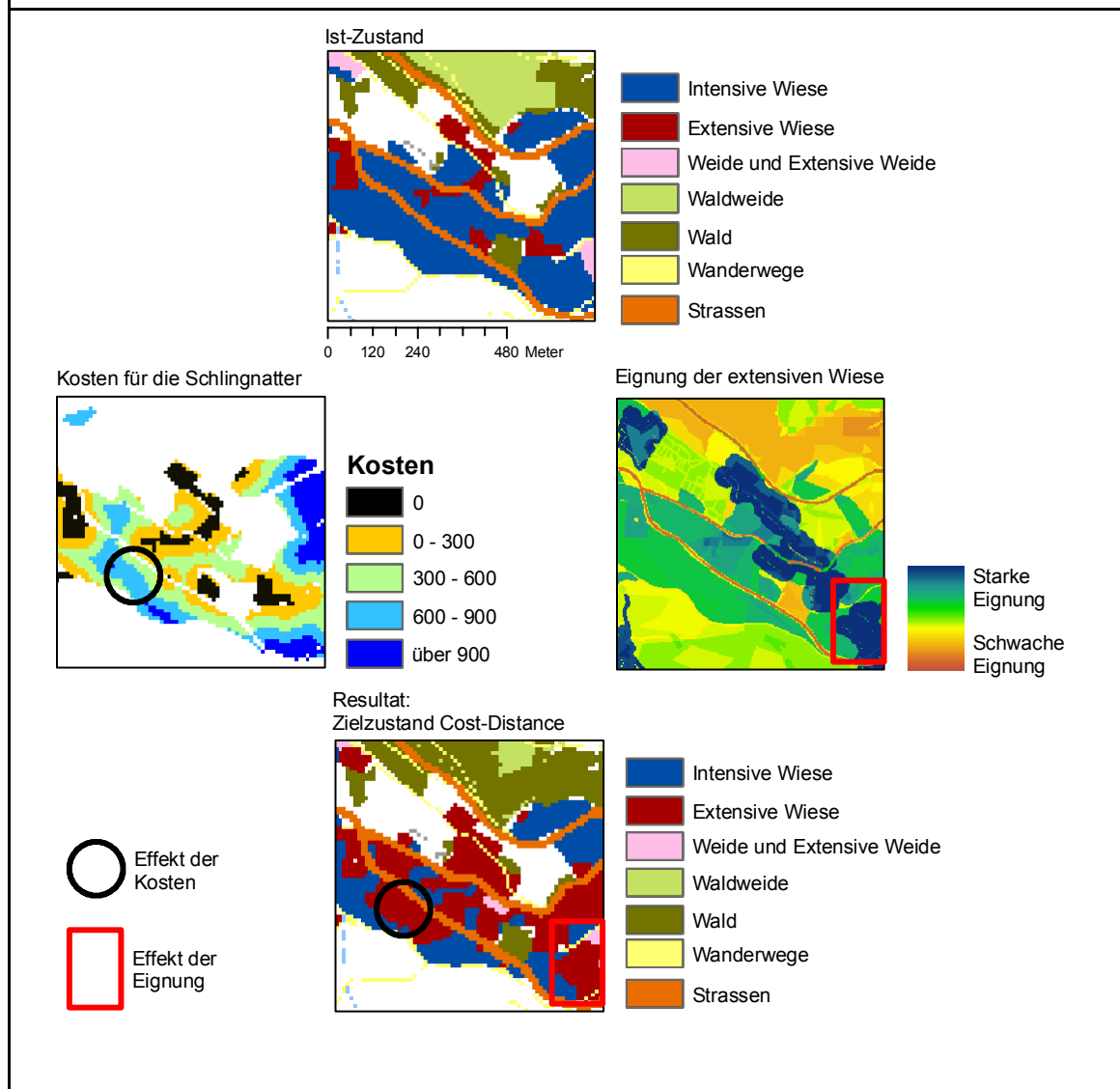
VERHÄLTNIS DER ARTENSPEZIFISCHEN KOSTEN OBERFLÄCHEN			
	Grasfrosch (Quelle: Hehl-Lange 2001:120)	Reptilen (z.B. Schlingnatter)	Vögel (z.B. Braunkehlchen)
	Miniart	Miniart	Maxiart
Strassen	50	10	10
(günstige) Wiesentypen	5	1	5

Tabelle 6 Das Verhältnis der Widerstände verschiedener Hindernisse (pro m) im Bezug auf die unterschiedlichen Tierarten in Abhängigkeit ihrer Mobilität.

Neben den unterschiedlichen Präferenzen wird auch die unterschiedliche Mobilität (Mini- oder Maxiart) der Arten berücksichtigt. Als Quellfläche dient das jeweils präferierte Landnutzungselement. Daraus entsteht pro Art eine artenspezifische Cost-Distance-Oberfläche in einem bestimmten Landschaftsraum. Eine Fläche gilt in dieser Arbeit als unüberwindbar, wenn ihre Kosten über 900 ansteigen. Die Widerstände werden pro Meter der Kostenoberfläche berechnet. Bei sehr geringen Raumüberwindungskosten (=2; „Quasi-Habitat-Flächen“) kann eine Distanz von 450 m und 150 Rasterzellen überwunden werden. Bei hohen Widerständen (=10) kann maximal eine Distanz von 90 m und 30 Rasterzellen überwunden werden (minimale Überwindungsdistanz 50 m; nach Jenny et al. 2001). Eine Distanz von rund 100 m zwischen Teilbereichen kann gemäss Aussage des Experten B von allen Tieren überwunden werden (Details zur Berechnung siehe Kasten Seite 41).

Neben der artenspezifischen Cost-Distance-Oberfläche fliesst in die Schlussanalyse auch die Eignung der Landnutzungsflächen mit ein. Es soll vermieden werden, dass die Präferenzfläche an einer Stelle gesetzt wird, welche dafür nicht geeignet ist. Beide Faktoren erhalten numerisch denselben Stellenwert. Tatsächlich kommt die Eignungsanalyse aber etwas stärker zum Vorschein (Figur 20). Somit gilt nicht alleine das Kriterium der Raumüberwindungskosten (über 900) und es kann in der Analyse des Schlusswertes nicht klar ausgemacht werden, bei welchen Kosten der Schwellenwert tatsächlich gesetzt wird, aber die maximal überwindbaren Kosten von 900 gelten als Richtwert um den Schwellenwert zu setzen. Es geht in dieser Arbeit nicht primär darum, die genauen Kosten der verschiedenen Tierarten zu modellieren, sondern eine Landschaftsdarstellung zu finden, welche agrarökologisch und naturräumlich sowie artenspezifisch optimal erscheint.

EIGNUNGSANALYSE UND COST-DISTANCE-ANALYSE IM ZUSAMMENSPIEL



Figur 20 In den Zielzustand Cost-Distance fließt sowohl die Cost-Distance-Analyse als auch die Eignungsanalyse mit ein. Beide werden in der Modellierung zu einem gleichen Anteil berücksichtigt. Das Landnutzungselement extensive Wiese wird neu gesetzt, wenn die Eignung sehr hoch ist oder die Kosten zur Raumüberwindung hoch und zusätzlich eine gewisse Eignung immer noch vorhanden ist. Wenn die Eignung tief ist (zwischen gelb und braun) wird auch bei hohen Kosten keine extensive Landnutzungsfläche gesetzt.

VERWENDETE ARCGIS 9 TOOLS ZUR COST-DISTANCE-ANALYSE

1. **Reclassify Tool:** Für jeden Landschaftsraum wird in Abhängigkeit von der vorkommenden Tierart eine Kostenoberfläche modelliert.
2. **Cost-Distance Tool:** Bei der Cost-Distance-Analyse wird die von der Tierart bevorzugte Landnutzung oder das bevorzugte Kleinstrukturelement als Quellfläche und eine artenspezifisch klassifizierte Kostenoberfläche eingesetzt. Berechnen einer Kostenoberfläche: Die Kosten werden pro m der Oberfläche betrachtet. (Widerstand * Distanz = Überwindungskosten; Überwindungskosten / Rastergrösse = Anzahl überwindbarer Rasterzellen)
3. **Con Tool:** Die Berechnung soll nur innerhalb des Landschaftsraumes gültig sein, in der übrigen Untersuchungsregion wird der Wert gleich Null gesetzt.
4. **Zonal Statistics Tool, Devide und Times Tool:** Diese Tools ermöglichen eine Standardisierung des Wertes. Damit die Eignung und die Cost-Distance-Analyse die gleichen Wertebereiche erlangen, wird die Cost-Distance-Analyse innerhalb des Landschaftsraums standardisiert.
5. **Cell Statistics Tool (plus):** Die Cost-Distance-Analyse und die Eignungsanalyse werden pro Landschaftsraum addiert. Die Landschaftselemente werden dort gesetzt, wo beide Bedingungen günstig sind.
6. **Cell Statistics Tool (maximum):** Die Landnutzungen vom gleichen Typ werden zusammengeführt und der maximale Wert weiterverwendet.
7. **Map Calculator Tool (Setzen der Schwellenwerte):** Das Endresultat ist vom Setzen der Schwellenwerte und von der gewählten Reihenfolge der Flächen abhängig. Landnutzungsflächen mit tieferem Schwellenwert erhalten dafür einen höheren Platz in der Rangordnung und sind die ökologisch wertvolleren Flächen, welche sich flächenmässig ausbreiten sollen. Für die einzelnen Landnutzungsflächen werden in den Untersuchungsregionen folgende Werte gesetzt:

REGION 1:

Waldweide über 70 %

Fruchtfolge über 50 %

Extensive Weide über 35 %

Extensive Wiese über 40 %

REGION 2:

Fruchtfolgefläche über 70 %

Verbuschte Fläche über 60 %

Extensive Weide über 45 %

Extensive Wiese über 30 %

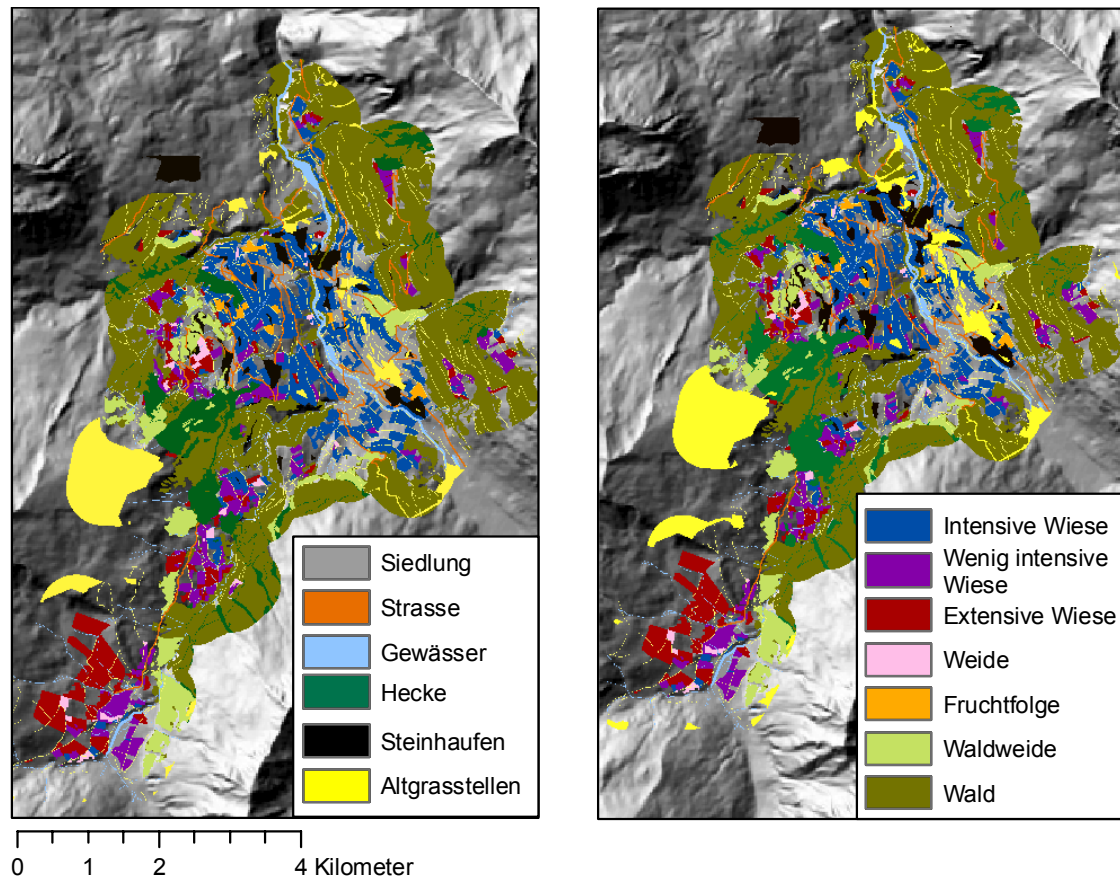
→ **Map Calculator:** `con([fruc_l1_r2] > 70, 5, con([verb_l5_r2] > 60, 7, con([weid_l2_r2] > 45, 4, con([wies_r2] > 30, 3, [Ist_Zustand]))))`
8. **Con Tool (Korrekturen):** Bei der Validierung der Cost-Distance-Analyse wird ein Randeffect ersichtlich. D.h. die Kosten nehmen ausserhalb des Landnutzungsgebietes stark zu, da dort keine Quellflächen mehr vorhanden sind. Dies kann Auswirkungen auf die Waldflächen haben. Damit im Wald nicht plötzlich neue Präferenzflächen gesetzt werden, wird mit dem **Con Tool** eine Korrektur vorgenommen.

4.6.5. MODELLIERUNG DER KLEINSTRUKTUREN

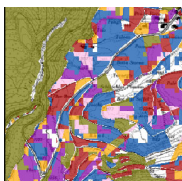
Die Kleinstrukturen dürfen in einem ökologischen Zielzustand nicht vernachlässigt werden. Sie werden versuchsshalber mit denselben GIS-Arbeitsschritten wie die Cost-Distance-Analyse der Landnutzungsflächen modelliert. Als *Quellfläche* wird anstelle der Landnutzungsfläche ein präferiertes Kleinstrukturelement (Altgras, Steinhauken oder Hecken) eingesetzt. Die Heckendaten dafür sind vorliegend. Für die Quellflächen der Steinhauken wurden die steinhaltigen Flächen aus dem VECTOR25-Datensatz „Primärflächen“ extrahiert. Für die Altgrasstellen werden gewisse Annahmen getroffen, wo diese vorzugsweise Vorkommen könnten (z.B. entlang von Strassen). Die Datengrundlagen dazu sind allemal schwach.

Dabei werden in der Figur 21 (Abbildung: links) Schwellenwerte folgendermassen gesetzt: Altgrasstreifen über 40 % Hecken und Steinhauken über 30 %. Zusätzlich werden die Schwellenwerte (Abbildung: rechts) alle um 5 % verringert, was die Anteile der Kleinstrukturen etwas erhöht. Somit konnten gewisse Zonen zur bevorzugten Platzierung der respektiven Kleinstrukturelemente ausgeschieden werden. Die Kleinstrukturen werden im Zielzustandsmodell nur sekundär behandelt, da wegen fehlenden Ist-Werten keine räumlich explizite Modellierung möglich ist. Dies wäre jedoch Bedingung für eine Vergleichbarkeit mit den SULAPS-Szenarien. Als Entscheidungsgrundlage in einem Vernetzungsprojekt könnte dieses grossräumige Ausscheiden durchaus sinnvoll sein. Dieses müsste jedoch nicht GIS-gestützt geschehen: eine manuelle Kartierung könnte auch ein befriedigendes Resultat erzeugen.

DIE EIGNUNG FÜR KLEINSTRUKTUREN MIT UNTERSCHIEDLICHEN SCHWELLENWERTEN



Figur 21 Setzen von Kleinstrukturen mit unterschiedlichen Schwellenwerten (Legenden betreffen beide Darstellungen; reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).



5. RESULTATE

5.1. ZIELZUSTÄNDE

Es ist erstaunlich, wie kurz hier das Kapitel Resultate ausfällt. Dazu bietet Turner et al. (2002:49) eine Erklärung: „...landscape models should be regarded as tools or methods to achieve an end, not to be considered as a goal unto themselves.“

Anhand zweier unterschiedlicher methodischer Vorgehen sind zwei ungleiche Zielzustände entstanden: der Artenspezifisch Gewichtete Zielzustand (Figur 24) und der Zielzustand Cost-Distance (Figur 25).

Als erstes ist sicherlich auffallend, dass sich die beide Zielzustände, obwohl sie auf denselben konzeptionellen Ideen beruhen, stark unterscheiden. Es treten unterschiedliche Landnutzungsanteile und eine unterschiedliche Strukturierung der Landnutzungsflächen auf. In beiden Zuständen ist jedoch eine eindeutige Extensivierung der Untersuchungsregionen ersichtlich. Daraus lässt sich schliessen, dass das methodische Vorgehen und die Reduktion des Informationsgehaltes während der Modellierung einen grossen Einfluss auf das Schlussresultat haben.

Auf weitere Unterschiede und mögliche Bewertungen der zwei unterschiedlichen Zielzustände wird das Kapitel 6 weiter eingehen.

5.2. PLAUSIBILITÄT UND VALIDIERUNG DER RESULTATE

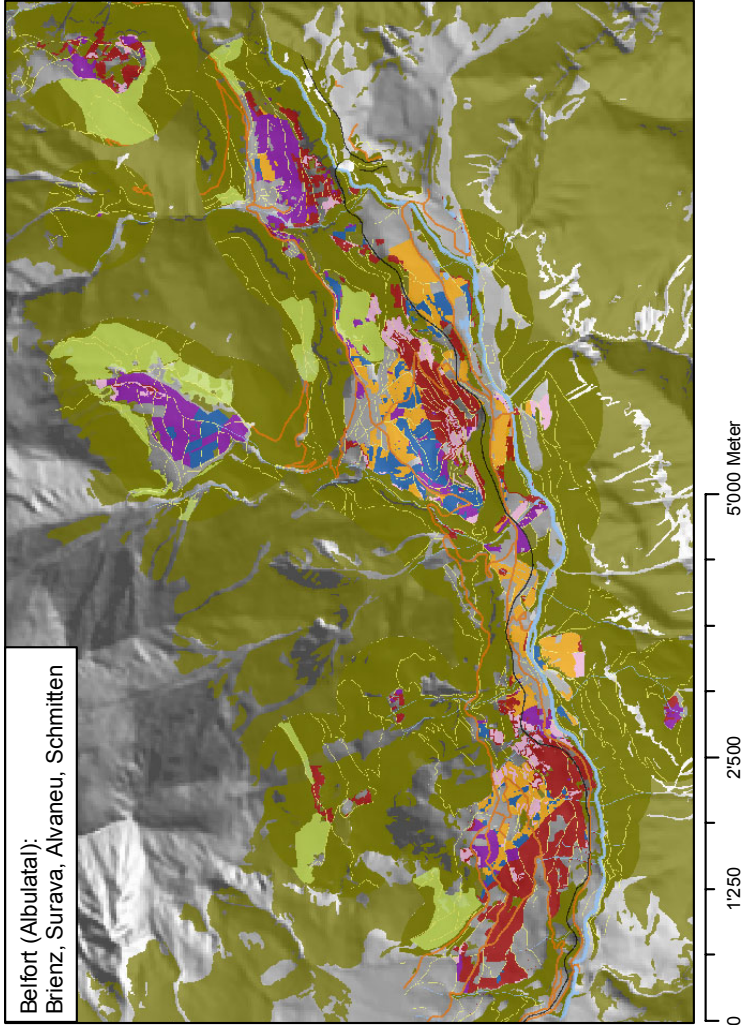
5.2.1. EIGNUNGSANALYSE

VISUELLE INTERPRETATION

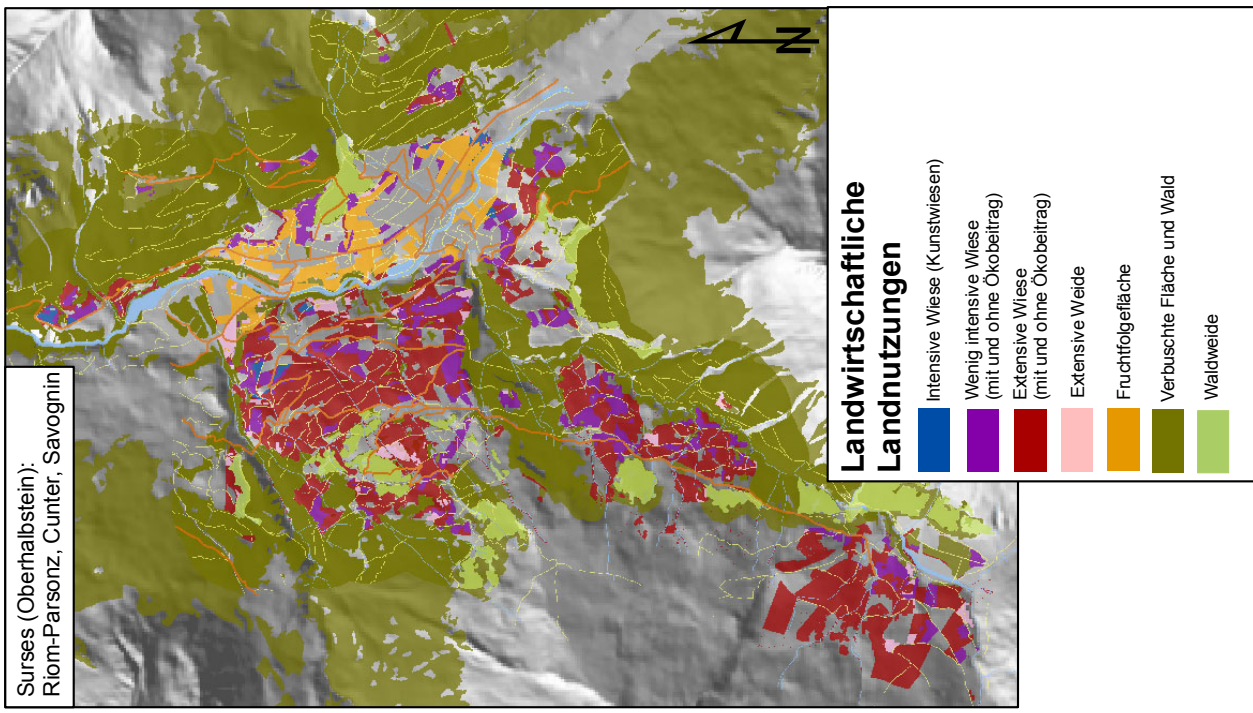
Die Plausibilität wird anhand der Beschreibung der Landschaftselemente (Anhang E.2) mit dem visuellen GIS-Output (Anhang F.1) überprüft. Dabei kann mittels einer visuellen Analyse die Ausprägung der Kriterien beschrieben werden:

- › **Intensive Wiesen:** Die intensive Nutzung eignet sich besonders gut in der Nähe von Siedlungen und kann in der Eignungsanalyse auch auf Maiensässstufe vorkommen. Dies ist im Ist-Zustand selten der Fall. Es wäre jedoch durchaus umsetzbar, da auch diese Flächen heute mit den landwirtschaftlichen Maschinen gut erreichbar sind.
- › **Wenig intensive Wiesen:** Wenig intensive Wiesen können von ihrer Eignung her überall auftreten. Sie zeigen daher in der Eignungsanalyse eine breite Verteilung und wenige extreme Werte.
- › **Extensive Wiese und extensive Weide:** Die extensive Wiese tritt punktuell bei Feuchtflächen und TWW-Flächen auf und erscheint ausgedehnter in höher gelegenen Regionen. Die extensive Weide offenbart eine ähnliche räumliche Verteilung wie die extensive Wiese. In der Eignungsanalyse wird extensive Weide an steileren Stellen leicht bevorzugt.

RESULTAT: ZIELZUSTAND ARTENSPEZIFISCHE GEWICHTUNG (FIGUR 24)



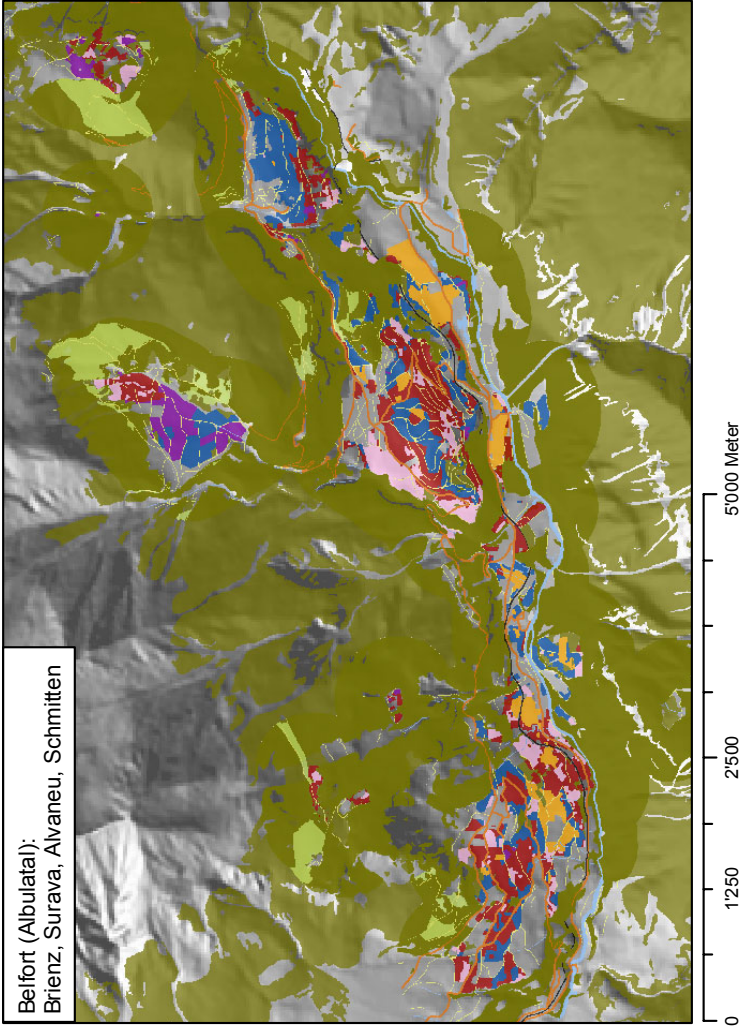
Quelle: Eigene Darstellung und Kanton Graubünden,
reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo
(BA057321).



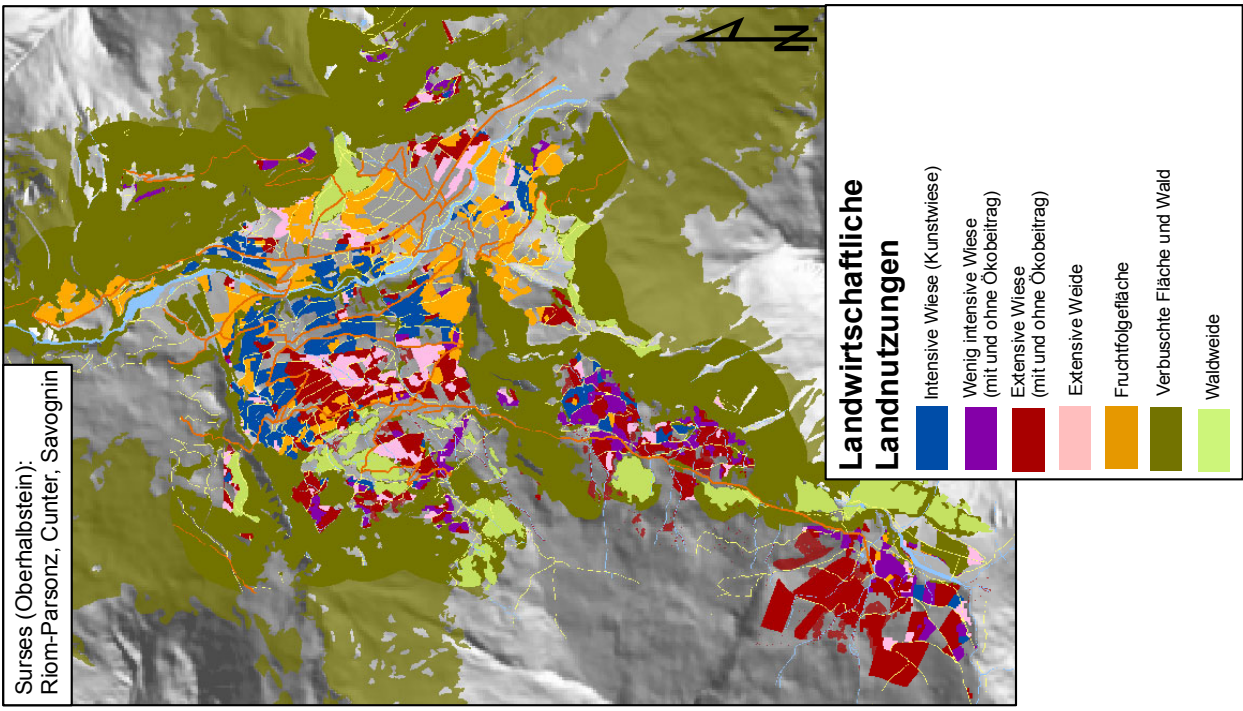
Landwirtschaftliche
Landnutzungen

- Intensive Wiese (Kunstwiesen)
- Wenig intensive Wiese
(mit und ohne Okobeitrag)
- Extensive Wiese
(mit und ohne Okobeitrag)
- Extensive Weide
- Fruchtfolgefläche
- Verbuschte Fläche und Wald
- Waldweide

RESULTAT: ZIELZUSTAND COST-DISTANCE (FIGUR 25)



Quelle: Eigene Darstellung und Kanton Graubünden,
reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo
(BA057321).



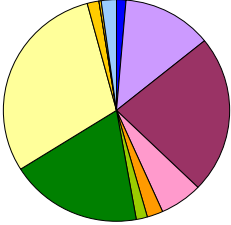
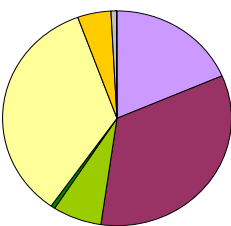
- › **Fruchtfolgeflächen:** Die Fruchtfolgeflächen sind aufgrund ihrer Eignung rund um das Siedlungsgebiet anzulegen. Dies hat traditionelle Gründe der Erreichbarkeit. Fruchtfolgeflächen treten im Ist-Zustand über einer gewissen Höhe über Meer nicht mehr auf. Die Eignungsanalyse zeigt im Albulatal noch auf Maiensässstufe eine gewisse Eignung, was im Klima der Trockentäler durchaus möglich ist. Ab 1200 m ist der Anbau der meisten Getreidesorten schwierig. Im generell höher gelegenen Surses zeigt die Eignungsanalyse auf der Maiensässstufe Stufe kein Vorkommen von Fruchtfolgeflächen mehr.
- › **Waldweiden:** Eine bevorzugte Eignung weisen einerseits die heutigen Waldweiden und andererseits die Flächen auf Maiensässstufe auf, wo die Waldweide als Mittel gegen die Wiederbewaldung eingesetzt werden kann.
- › **Wald/Verbuschung:** Eine grosse Eignung ist auf aktuellen Waldflächen und in höheren Regionen oberhalb der Waldgrenze zu verzeichnen. Dort kann nur bedingt von Waldzunahme gesprochen werden. Grössenteils findet sich dort eine Zunahme von Buschgesellschaften (z.B. Grünerlen).
- › **Altgrasstellen/Restflächen:** Altgrasstellen und Restflächen zeigen extreme minimale und maximale Eignungswerte. Dies hängt damit zusammen, dass das Kriterium Landwirtschaftsflächen zu Restfläche (Bewirtschaftung) relativ stark gewichtet wird.
- › **Hecken und Steinhäufen:** Beide zeigen eine sehr ähnliche räumliche Eignungsverteilung auf. Besonders entscheidend sind die Kriterien des Skelettgehalts und der Gründigkeit.

VALIDIERUNG DER EIGNUNG MITTELS DATEN AUS FELDUNTERSUCHUNGEN

Agroscope FAL Reckenholz (Meier et al. 2005) hat als Beitrag zum SULAPS-Projekt im Sommer 2004 Feldarbeiten im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Dabei wurden die Landnutzungsflächen des Untersuchungsgebietes in 5300 Polygone eingeteilt und 600 davon im Feld untersucht. Das beträgt ein Gebiet von rund 304 ha. Neben dem Wiesentyp wurden Ertragspotenziale bei einer nachhaltigen Nutzung abgeschätzt. Zur Beurteilung der Nutzung wurde betrachtet, ob die Wiesen mechanisch bewirtschaftet werden können, ohne den Rasen nachhaltig zu schädigen, wobei die Neigung und Hindernisse wie Felsen und Gehölze Hauptfaktoren für die Einschränkung waren. Ebenso wurde die Neigung und Bodenfeuchtigkeit als mögliche Einschränkung für die Weidefähigkeit beurteilt.

Nun wurden im Rahmen dieser Diplomarbeit untersucht, ob sich die agrarökologische Eignungsanalyse mit den Feldaufnahmen, den Angaben zum nachhaltigen Nutzungspotenzial decken. Die Validierung der Eignungsanalyse wird mittels Parametern wie Mähfähigkeit, Weidefähigkeit, Güllefähigkeit und Waldfähigkeit durchgeführt.

Die Analyse (Tabelle 7) lässt erkennen, dass Abweichungen der beiden Vergleichsdaten aus Ungenauigkeiten in der Datengrundlage (z.B. hindernde Steine sind in der Datengrundlage nicht erfasst) oder einer unsachgemässen Bewirtschaftung der Landwirte rühren und auf Fehler in der Modellierung zurückzuführen sind. In der Eignungsanalyse zu den unterschiedlichen Landnutzungsflächen wird jeweils die aktuelle Nutzung (ALSV 2002) relativ stark gewichtet, da einerseits der Ist-Zustand gemäss verschiedener Expertenaussagen schon als ziemlich ökologisch empfunden wird und andererseits ein gewisses Verständnis der Bauern und Bäuerinnen für eine standortgerechte Bewirtschaftung vorausgesetzt wird.

VALIDIERUNG DER EIGNUNGSANALYSE	
KEINE MÄHFÄHIGKEIT	
 TOTAL: 30,32 ha	Die Schläge, welche in der Felduntersuchung keine Mähfähigkeit zeigten, bedecken eine Fläche von insgesamt 30.32 ha. Diese sollten keine intensive und wenig intensive Bewirtschaftung aufweisen. Diese Flächen sind für eine extensive Bewirtschaftung entweder als extensive Wiese oder als extensive Weide zu bestellen, wobei die Wiese mit der Sense gemäht werden muss. Die Analyse offenbart einen etwas hohen Anteil an intensiver und wenig intensiver Nutzung. Diese findet sich jedoch an Stellen, wo auch im Ist-Zustand eine intensive Nutzung ausgeschieden ist. Daher ist dieser Anteil nicht auf eine unplausible Eignungsanalyse, sondern auf eine ungenügende Datengenauigkeit oder eine unsachgemässe Bewirtschaftung der Landwirte zurückzuführen.
KEINE WEIDEFÄHIGKEIT	
 TOTAL: 5,83 ha	Auf diesen Flächen von insgesamt 5.83 ha sollte sich in der Eignungsanalyse keine Weidenutzung finden, was diese Analyse bestätigt. Etwas eigenartig scheint jedoch der Anteil der Waldweide, der eigentlich auch nicht möglich sein sollte. Die Fläche ist jedoch in den digitalen Walddaten des Kantons Graubünden als Waldweide ausgeschieden.

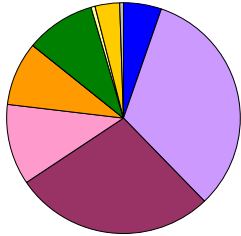
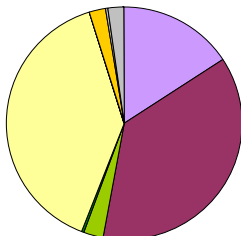
KEINE GÜLLEFÄHIGKEIT		
 TOTAL: 23,23 ha	Von den untersuchten 600 (rund 304 ha) Flächen darf auf rund 23.39 ha keine Gülle ausgegeben werden (Meier et al. 2005). Für die Düngung wurde neben technischen Einschränkungen wie Neigung oder Hindernisse für Fahrzeuge zusätzlich die Nachhaltigkeit des Düngereinsatzes mit einbezogen. So wurde auf Naturschutzflächen und mageren Standorten mit hohem Naturwert (Magerrasen und Nasswiesen) grundsätzlich keine Düngung und keine Intensivierung zugelassen. In höheren Lagen wurde der Einsatz von Gülle wegen des nachteiligen Einflusses auf die Bestandeszusammensetzung und der Futterqualität ungeeignet beurteilt (Meier et al. 2005). Ein Grossteil dieser Flächen ist in der Eignungsanalyse als wenig intensiv und extensiv bezeichnet, wird also nicht mit Gülle gedüngt. Ein kleiner Teil wird als intensiv und Fruchtfolge ausgeschieden. Diese Flächen sind jedoch in den ALSV-Daten als intensive Wiesen und nicht als TWW-Flächen oder Feuchtflächen ausgeschieden worden und als solche in die Modellierung mit eingeflossen. Sie werden demzufolge von den Landwirten als intensive Wiesen genutzt, obwohl diese Nutzung nach dem Eignungspotenzial (Meier et al. 2005) nicht unbedingt als sinnvoll erscheint.	
KEINE WALDFÄHIGKEIT		
 TOTAL: 13,63 ha	Auf 13.63 ha der untersuchten Parzellen (rund 305) sollte keine Wiederbewaldung stattfinden. In der Eignungsanalyse wird dies gut abgebildet. Gross ist der Anteil an Altgras oder Restflächen. Dies bezeichnet die Flächen, welche ungenutzt bleiben.	■ Intensive Wiese ■ Wenig Intensive Wiese ■ Extensive Wiese ■ Extensive Weide ■ Fruchtfolge ■ Waldweide ■ Verbuschung ■ Altgrasflächen ■ Feldwege und Strassen ■ Siedlungen

Tabelle 7 Validierung der Eignungsanalyse anhand der Flächen, welche in der Felduntersuchung als nicht waldfähig, nicht güllefähig, nicht mähfähig oder nicht beweidungsfähig ausgeschieden wurden.

5.2.2. ZIELZUSTAND: ARTENSPEZIFISCHE GEWICHTUNG

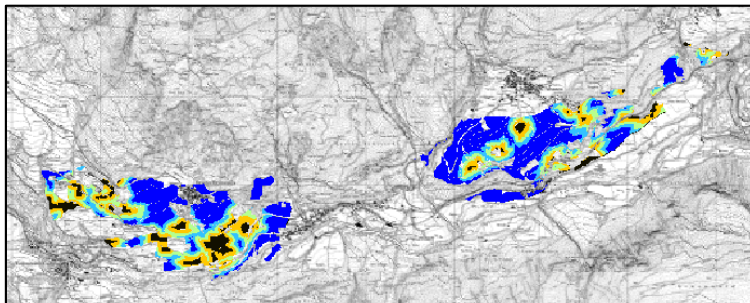
Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung bewirkt eine Ausdehnung der Präferenzflächen. Es bilden sich grössere, zusammenhängendere und eher kompaktere Präferenzflächen. Die Figur 21 zeigt eine Zunahme der extensiven Wiesenutzung. Die extensive Weide, die Präferenzfläche des Enzianbläulings, kommt jedoch auf Grund der tiefen Eignung im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung gemäss Expertenmeinung zu wenig zum Ausdruck. Es müssten demzufolge unterschiedliche Gewichtungszahlen für die verschiedenen Arten gewählt werden. Dabei ist jedoch ausschlaggebend, welches ökologische Kriterium entweder die naturräumliche Optimierung (GP I) oder der Lebensraumanspruch der Arten (GP II) als wichtiger eingestuft wird.

5.2.3. ZIELZUSTAND: COST-DISTANCE

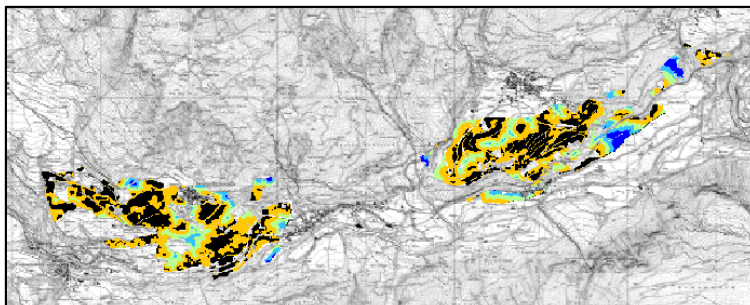
Im Ist-Zustand sind die Raumüberwindungskosten für die Ausbreitung der Schlingnatter (Figur 22) erheblich grösser als im modellierten Zielzustand Cost-Distance. Die dunkelblauen Flächen (Kosten über 900) signalisieren nicht mehr tolerierbare Kosten. Die schwarzen Flächen zeigen die Präferenzflächen (extensive Wiesen). Diese haben sich so ausgebreitet, dass die Kosten minimiert werden. Alleine an einigen wenigen Stellen werden die kritischen Kosten immer noch überschritten, bei denen auf Grund ihrer tiefen Eignung keine Präferenzflächen gesetzt werden konnten. Die Analyse ergibt, dass das angestrebte Resultat erreicht wird.

ABNAHME DER RAUMÜBERWINDUNGSKOSTEN FÜR DIE SCHLINGNATTER

Kosten im Ist-Zustand



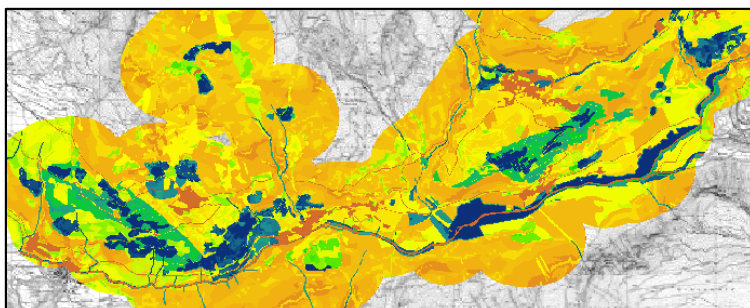
Kosten nach der Cost-Distance Analyse



Raumüberwindungskosten



Eignung der extensiven Wiese



Eignung



0 1'000 2'000 4'000 Meter

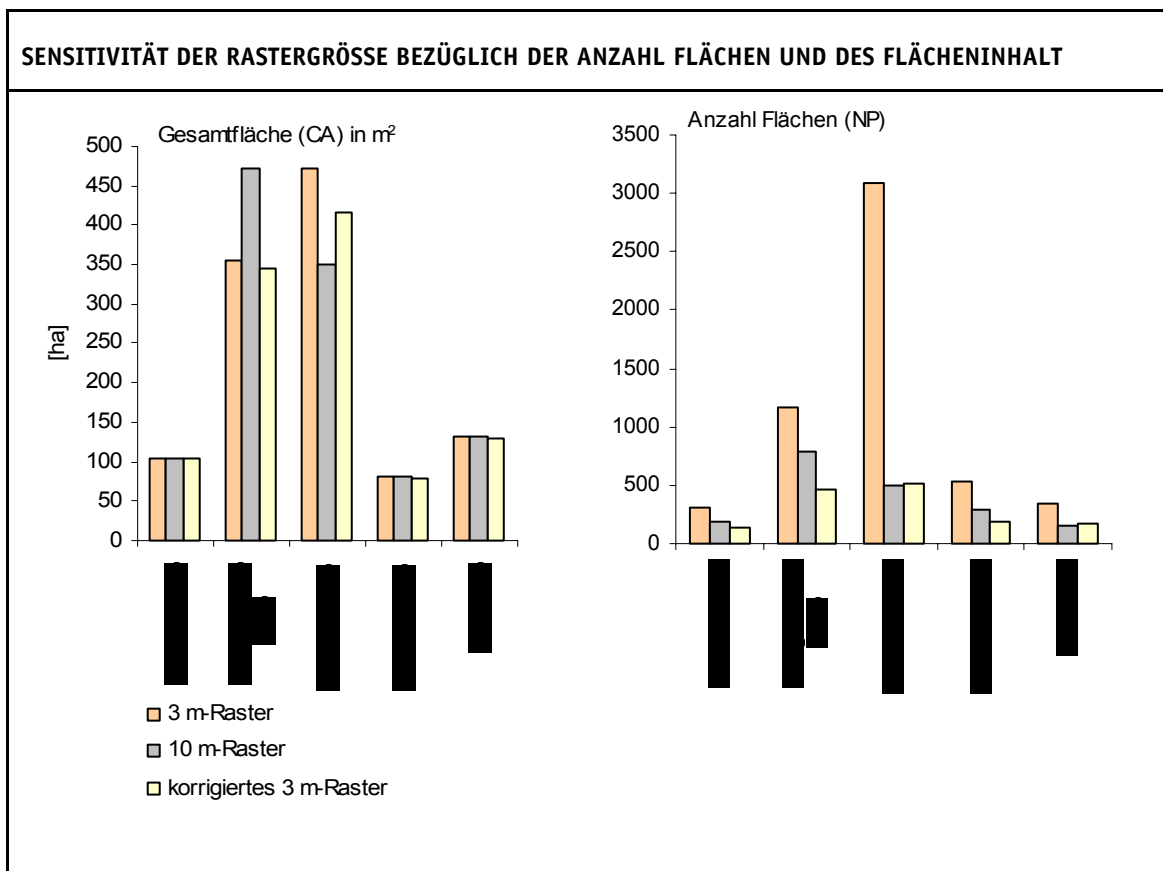
Figur 22 Die Raumüberwindungskosten im Ist-Zustand sind erheblich höher als nach der Cost-Distance-Analyse. Die Analyse hat somit das erstrebte Resultat erbracht. An wenigen Stellen sind die Kosten zur Ausbreitung der Schlingnatter immer noch ziemlich hoch, dies an Stellen, wo die Eignung sehr gering ist (Quelle: Übersichtsplan, ALSV Kanton Graubünden).

5.3. SENSITIVITÄT DER MODELLIERUNG

Die Sensitivität kann von der Rastergrösse (Kapitel 4.6.) und von den gewählten Parametern und Variablen, d.h. von Gewichtung- oder Schwellenwerten, abhängen. In dieser Modellierung findet sich eine Vielzahl von Gewichtungsschritten und wiederholt wird auch die Problematik des Setzens von abschliessenden Schwellenwerten angetroffen. Es folgen einige Analysen, welche die kritischen Punkte verdeutlichen sollen.

5.3.1. SENSITIVITÄT DES MODELLS BEZÜGLICH DER RASTERGRÖSSE

In der Zielzustand-Modellierung wird eine Rastergrösse von 3 m gewählt. Zum Vergleich dazu werden die Analysen in einem Raster von 10 m durchgeführt. Eine feinere Rasterauflösung ist nicht sinnvoll, da die Datengrunddaten nicht in der dazu geforderten Datengenauigkeit vorliegen und weil dadurch Rechenaufwand für die Berechnungen über das gesamte Flächenuntersuchungsgebiet enorm würde. Der Flächeninhalt der verschiedenen Landnutzungsflächen variiert je nach Rastergrösse minimal (Figur 23). Nur die extensiven und wenig intensiven Wiesen zeigen unerklärliche leichte Unterschiede (Abbildung links). Sehr grosse Divergenzen sind in der Anzahl der verschiedenen Landnutzungsflächen ersichtlich. Die grössere Anzahl Flächen im 3-m-Raster ist einerseits auf die genauere Auflösung zurückzuführen, andererseits auf das Vorkommen von Kleinstflächen (d.h. Flächen mit nur einer Rasterzelle). Eine Landnutzungsfläche vom 9 m² wäre unrealistisch und wird daher im Modell korrigiert, d.h. mit benachbarten Zellen zusammengelegt. Mit den ArcGIS 9 Generalisation-Tools *Shrink* und *Expand* können diese Kleinstflächen eliminiert werden (Anhang F.7). Nach der Generalisierung liegen die Anzahl Flächen des korrigierten 3-Meter-Rasters und das 10-m-Raster im selben Wertebereich (Figur 23). Demzufolge könnte die Auflösung von 10 m für die Bearbeitung der Fragestellung dieser Arbeit durchaus genügen und somit könnte der Rechenaufwand vermindert werden. Auch bei der artenspezifischen Kostenoberfläche (Anhang F.5) bewirkt eine Änderung der Rastergrösse keine nennenswerten Unterschiede im Resultat. In dieser Arbeit wird trotzdem vorwiegend mit einer Auflösung von 3 m gearbeitet, da die Abweichungen der Nutzungen zu den im Vektorformat vorliegenden SULAPS-Szenarien minimal gehalten werden sollen.



Figur 23 Die Rastergrößen zeigen minimale Unterschiede bezüglich des Flächeninhaltes der verschiedenen Klassen, jedoch stark divergierende Verhältnisse, wenn die Anzahl Flächen betrachtet wird. (CA = Total Class Area, NP= Number of Patches)

5.3.2. SENSITIVITÄT AUF DIE KRITERIENVARIATION

Die Resultate unterscheiden sich je nachdem, wie viele Kriterien in die Eignungsanalyse mit einbezogen werden, oder wie die unterschiedlichen Kriterien gewichtet werden (Anhang F.4). Schon wenn relativ unbedeutende Kriterien nicht in die Modellierung mit einbezogen werden, so hat dies einen Einfluss. Dabei haben besonders die Nutzungsvorgaben einen grossen Einfluss. Daher wird auch die Kriterienwahl der Nutzungsvorgaben (Schutzzonen; Kapitel 4.7.1) eingehender geprüft.

In der Cost-Distance-Analyse sind natürlich auch die Werte der Kostenoberfläche von Bedeutung. Solange die Verhältnisse zwischen den gewählten Kosten gleich bleiben, bewirkt die Wahl der maximalen Kosten auch keinen Unterschied.

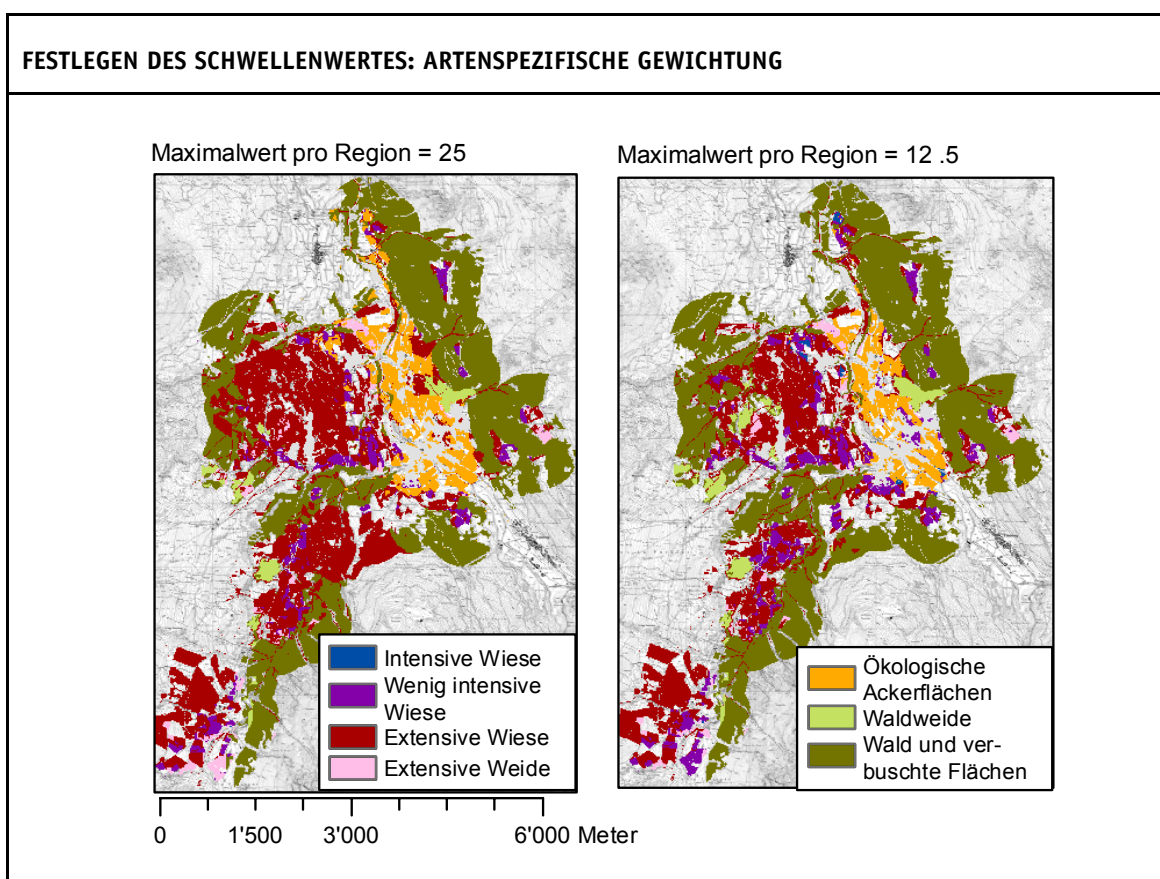
5.3.3. SENSITIVITÄT DES MODELLS BEZÜGLICH DER SCHWELLENWERT-VARIATION

Aus zwei unterschiedlichen Darstellungen (Figur 24) ist ersichtlich, wie sich die Stärke der artenspezifischen Gewichtung auf das Resultat des Zielzustandes Artenspezifische Gewichtung auswirkt. Je höher die artenspezifische Gewichtung, umso stärker dominieren die Präferenzflächen erster Priorität, d.h. die extensiven Wiesen und die Fruchtfolgeflächen. Da nicht nur die Präferenzflächen, sondern alle von den Experten

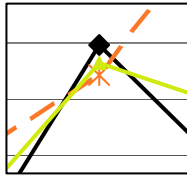
als wichtig erachteten Landnutzungsflächen in den Zielzuständen vorkommen sollen, wird in der Modellierung nur der maximale Gewichtungswert 10 pro Tierart vergeben.

Ein ähnliches Verfahren wird auch beim Setzen der Schwellenwerte im Zielzustand Cost-Distance angewandt. Die Schwellenwerte am Schluss der Modellierung des Zielzustandes Cost-Distance werden so gewählt, dass die extensive Wiese gegenüber den anderen Nutzungen leicht dominiert und dass zusätzlich neben den Präferenzflächen auch die intensive und wenig intensive Wiesenutzung auftritt. Beim Vorgehen des Zielzustandes Cost-Distance kann je nach gewähltem Schwellenwert oder der Reihenfolge der präferierten Landnutzungsflächen ein abweichendes Ergebnis resultieren (Anhang F.6).

Neben dem Gewichtungseinfluss stellt die Figur 24 auch die Problematik der Konkurrenz von Wald und Landnutzungsflächen dar. Dieses Verhältnis kann auch mit unterschiedlichen Gewichtungswerten nicht ausgeschaltet werden, daher muss eine nachträgliche Korrektur vorgenommen werden, so dass keine Waldflächen zugunsten von Landwirtschaftsland gerodet werden dürfen (Vorgabe gemäss Waldgesetz)



Figur 24 Die abschliessende artenspezifische Gewichtung hat einen grossen Einfluss auf das Endresultat des Zielzustandes Artenspezifische Gewichtung und wird als so genannte Schwellenwert betrachtet (Legenden betreffen beide Darstellungen; Quelle: Übersichtsplan, ALSV Kanton Graubünden).



6. BEURTEILUNG DER ZIELZUSTÄNDE

6.1. LANDSCHAFTSBEWERTUNG MIT STRUKTURINDIZES

GIS ist ein gängiges Instrument der Landschaftsbewertung. Kaum eine andere Methode ist besser geeignet, die Komplexität einer Landschaft zu bearbeiten und weiss die landschaftliche Ebene so gut zu bewältigen (Walz et al. 2004). Dabei wird eine Landschaft mit der Anordnung einzelner, in sich möglichst homogenen Flächen (*Patches*) beschrieben. Ausschlaggebend sind dabei die Grösse, Form und Lage der Flächen. Der Begriff *Mosaik* behandelt klar von einander abgrenzbare *Patches*. In der Landschaft finden wir jedoch auch sehr viele kontinuierlich verlaufende Übergänge von dem einem zum anderen *Patch*.

Strukturindikatoren versuchen, das durch die Anordnung der Flächen entstehende „Muster“ oder „Mosaik“, mathematisch zu beschreiben. Das Erfassen der Landschaft mittels räumlich orientierter Indizes ist eine relativ junge Domäne. Seit den achtziger Jahren werden Landschaftsstrukturparameter (*Strukturindikatoren*) in der mehr quantitativ ausgerichteten Richtung der landschaftsökologischen Forschung (*Landscape Ecology*) eingesetzt. Noch immer besteht ein hoher Forschungsbedarf, um den Zusammenhang von ökologischen Prozessen und deren räumlichen Ausprägungen zu untersuchen (Walz et al. 2004:15).

Bereits werden Landschaftsstrukturindikatoren in verschiedenen Bereichen eingesetzt. Dabei bieten sie nach Walz et al. (2004:15) unterschiedliche Vorteile: Es ist z.B. eine schnelle Bewertung des Landschaftszustandes im regionalen Massstab möglich. Somit wird der Vor-Ort-Aufwand für Standortuntersuchungen bei Planungsverfahren durch eine Vorbewertung der Landschaft mittels Strukturmassen auf einer übergeordneten Massstabsebene reduziert.

6.2. STRUKTURINDIZES ZUR BEWERTUNG VON AGRARLAND

Nach Duelli (1997) sind die wichtigsten Strukturindikatoren, welche die Diversität im Agrarland beeinflussen, (1) die Anzahl Biotope im Untersuchungsgebiet, (2) die Anzahl Flächen und (3) die Länge von Ökotonen der Flächen (3). Zusätzlich wird (4) das Flächenverhältnis zwischen natürlichen, halb natürlichen und intensiv bewirtschafteten Flächen betrachtet. Wagner et al. (2000) haben diesen Ansatz untersucht, konnten jedoch keine Übereinstimmung von Artenvielfalt und Strukturindikatoren aufzeigen.

Wird nun die Fragmentation betrachtet, so birgt diese eine gegensätzliche Aussage zur Artenvielfalt. Die Fragmentation ist der Prozess, welcher eine grosse Fläche in kleinere unterteilt. „Ein Teller in 100 Stücke zerbrochen, ist stärker fragmentiert, als einer in 10 Stücke“ (Routledge 2003:7). Im ökologischen Sinne meint dies das Aufbrechen eines Ökosystems in verschiedene *Patches* und beschreibt in gängiger Weise eine negative Wirkung auf die Artenvielfalt. Eine Fragmentierung geht mit der (1) Vergrösserung der Anzahl von Flächen, (2) Abnahme der mittleren Grösse einer Fläche und mit der (3) Zunahme der Anzahl Kanten einher. Die Fragmentation ist von der Anzahl Flächen und Klassen abhängig, zusätzlich auch von der Grösse des Untersuchungsgebietes.

Die Indikatoren werden unterschiedlich interpretiert. Somit werden die von Duelli (1997) für eine Diversität auf Landschaftsebene „guten“ Werte, in der artenspezifischen Fragmentation (Routledge 2003) der

Landschaft als „schlecht“ empfunden. Dieses Beispiel soll aufzeigen, dass es nicht einfach ist, sinnvolle Strukturindikatoren für das Agrarland zu finden. Weitere Publikationen im Agrarland (Dauber et al. 2005; Mayer und Cameron 2003; Fahrig 1998; Burel 1987) zeigen regional- oder artenspezifisch angewandte Strukturindikatoren. Bei diesen Studien bleibt immer die Frage, wie weit sie auf andere Regionen, auf eine andere Art oder eine andere Skala übertragen werden dürfen.

Aufgrund der Erfahrungen dieser Arbeit sind meines Erachtens die Strukturindikatoren noch in einer allgemeinen Testphase. Um sie auf praktische Problemstellungen anwenden zu können, muss zuerst genau untersucht werden, wie sie darauf reagieren.

6.3. FRAGSTATS: DIE SOFTWARE ZUR BERECHNUNG VON STRUKTURINDIZES

Es wurde eine breite Palette an Softwareprodukten zur Berechnung von Strukturindikatoren entwickelt. Das Softwareprodukt FRAGSTATS gilt nach wie vor als Standard unter den zurzeit verfügbaren Softwarepaketen. Das rasterbasierte „stand-alone“ Programm FRAGSTATS, mit welchem in dieser Arbeit gearbeitet wird, ist das umfassendste Tool zur quantitativen Strukturanalyse und setzt hinsichtlich der implementierten Masszahlen einen Quasi-Standard. Die aktuelle Version 3.3 bietet weit über einhundert verschiedene Masszahlen und statistische Aggregationen an (Walz et al. 2004:29).

Die Inputdaten: FRAGSTATS eignet sich zur Analyse von nominalen Rastern aller gängigen Formate. Als Inputdaten kommen eine ganze Reihe von Integer-Rasterformaten (*ArcGrid*, *ASCII*, *32-bit binary*, *ERDAS* etc.) in Frage. In dieser Arbeit wird mit Daten im *ArcGrid*-Format gearbeitet, welche mit ArcGIS 9 erstellt werden. In den Rasterdaten soll keine Klasse mit dem Wert 0 vorliegen, da sonst das FRAGSTATS diese Klasse zu eins über der schon höchsten Klasse umklassifiziert. Alle Inputraster müssen in Quadratmetergrösse angegeben sein. Bei *ArcGrid*-Daten erübrigt sich dies, denn die Informationen zur Rastergrösse entnimmt FRAGSTATS direkt dem *Header* des *ArcGrid*-Formates (McGarigal 1995).

Die Outputdaten: Die Outputdaten können mit einem spezifischen Namen versehen werden. Dem so genannten *basename* wird die jeweilige Extension (*.class*, *.patch*, *.land* oder *.adj*) für die unterschiedlichen Masszahlenebenen, *Class*, *Patch*, *Landscape* oder *Adjacency*, angehängt. Die Resultate können im Programm selbst angesehen werden. Zusätzlich werden sie jedoch per Default in den vier verschiedenen Datensätzen abgespeichert (McGarigal 1995).

Standard oder Moving-Windows-Modus: Die Analysen werden im Standard-Modus ausgeführt. Dies bedeutet, dass die Resultate nicht räumlich sondern nur tabellarisch wiedergegeben werden. Es besteht jedoch mit FRAGSTATS auch die Möglichkeit die Masszahlen räumlich wiederzugeben. Dabei werden die *ArcGrids* mit der Moving-Windows-Technik abgetastet und für das spezifizierte Window (in Form und Grösse) werden die jeweiligen Masszahlen berechnet. Diese Analyse wäre sicherlich interessant. Damit könnten nicht nur regionale Unterschiede zwischen den Untersuchungsregionen, sondern auch naturräumliche Unterschiede ausgemacht werden. Möglicherweise unterscheiden sich die Masszahlen im Talboden oder an den Talflanken. Leider konnte diese Analyse jedoch nur beispielhaft durchgeführt werden (Figur 37), da der Rechenaufwand für diese Berechnung enorm ist (McGarigal 1995).

Die Patch-Neighbor-Rule: Dieser Wert bestimmt, wie viele der benachbarten Rasterzellen in die Analyse mit einbezogen werden. Hier wird meist mit dem Defaultwert 8 Zellen gearbeitet. Demzufolge werden alle benachbarten Rasterzellen in die Analyse mit einbezogen (McGarigal 1995). Einige Strukturindikatoren sind von dieser Anzahl abhängig (Bsp. AREA_MN).

6.4. AUSWAHL DER STRUKTURINDIZES

In der Literatur wird eine Vielzahl von Strukturindikatoren beschrieben. Generell herrscht noch Unsicherheit bei der Auswahl der geeigneten Masszahlen zur Beschreibung von Landschaften und hinsichtlich ihrer Interpretation. Eine Datenbank zu Landschaftsstrukturindizes wird zurzeit in Salzburg mit dem Namen *Idefix* entwickelt (IDEFIX - Indicator Database for Scientific Exchange; www.geo.sbg.ac.at/larg/idefix.htm).

Die Charakterisierung des Landschaftsmusters beruht auf drei Ebenen *Patch*, *Class* und *Landscape*. Unter *Patch* wird beispielsweise eine einzelne Landnutzungsfläche verstanden. Eine *Class* sind sämtliche Landnutzungsflächen derselben Nutzungsart zusammen und die Ebene *Landscape* beschreibt, alle Flächen des Untersuchungsparameters. Bei unserer Fragestellung können *Landscape Metrics* und *Class Metrics* eingesetzt werden. Das Verhalten einer einzelnen Fläche interessiert jedoch nicht (McGarigal und Marks 1995; Köhl und Oehmichen 2003). *Class Metrics* beschreiben die Flächen mit denselben Attributen im Mittel, Maximum, Minimum oder der Standardabweichung. *Landscape Metrics* geben Masszahlen für sämtliche *Patches* und über das ganze Untersuchungsgebiet hinweg zum Ausdruck. Die Indizes dieser Ebene können jedoch keine Klassenunterschiede aufzeigen.

In diesem Bewertungsverfahren steht ein vergleichendes Vorgehen im Vordergrund. Ausschlaggebend ist das relative Verhältnis zwischen verschiedenen Zuständen. Die absoluten Werte der Indizes sind selten relevant:

- › **Der Ist-Zustand** (*Ist-Zustand*⁶): Er basiert auf den Angaben der Landwirte zur Landnutzung auf den Parzellen (den ALSV-Daten).
- › **Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung** (*Gewichtung*): Dieser versucht eher grosse und zusammenhängende, von Arten präferierte Flächen zu fördern.
- › **Der Zielzustand Cost-Distance** (*Cost-Distance*): Damit soll ein eher kleinräumiges Nutzungsmosaik von Flächen generiert werden. Eine physische Verbindung der Flächen ist dabei nicht notwendig.
- › **Das Ökologische Trendszenario** (*Trend-Szenario*): Dies ist ein Testresultat aus den SULAPS-Szenarien. Dieses Szenario basiert auf ökologisch beitragswürdigen Zahlungen mit schweizerischen Produktpreisen und Faktorkosten, d.h. nur ökologisch oder mit dem Tierwohl begründbare Direktzahlungen kommen hier zum Zug. Der Stundenansatz im Arbeitsmarkt ist leicht erhöht. Die übrigen Faktoren bleiben gegenüber den aktuellen Rahmenbedingungen unverändert⁷.

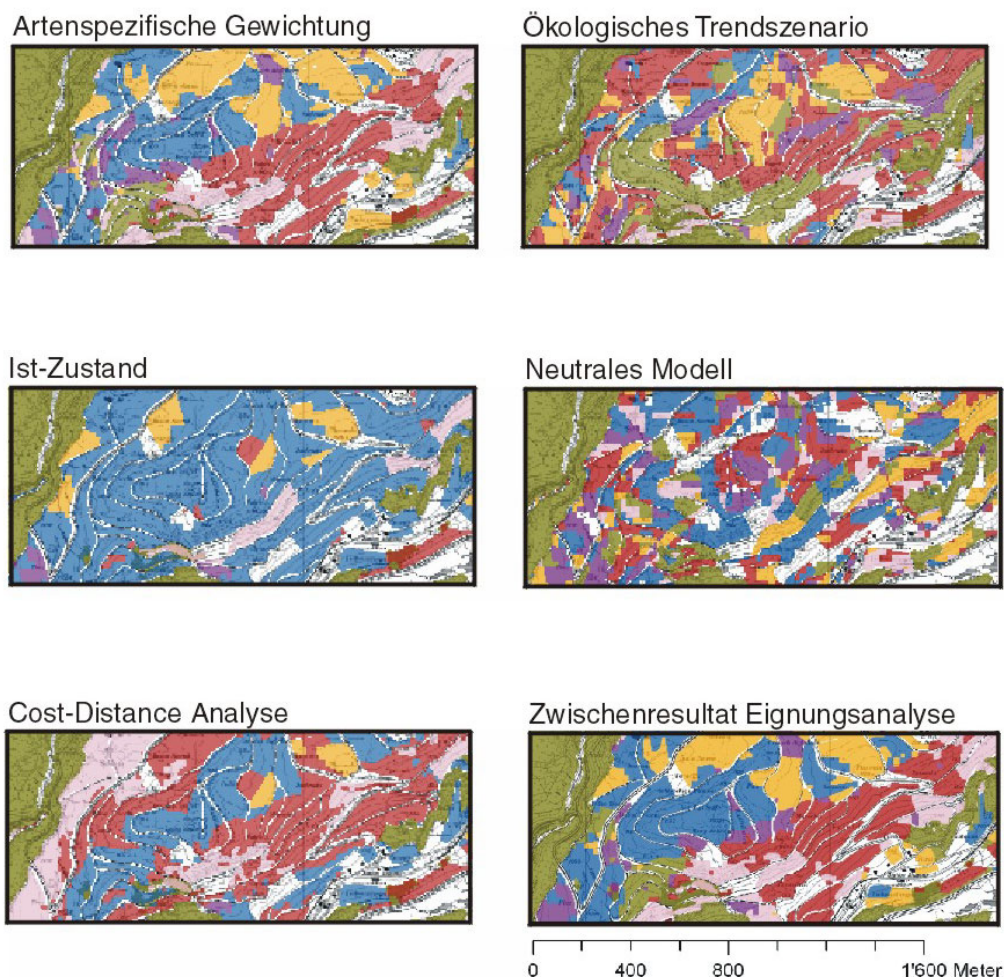
Die folgenden zwei Zustände werden nur für die Auswahl und das Eruiere des Verhaltens der Indikatoren und nicht für die Interpretation der Zielzustände beigezogen.

⁶ Die Ausdrücke in Klammern erscheinen in den Grafiken dieses Kapitels.

⁷ Wegen Projektverzugs konnten leider nicht die definitiven SULAPS-Resultate in die Bewertungsanalyse einbezogen werden.

- › Das **Zwischenresultat der Eignungsanalyse** (*Eignung*): Die Rasterzelle mit der besten Eignung der unterschiedlichen Landnutzungen wird in einer räumlich expliziten Darstellung der Landnutzungsflächen übernommen.
- › **Ein Neutrales Modell** (*Neutral*): Dies ist ein Modell, welches unter kontrollierten Bedingungen entstanden ist (Maile et al. 2004). Grundsätzlich handelt es sich jedoch nur um ein Raster mit zwei Klassen, welche mit einem gewissen Anteil zufällig auf die Fläche verteilt werden (Turner et al. 2001). In dieser Arbeit wird jedoch das Mittel der Anteile an landwirtschaftlichen Nutzflächen zwischen dem Zielzustand Cost-Distance und dem Zielzustand Artenspezifische Gewichtung gebildet und diese Prozentanteile auf die vorgegebenen Schlagstrukturen des SULAPS-Agrarstrukturmodells verteilt. Dabei handelt es sich nicht nur um zwei Klassen, und es wird auch nicht der genaue Flächenanteil, sondern das ungefähre Verhältnis zwischen den Flächen wiedergegeben. Diese Zuteilung funktioniert unter kontrollierten Bedingungen mit Vernachlässigung artenspezifischer und kulturräumlicher Kriterien. Dieser Zustand soll als Versuch angeschaut werden, wie sich die Strukturindikatoren auf ein relativ zufälliges Landschaftsmuster auswirken. Die Werte des Neutralen Modells liegen oft im selben Wertebereich wie die des Ist-Zustands (Figuren 32-34) mit Ausnahme des Diversitätsindexes (Figur 30) und des *Connectance Indexes* (Figur 26). Diese beiden Zustände sind beide nicht ökologisch optimiert.

VERSCHIEDENE ZUSTÄNDE IM VERGLEICH



Figur 25 Die Anteile der verschiedenen Landnutzungstypen und die Musterung der Agrarlandflächen bergen kleine oder grosse Unterschiede.

Die Auswahl der Indikatoren wird nach Jäger (2000) und Turner et al. (2001) vorgenommen. Dabei steht im Vordergrund, dass die Strukturindikatoren die Ausprägung der drei modellierten Grundpfeiler untersuchen. Die Indikatoren können intuitiv interpretiert werden, sollen eine tiefe Sensitivität gegenüber kleinen Flächen haben und möglichst grosse strukturelle Divergenzen sowie mathematische Einfachheit zeigen. Dabei muss beachtet werden, dass viele Strukturindikatoren miteinander korrelieren. Hoch korrelierende (respektiv redundante) Indizes eröffnen keine neuen Informationen. Also müssen relativ unabhängige Strukturindikatoren gewählt werden (Turner et al. 2001:107ff). Die Indizes werden nicht statistisch getestet. Anstelle werden die Indizes und ihr Verhalten in der untersuchten Region zwischen den verschiedenen Zuständen qualitativ beschrieben.

Zur Bewertung des Grundpfeilers I „wertvolles Schützen“ braucht es keine komplizierten Strukturindikatoren. Es kann mit den Flächenanteilen innerhalb den schützenswerter Zonen kontrolliert werden, ob die Flächen wie gefordert bewirtschaftet werden.

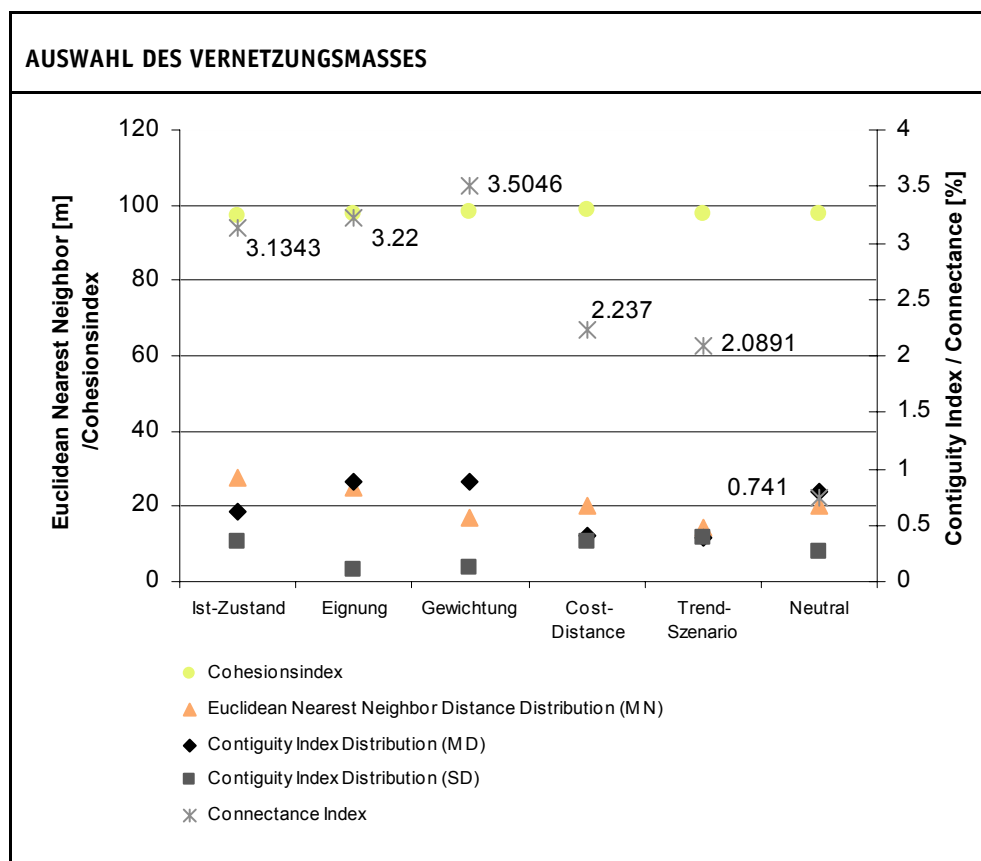
Bei der artenspezifischen Sichtweise des Grundpfeilers II soll die Vernetzung der Teillebensräume (Präferenzflächen) bewertet werden. Dabei wird diese Untersuchung auf der Ebene der Landschaftsräume durchgeführt.

Die Vernetzung ist ein relativ häufiges, mit Strukturindikatoren bewertetes und zudem sehr komplexes Phänomen. Daraus entstanden eine Vielzahl von Strukturindikatoren, welche die Vernetzung zu beschreiben versuchen (u.a. *Landscape Division Index*, *Splitting Index*, *Clumpiness Index*, *Cohesion Index*, *Contagion Index*; Maile et al. 2004). In dieser Arbeit wird unter einer vernetzten Fläche eine grosse Präferenzfläche oder eine hohe Anzahl von Präferenzflächen von kompakter Form verstanden. Zudem sollen die Tierarten diese Teillebensräume ohne grossen Aufwand erreichen können. Demzufolge müssen sie relativ nahe beieinander liegen. Es muss ein Index gefunden werden, welcher die Grösse und die Form wiedergibt, die Anzahl der Flächen betrachtet und die Distanz zwischen den Flächen mit einschliesst. Zusätzlich kann noch der Anteil der Landnutzungsklasse im Verhältnis zur gesamten Landnutzungsfläche in Betracht gezogen werden.

Die Strukturindikatoren *Effective Mesh Size*, *Landscape Division* und *Splitting Index* zeigen auf, wie die kumulative Fläche einer Landnutzungsklasse im Vergleich zur gesamten Untersuchungsfläche da steht. Sie betrachten dabei, wie gross die Wahrscheinlichkeit ist, dass sich zwei Individuen einer Art in der Landschaft antreffen (Jäger 2000:161). Die effektive Distanz wird jedoch nicht bewertet. Zudem sind diese Indizes redundant zueinander (Jäger 2000; McGarical und Marks 1995).

Um die Distanz stärker in die Bewertung einzubeziehen, stehen folgende Indikatoren (Figur 26) zur Verfügung:

- › Der *Cohesions Index* betrachtet hauptsächlich den physischen Zusammenhang der Flächen und ändert sich innerhalb der Zustände kaum (Figur 26).
- › Der *Connectance Index* definiert einen *funktionalen Link*. Dazu wird die Distanz nicht nur zur nächstgelegenen, sondern zu allen gleichartigen Flächen im Umkreis von einem benutzerdefinierten Radius berechnet. Nur sehr wenige Flächen einer Landnutzungsklasse (im Neutralen Modell um 0.3 %; übrige Zustände Werte zwischen 2-3 %) erfüllen die Bedingung, dass sie mit einem vordefinierten Abstand von 100 m zueinander stehen. Das Neutrale Modell bewirkt einen tieferen Wert, da die Flächen relativ ausgeglichen verteilt sind.
- › Der *Conitquity Index* (Figur 26) weist in der Cost-Distance-Analyse und im Ökologischen Trendszenario eine etwas bessere Vernetzung auf. Diesem Index liegt jedoch eine komplizierte und schwerlich nachvollziehbare Berechnung zu Grunde.
- › Als Alternative dazu kann der *Euclidean Nearest Neighbor Index* gewählt werden (vgl. Distanz).

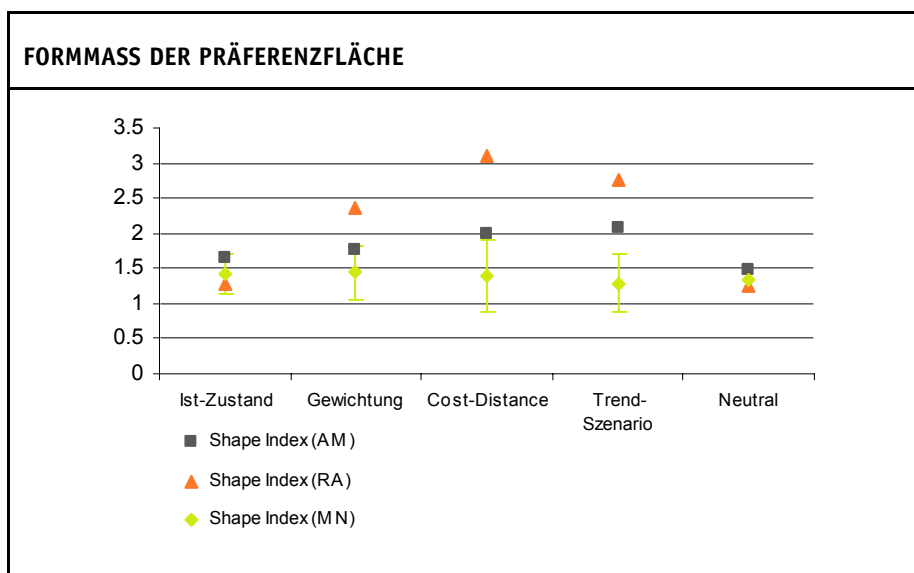


Figur 26 Die verschiedenen Vernetzungsmasse genügen den Ansprüchen der in dieser Arbeit definierten Vernetzung nicht. Der *Cohesionsindex* unterscheidet sich nur schwach und misst nur die physische Vernetzung. Der *Connectance* definiert den funktionalen link zu allen und nicht nur zur nächsten Fläche, dem *Contiguity Index* liegt eine schwer nachvollziehbare Berechnung zu Grunde. Diese Indexe werden in der Bewertung nicht weiter berücksichtigt, sondern es wird der *Euclidean Nearest Neighbor Index* als Alternative gewählt.

Die Indikatoren zur Berechnung der Vernetzung, welche FRAGSTATS zur Verfügung stellt, sind unbefriedigend, oder sie müssten noch viel genauer untersucht werden, um sinnvoll damit arbeiten zu können. Daher wird in dieser Arbeit mit elementarerer Indizes gearbeitet, die die Vernetzung nicht als Gesamtes, sondern in ihren einzelnen Komponenten betrachten:

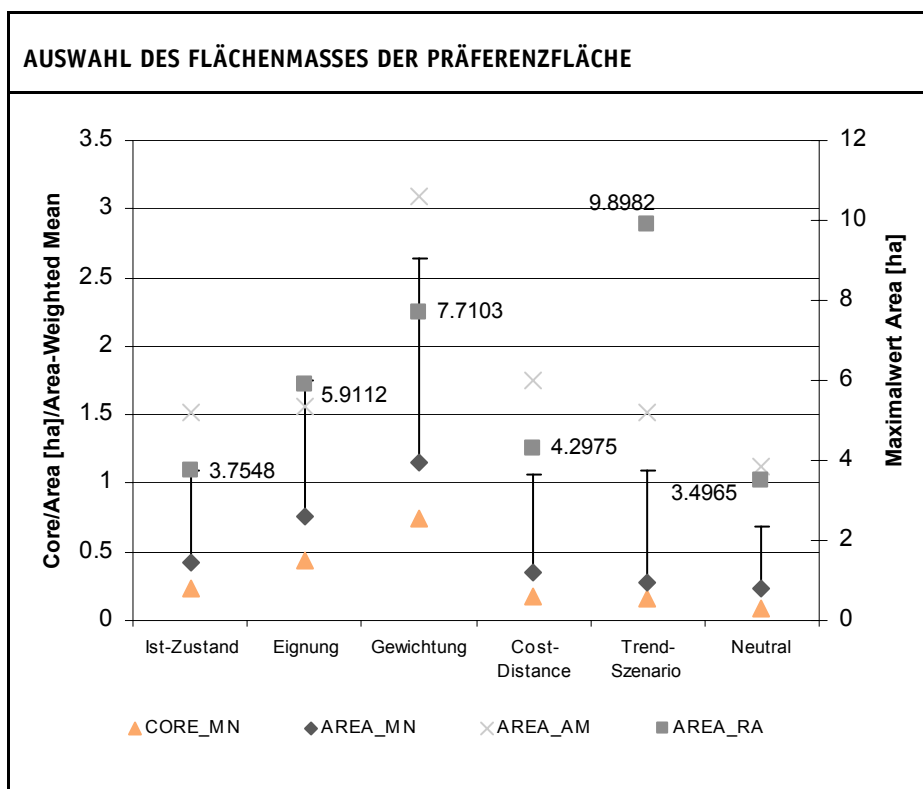
Die Form: Zur Berechnung der Form liegen zwei gängige Indizes (Turner et al. 2001; Rutledge 2003) – der *Fractal Dimension Index* und der *Shape Index* – vor. In dieser Arbeit wird der *Shape Index* gewählt, da sich der *Fractal Dimension Index* in den zu vergleichenden Zuständen kaum unterscheidet. Auch die Divergenz im *Shape Index* ist geringfügig. Es steht daher noch die Variante der *Area-Weighted Mean Shape Index Distribution* bereit. Die unterschiedlichen Werte des *Shape Indexes* werden dabei mit der Grösse der Fläche gewichtet (Figur 27). Die Spannweite ($RA = Range$) muss zusätzlich berücksichtigt werden. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass der Minimalwert bei 1 liegt. Dies würde eine äusserst kompakte und ökologisch sinnvolle Form der Fläche (Kreis) beschreiben (Köhl und Oehmichen 2003). Im Ist-Zustand sind Schwankungen äusserst geringfügig, da die Form der Fläche weitgehend von der Parzellenstruktur vorbestimmt ist. Die Ziel-Zustände gründen auf einer Rasterauflösung von 3 m, wodurch viele verschiedene konvexe Formen der Flächen erzeugt werden können, was auch einen hohen ökologisch eher unvorteilhaften *Shape Index* bewirkt.

Das Ökologische Trendszenario wird schlagscharf modelliert. Demzufolge wird die Form der Fläche durch starre Strukturen beeinflusst.



Figur 27 Der durchschnittliche *Shape Index (MN)* der extensiven Wiesenflächen zeigt im ökologischen Trend-Szenario die kompakteste Form der Flächen. Betrachtet man jedoch die Verteilung der Werte (*SD*=Standardabweichung, *AM*= Area-Weighted Mean oder *RA*=Range) variieren diese bei tieferem mittlerem *Shape Index* umso stärker. Dadurch wird das Ergebnis relativiert.

Die Fläche: Flächenmasse sind einfache Landschaftsindizes, die oft die Grundlage für die komplexeren Indizes bilden. Sie beschreiben die Landschaftsflächen auf eine statistische Weise, ohne räumlichen Bezug und ohne gegenseitige Wirkung der *Patches*. Der durchschnittliche Flächenanteil der Kernzone (*Corearea Distribution Index = CORE_MN*) ist ein gängiges Mass in der artenspezifischen Bewertung (Lange 1999:54). Die Kernzone definiert sich durch den Abzug des sogenannten *Edge Effektes*, beschreibt also nur den Flächenanteil, welche nicht von einem anderen Ökosystem beeinflusst wird und eindeutig einem bestimmten Ökosystem zugeordnete werden kann. Durch den Abzug des benutzerdefinierten Kanteneffektes (in dieser Analyse: 10 m) unterscheidet sich dessen Flächeninhalt von der durchschnittlichen Flächengrösse (*Patch Area Distribution (AREA_MN)*) der Präferenzfläche. Für diese Bewertung sind weniger die absoluten als vielmehr die relativen Masse von Bedeutung. Es ändert sich also nichts an der Aussage, ob der Kernzonenanteil oder die mittlere Flächengrösse der Präferenzflächen betrachtet werden. Die *Area-Weighted Mean Area Distribution (AREA_AM)* verstärkt den hohen Wert der Präferenzfläche in der Artenspezifischen Gewichtung (Figur 28). Generell kann gesagt werden, dass je grösser der durchschnittliche Flächengrösse ist, desto grösser sind auch die Standardabweichung (*SD*) und die Differenz zwischen der grössten und kleinsten Fläche (*AREA_RA = Range*). Da die kleinste Fläche bei 9 m² liegen wird (= eine einzelne Zelle), kann mit dem *RA*-Wert auch die Grösse der Maximalfläche abgeschätzt werden.



Figur 28 Skala links: Der durchschnittliche Flächenanteil der Kernzone (*Corearea Distribution Index* = *CORE_MN*) mit Berücksichtigung des Kanteneffektes verringert die durchschnittliche Flächengrösse der Gesamtfläche (*AREA_MN*). Der *Area-Weighted Mean Area Distribution Index* (*AREA_AM*) verstärkt im Weiteren die Unterschiede. Da in dieser Arbeit relative Bezüge wichtig sind, ist es nicht ausschlaggebend, welcher Index gewählt wird. Skala rechts: Die Maximalfläche (*AREA_RA*) ist erstaunlicherweise im ökologischen Trendszenario recht hoch.

Die Distanz: Die Lage von Landschaftselementen ermöglicht es, Nachbarschaftsbeziehungen zu berechnen. Das einfachste Mass dazu ist die Entfernung von Kante zu Kante zweier am nächsten liegenden Elementen. Die Isolation einer Präferenzfläche kann anhand dieser mittleren euklidischen Distanz (*Euclidean Nearest-Neighbor Distance Index*) bestimmt werden (Kühl und Oehmichen 2003). Bei einer Rasteranalyse wird als Kante der Mittelpunkt der Grenzzelle⁸ betrachtet (McGarigal 1995). Bei einer groben Rasterauflösung könnte dies Auswirkungen auf die Genauigkeit der Resultate haben. Bei einer Auflösung von 3 m hat dies jedoch keinen nennenswerten Effekt.

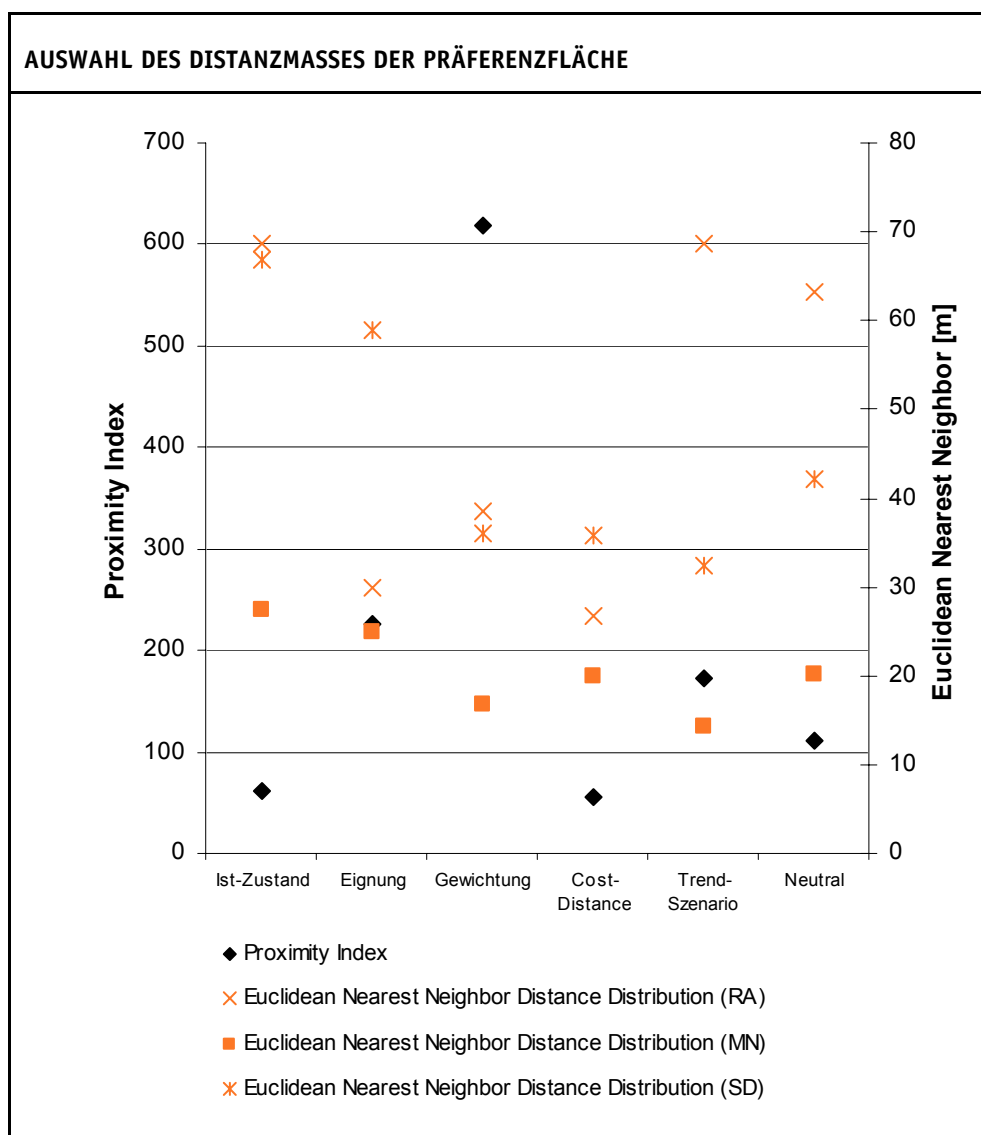
Ein weiterer sehr verbreiteter Index zur Bestimmung der Isolation ist der *Proximity Index* (Lang 1999; Turner et al. 2001). McGarigal und Marks (1995) definieren den *Proximity Index* als die Division der Flächeninhalte durch die quadrierte Distanz von der betrachteten Fläche (*Focalarea*) zu allen andern Flächen mit gleicher Nutzung innerhalb eines benutzerdefinierten Radius (in dieser Analyse mit 100 m; Figur 29).

Ein hoher *Proximity Index* bedeutet eine gute Vernetzung und eine grosse euklidische Distanz eine Isolation der Fläche. Der *Proximity Index* unterscheidet sich in seiner Aussage bei dem Resultat des Zielzustands Cost-Distance leicht von der mittleren euklidischen Distanz. Hier zeigt die euklidische Distanz eine eher

8 Eine Grenzzelle bezeichnet die äusserste Rasterzelle einer einheitlichen Landnutzungsfläche.

„gute“ Vernetzung, der *Proximity Index* jedoch eine „schlechte“ auf, was wohl mit der Grösse der einzelnen Flächen zusammenhängt.

Die maximale euklidische Distanz zwischen den extensiven Wiesenflächen liegt bei rund 600 m bei den Zuständen, welche keine Modellierung von Landnutzungsflächen ausserhalb der aktuellen Landnutzung zulassen (Ist-Zustand, Ökologisches Trendszenario und Neutrales Modell). Diese Zustände, welche auf geeigneten Flächen ausserhalb der heutigen Landnutzungsfläche weitere Landnutzungsflächen generieren (beide Zielzustände: Cost-Distance und Artenspezifische Gewichtung und die Eignungsanalyse), zeigen eine maximale Distanz von rund 300 m.



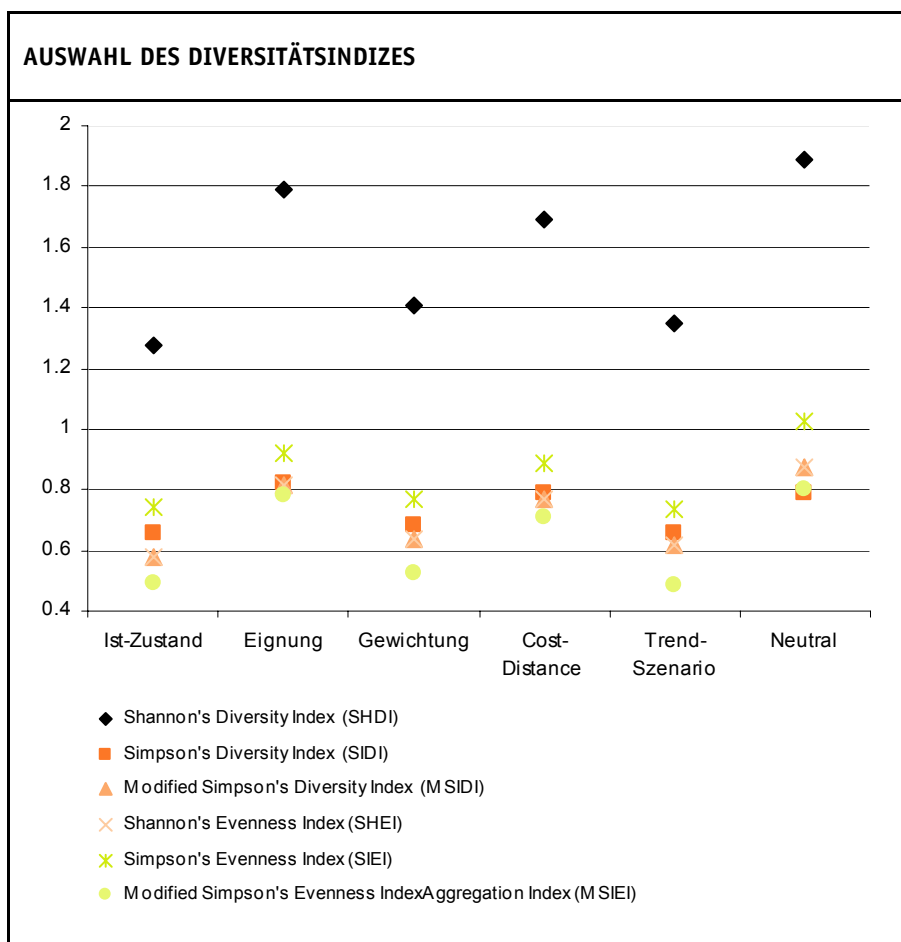
Figur 29 Rechte Skala: Der *Euclidean Nearest Neighbour Index (MN)* (mittlere euklidische Distanz) ist die gängigste Masszahl um die Isolation zu berechnen.

Linke Skala: Ein weiteres beliebtes Mass ist der *Proximity Index*. Ein hoher Wert des *Proximity Index* mit gleichzeitigen tiefen Wert des *Euclidean Nearest Neighbour Index* beschreibt eine gute Vernetzung der Flächen. Die guten Vernetzungssituationen liegen in der Graphik oben.

Die Bewertung des Grundpfeilers III wird auf der gesamten LN der beiden Untersuchungsregionen mit dazwischen liegenden Strassen durchgeführt. Dabei wird die Anzahl von Flächen, die Kantenlänge (Duelli 1997) und die Diversität unter Berücksichtigung der Dominanz von Flächen (Turner et al. 2001:110; Mayer und Cameron 2003:329) angeschaut. Zusätzlich wird noch das Verhältnis zwischen naturnahen und intensiven Flächen beigezogen (Duelli 1997).

Die Diversität: Ein Diversitätsindex bestimmt die landschaftliche Komposition, die Vielfalt von Flächeneinheiten. Eine hohe Diversität wird generell als ökologisch sinnvoll erachtet und entsteht mit zunehmender Klassenanzahl oder durch eine gleichmässige räumliche Verteilung der Klassenflächen (Köhl und Oehmi-chen 2003). Die Zielzustände haben dieselbe Klassenanzahl, daher fällt diese entscheidende Unterscheidung weg. Ein tiefer Diversitätswert entsteht als Folge der Dominanz einer Landnutzungsfläche. Wenn diese von extensiver Ausprägung ist, kann auch ein tiefer Diversitätswert als ökologisch sinnvoll erachtet werden. Demzufolge muss dieser Index in Zusammenhang mit einem Dominanzindex betrachtet werden (Mayer und Cameron 2003:329).

FRAGSTATS bietet verschiedene Indizes, welche die Vielfalt auf Landschaftsebene beschreiben (*Shannon's Diversity Index*, *Simpson's Diversity Index*, *Modified Simpson's Diversity Index*, *Shannon's Evenness Index*, *Simpson's Evenness Index* und *Modified Simpson's Evenness Index*). Die verschiedenen Indikatoren verdeutlichen ein ähnliches Verhältnis zwischen den verschiedenen Zuständen (Figur 30). Der *Shannon's Diversity Index* und der *Simpson's Diversity Index* zeigen die grösste Divergenz zwischen den Zuständen auf. Der *Shannon's Diversity Index* reagiert etwas stärker auf seltene Flächen (McGarical und Marks 1995). Da aus ökologischer Sicht gerade seltene Flächentypen von grossem Wert sein können, wird dieser Index gewählt. Der höchste Diversitätswert bewirkt das Neutrale Modell, denn durch die zufällige Zuordnung ist eine sehr ausgeglichene Anordnung der Flächen entstanden.



Figur 30 Die verschiedenen Diversitätsindizes zeigen in den unterschiedlichen Zuständen einen sehr ähnlichen Verlauf. Es wird der *Shannon's Diversity Index* weiterverwendet, da dieser eine grosse Divergenz und eine Sensitivität gegenüber seltenen Klassenflächen aufzeigt.

Die Dominanz: Der einzige Index, welcher dazu von FRAGSTATS bereitgestellt wird (McGarigal 1995), ist der *Largest Patch Index (LPI)*. Dabei scheint ein hoher *LPI*-Wert mit dem visuellen Eindruck der dominierenden Landnutzungsfläche übereinzustimmen (Anhang G). Der Index ist sehr elementar. Er gibt die grösste Landnutzungsfläche im Verhältnis zur Gesamtregion wieder. Ein hoher Wert in der respektiven Nutzungsklasse beschreibt deren Dominanz. Oft liegen die Werte zwischen den Landnutzungsklassen sehr nahe beieinander, so dass die Aussagekraft des Indikators nicht überschätzt und zusätzlich dazu noch die absolute Verteilung der Nutzungskategorien zur Interpretation herangezogen werden sollte.

Die Anzahl Flächen: Der *Patch Density Index (PD)* beschreibt die Flächendichte innerhalb einer Region (d.h. Anzahl Flächen/Quadratmeter der Region). Eine hohe Anzahl Biotopflächen kann als ökologisch erstrebenswert erachtet werden. Zudem wird auch eine grosse Kantenanzahl (grosse Anzahl Ökotope) als sinnvoll bewertet. Der *Edge Density Index (DE)* beschreibt die Länge aller Kanten pro Region. Dieser Index ist jedoch redundant zum *Patch Density Index* und wird für die Bewertung nicht weiterverwendet (Anhang G).

Unterschiedlich naturnahe Flächen: Die landwirtschaftlichen Nutzflächen werden in die Kategorien, intensive Flächen, halbnatürliche Flächen und naturnahe Flächen unterteilt. Weiden und Standardfruchtfolge

sind in den verschiedenen Zuständen jeweils unterschiedlich definiert. In den modellierten Zuständen Eignung, Zielzustand Artenspezifische Gewichtung und Zielzustand Cost-Distance wird Fruchtfolge vorwiegend als ökologische Ackerflächen mit einer ökologisch abgestimmten Fruchtfolge und Weiden werden als extensive Weiden modelliert. Deshalb fallen diese Landnutzungen in jenen Zuständen unter die halbnatürlichen Flächen. Im Ist-Zustand und Ökoszenario Trend werden diese LN-Flächen jedoch herkömmlich bewirtschaftet und zu den intensiven Flächen gezählt.

Zusätzlich beinhalten die verschiedenen Kategorien:

- › intensive Flächen: Intensive Wiese
- › halbnatürliche Flächen: Wenig intensive Wiesen und extensive Wiesen
- › naturnahe Flächen: Unbewirtschaftete Restfläche und Verbuschung

SCHLUSSFOLGERUNG ZUR AUSWAHL DER STRUKTURINDIZES

Zur Bewertung des Grundpfeilers II werden die folgenden Strukturindikatoren benutzt:

- › **Shape Index (SHAPE_MN):** Der *Shape Index* beschreibt die mittlere Form eines Landnutzungselementes. Ein *Shape Index* nahe bei 1 beschreibt eine ökologisch optimale Form (Kreis). Er kann jedoch beträchtlich ansteigen. Es soll sowohl die Standardabweichung (*SD*) sowie die Spannweite zwischen dem grössten und kleinsten *Shape Index* (*RA*) betrachtet werden.
- › **Patch Area Distribution (AREA_MN):** Dieser Index beschreibt die mittlere Flächengrösse einer Landnutzungs-klasse. Bei diesem Index muss sowohl die Standardabweichung (*SD*) und als auch besonders die maximale Grösse (*RA*) betrachtet werden.
- › **Euclidean Nearest-Neighbour Distance Index (ENN_MN):** Dieser Index beschreibt die mittlere euklidische Distanz zum nächsten Nachbarn derselben Landnutzungs-klasse. Dabei wird die funktionale Distanz ausser Acht gelassen. Auch hier hat der maximale Abstand (*RA*) zwischen den Landnutzungsflächen eine gewisse Aussagekraft. Er beschreibt die maximale Distanz, welche von den Tierarten überwunden werden muss.
- › **Percentage of Landscape (PLAND):** Dieser Index beschreibt den Anteil der Präferenzflächen an den gesamten Landnutzungsflächen. Ein hoher Anteil der Präferenzflächen ist dabei anzustreben.

Zur Bewertung des Grundpfeilers III dienen die Strukturindikatoren:

- › **Shannon's Diversity Index (SHDI):** Er wird als Diversitätsmass auf Landschaftsebene verwendet und beschreibt eine ungleiche Verteilung der Landnutzungsflächen. Im Verhältnis zu den anderen Diversitätsindizes zeigt der *Shannon's Diversitätsindex* die grössten Unterschiede zwischen den Szenarien auf, obwohl auch diese noch sehr gering sind. Eine hohe Diversität wird generell als ökologisch sinnvoll erachtet und entsteht durch zunehmende Anzahl Klassen (d.h. Landnutzungsflächen) oder eine ausgeglichene räumliche Verteilung der Landnutzungsflächen. Ein tiefer Diversitätswert entsteht als Folge der Dominanz einer Landnutzungsfläche. Wenn diese von extensiver Ausprägung ist, kann auch ein tiefer Diversitätswert als ökologisch sinnvoll erachtet werden. Daher muss dieser Index zusammen mit einem Dominanzindex betrachtet werden.
- › **Largest Patch Index (LPI):** Der einzige Index in FRAGSTATS, welcher die Dominanz zu beschreiben versucht, ist der *LPI*. Dabei scheint ein hoher *LPI-Wert* mit dem visuellen Eindruck der dominierenden Landnutzungsfläche übereinzustimmen. Der Index ist sehr einfach und eigentlich nicht ausreichend, da er nur

den Wert der grössten Landnutzungsfläche innerhalb einer Region wiedergibt. Ein hoher Wert in der respektiven Nutzungsklasse beschreibt deren Dominanz. Oft liegen die Werte verschiedener Landnutzungsklassen jedoch sehr nahe beieinander, so dass die Aussagekraft des Indikators nicht überschätzt werden sollte und zusätzlich noch die absolute Verteilung der Nutzungskategorien zur Interpretation herangezogen werden sollte.

› **Patch Density (PD):** Dieser Indikator beschreibt die Flächendichte innerhalb einer Region (d.h. Anzahl Flächen/Quadratmeter der Region). Es gibt Literatur, die besagt, dass die Artendiversität zunimmt, je grösser die Flächendichte ist. Daher kann eine hohe „Patch Density“ als ökologisch sinnvoll bewertet werden.

6.5. QUANTITATIVE ANALYSE: BEWERTUNG DER DREI GRUNDPFEILER

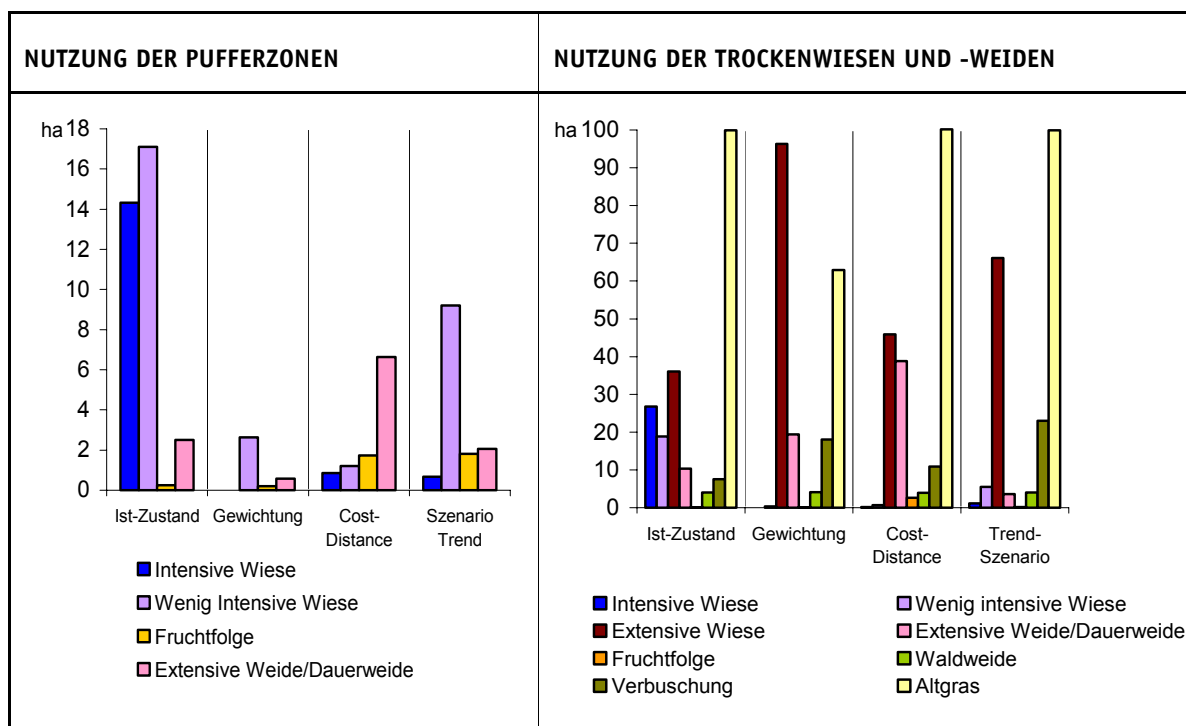
6.5.1. GRUNDPFEILER I: SCHUTZ VON WERTVOLLEN LANDSCHAFTSELEMENTEN

Der erste Grundpfeiler des Zielzustandes basiert auf dem Anspruch, die heute noch ziemlich intakte und wertvolle Landschaft der Untersuchungsregionen zu erhalten und besonders deren wertvolle Landschaftselemente zu schützen. Dazu müssen einige Flächen nach spezifischen Vorgaben bewirtschaftet werden. Ob diese Nutzungsvorgaben in den Zuständen eingehalten werden, wird hier beispielhaft an der Nutzung innerhalb von Schutzzonen und von TWW-Flächen aufgezeigt. Dazu müssen keine Strukturindikatoren eingesetzt werden.

In der Schutzzone (gemäss der Variante II; Kapitel 4.6.1) und innerhalb von TWW-Flächen darf nur extensive Wiesenutzung vorliegen. Bei der Nutzung in Schutzzonen (Figur 31, links) sind nur diejenigen Nutzungen aufgeführt, welche zu vermeiden sind. Im Ist-Zustand liegt ein grosser Anteil gedüngter Wiesen innerhalb dieser Schutzzone. Dieser Anteil an intensiven und wenig intensiven Wiesen wird in beiden Zielzuständen und im Ökoszenario Trend stark vermindert. Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung erzielt die besten Ergebnisse. Von insgesamt 391 ha erfüllen nur 3.4 ha nicht die geforderte Nutzung.

Trockenwiesen und -weiden sind in der TWW-Datengrundlage nicht zu unterscheiden. Trockenwiesen und -weiden müssen als extensive Wiesen, respektive Weiden, bewirtschaftet werden und dürfen nicht verganden. Die Analyse wird nicht nur auf dem Agrarland durchgeführt, daher rührt der relativ grosse Anteil an nicht bewirtschafteten Flächen, die so genannten Altgras- oder Restflächen. Diese Restflächen und der Anteil an Verbuschung sind demzufolge kritisch zu betrachten. Diese Stellen wären zur Vergandung prädestiniert. Hinsichtlich der bewirtschafteten Flächen zeigen beide Zielzustände gute Ergebnisse. Die Weide wird in diesen Zuständen als extensiv definiert und ist dort somit zulässig. Im Ist-Zustand und im Ökoszenario Trend darf diese Nutzung jedoch nicht vorkommen.

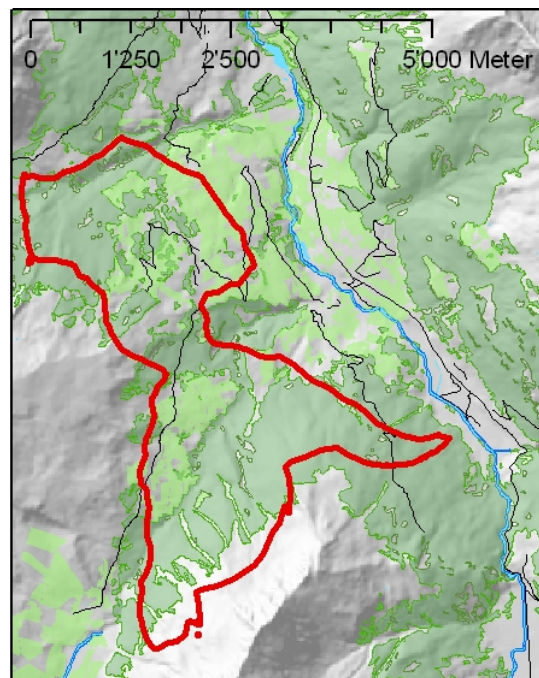
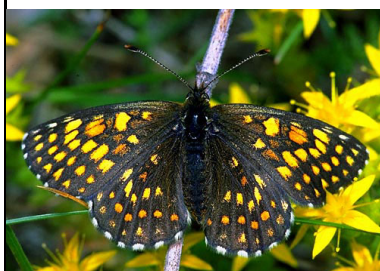
In der Beurteilung des Grundpfeilers I schneidet der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung generell um einiges besser ab als der Zielzustand Cost-Distance. Aufgrund des Modellierungsvorgehens werden im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung die Nutzungsvorgaben in beiden Untersuchungsregionen eindeutiger umgesetzt.



Figur 31 Die Nutzung der Trockenwiesen und -weiden sowie die Nutzung innerhalb der Pufferzonen soll aufzeigen, wie gut sich der Anspruch, „wertvolles Schützen“ innerhalb der Zustände widerspiegelt. In der linken Darstellung (Pufferzonen) werden die unerwünschten Nutzungen dargestellt, in der rechten Darstellung sind nur die Kategorien extensive Wiese und Weide erwünscht. Die Darstellungen zeigen nur die Region Surses. Im Albulatal werden die Nutzungsvorgaben jedoch ebenfalls in der Artenspezifischen Gewichtung am besten umgesetzt.

6.5.2. GRUNDPFEILER II: ARTENSPEZIFISCHE MODELLIERUNG

Der Grundpfeiler II versucht die Mobilität und Erreichbarkeit der Teillebensräume (Präferenzflächen) der ausgewählten Tierarten zu bewerten. Die Teillebensräume sind durch bestimmte Landnutzungen geprägt. Dabei wird die mittlere sowie maximale euklidische Distanz, die mittlere Flächengröße der Präferenzflächen, der Flächenanteil der Präferenzflächen, sowie die Flächendichte der Präferenzfläche betrachtet. Diese Untersuchung wird auf der Ebene der Landschaftsräume durchgeführt. Die folgenden Analysen werden im Lebensraum L3 der Region Surses mit einer Präferenzfläche (Beispiel 1) und im Lebensraum L3 des Albulatals mit zwei Präferenzflächen (Beispiel 2) durchgeführt. Im Surses haben die Arten dieselbe Nutzungspräferenz, im Albulatal präferieren die zwei Arten unterschiedliche Nutzungen.

BEISPIEL 1: ARTENSPEZIFISCHE BEWERTUNG IM LEBENSRAUM L3 SURSES


Figur 32 Der Neuntöter (bevorzugte Nutzung: Extensive Wiese) und der Silberscheckenfalter (bevorzugte Nutzung: Extensive Wiese) sollen im Lebensraum (L3) im Lebensraum Surses gefördert werden (Quelle: Swisstopo; eigene Darstellung; reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

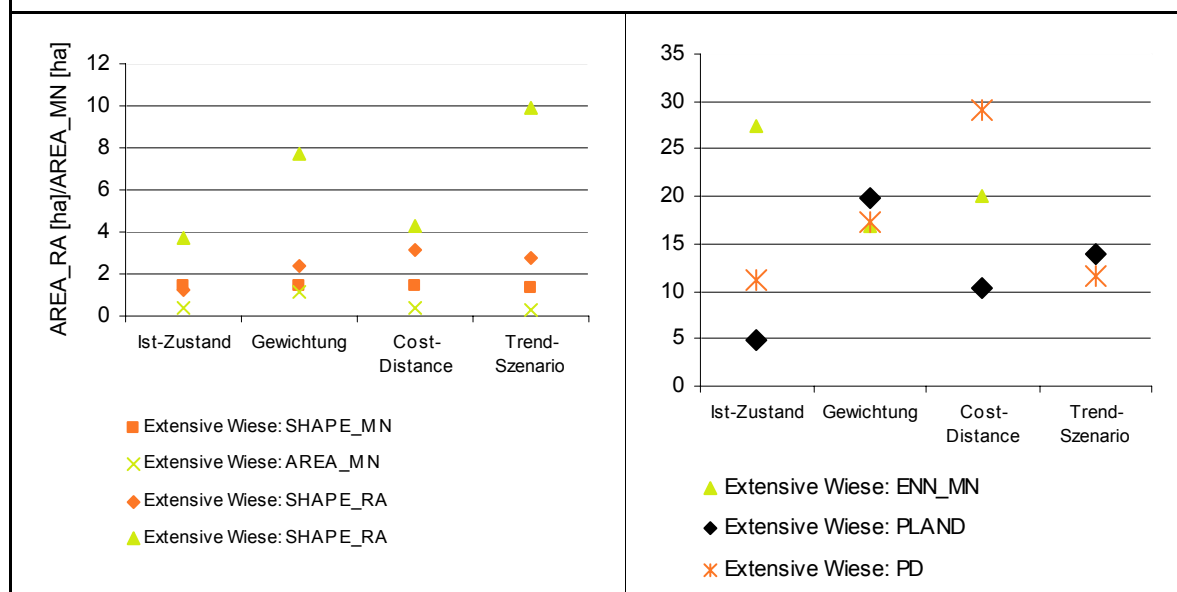
BEISPIEL 1: EXTENSIVE WIESE (EINE PRÄFERENZFLÄCHE)

Der Neuntöter (*Lanius collurio*) und der Silberscheckenfalter (*Melitea diamina*) haben beide die Präferenzfläche extensive Wiese. Daher wird in diesem Landschaftsraum die Analyse alleine mit der extensiven Wiese durchgeführt.

- › Der Wert des **Shape Index (SHAPE_MN)** wird im Ist-Zustand als optimal erachtet, d.h. er liegt nahe bei 1. Der Mittelwert divergiert weder im Vergleich zur Standardabweichung noch zum Maximalwert (**SHAPE_RA**). Die Unterschiede zwischen der Form der Präferenzflächen in den Zielzuständen sind deutlicher.
- › Die extensiven Wiesenflächen zeigen im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung die grösste mittlere **Flächengrösse (AREA_MN)** und den grössten Anteil an extensiven Wiesen. Die mittlere Flächengrösse überschreitet im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung den Wert des minimalen Aktionsraums beider Tierarten von 1-4 ha. Dies ist eines der angestrebten Resultate. Es ist jedoch nicht ganz korrekt, nur den Teillebensraum „extensive Wiese“ als den minimalen Aktionsraum zu betrachten. Zum Aktionsraum gehören auch Randstrukturen und angrenzende Flächen. Somit könnte sich das Resultat zusätzlich verbessern.
- › Die mittlere **euklidische Distanz (ENN_MN)** liegt schon beim Ist-Zustand für beide Tierarten in einem durchaus sinnvollen Rahmen, wobei der Neuntöter eine deutlich grössere Distanz zu überwinden vermag. Er ist jedoch keine typische Offenlandart. Mit seiner Präferenz für Hecken hat er nichts gegen eine extensive und kleinstrukturierte Landschaft einzuwenden. Die maximal zu überwindende Distanz (**ENN_RA**) liegt im Cost-Distance Zielzustand bei rund 250 m. Diese Distanz stellt für beide Tierarten kein Hindernis dar.

- › Als Alternative zu grossen extensiven Wiesenflächen kann auch eine Vielzahl an kleineren Flächen generiert werden. Hierzu bewirkt der Zielzustand Cost-Distance mit dem höchsten Wert in der **Flächendichte (PD)** das beste Resultat.

BEISPIEL 1: VERNETZUNG VON PRÄFERENZFLÄCHEN DES NEUNTÖTERS UND DES SILBERSHECKENFALTERS IM SURSES (LANDSCHAFTSRAUM L3)



Figur 33 Anhand dieser Strukturindikatoren werden die Lebensraumsansprüche des Neuntöters und des Silberscheckenfalters im Lebensraum L3 im Surses wiedergegeben.

Abbildung links: Der *Shape Index (SHAPE_MN)* beider Präferenzflächen zeigt hier eine ausgeglichene Form der Präferenzflächen (Teillebensräume). Ein Wert gegen 1 strebend bezeichnet eine ökologisch optimale Form. Die Abweichungen d.h. von der Form her ungünstigen Flächen treten in den Zielzuständen vermehrt auf (*SHAPE_RA*). Die mittlere Flächengrösse (*AREA_MN [ha]*) der extensiven Wiese im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung nimmt stark zu.

Abbildung rechts: Die mittlere euklidische Distanz auf der umgekehrten rechten Skala (*ENN_MN [m]*) ist im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung relativ gering und ist für die Tierarten gut zu überwinden. Die *Percentage of Landscape (PLAND [%])* beschreibt den Anteil an extensiver Wiese an der gesamten Landwirtschaftsfläche. Auffallend ist, dass die umgekehrte *ENN_MN-Kurve* und *PLAND-Kurve* der extensiven Wiese ähnlich verlaufen. Dabei wird noch nichts über die eigentliche Verteilung ausgesagt. Zwei grosse Flächen, welche nahe beieinander liegen oder verschiedene kleine Flächen, über ein größeres Gebiet verteilt, könnten dieses Resultat bewirken. Die Flächen könnten somit an einer Ecke oder über das ganze Gebiet verteilt sein. Die *Patch Density (PD [%])* beschreibt die Anzahl Präferenzdichten im Landschaftsraum L3. Diese Kurve unterscheidet sich stark von den anderen zweien. Generell beschreiben die Werte einer hoch gelegenen Kurve eine ökologisch optimale Situation. Diese wird jedoch in keinem Zielzustand eindeutig erreicht, daher kann hier ein nahes Zusammenkommen der drei Kurven als eine ökologisch optimale Situation gedeutet werden. Dies tritt im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung auf.

BEISPIEL 2: EXTENSIVE WIESE UND WEIDE(ZWEI PRÄFERENZFLÄCHEN)

Der Enzianbläuling (*Maculinea rebeli*) präferiert extensive Weiden, die Schlingnatter (*Coronella austriaca*) extensive Wiesen. Somit werden im Landschaftsraum L3 beide Landnutzungstypen analysiert.

- › Der Mittelwert des **Shape Index (SHAPE_MN)** divergiert generell schwach. Die extensive Wiese weist im Vergleich zu der extensiven Weide in allen Zuständen einen höheren Maximalwert und grössere Verteilung des *Shape Index (SHAPE_RA)* auf. Demzufolge unterscheiden sich die Formen innerhalb extensiven Wiesenflächen stärker. Die extensive Weide lässt eine geringere Verteilung erkennen, ist in ihrer Form demzufolge

homogener und ökologisch wertvoller. Dieser Index sollte jedoch nicht überbewertet werden, da er nur sehr schwach divergiert und von der Modellierungsgrundlage abhängig ist.

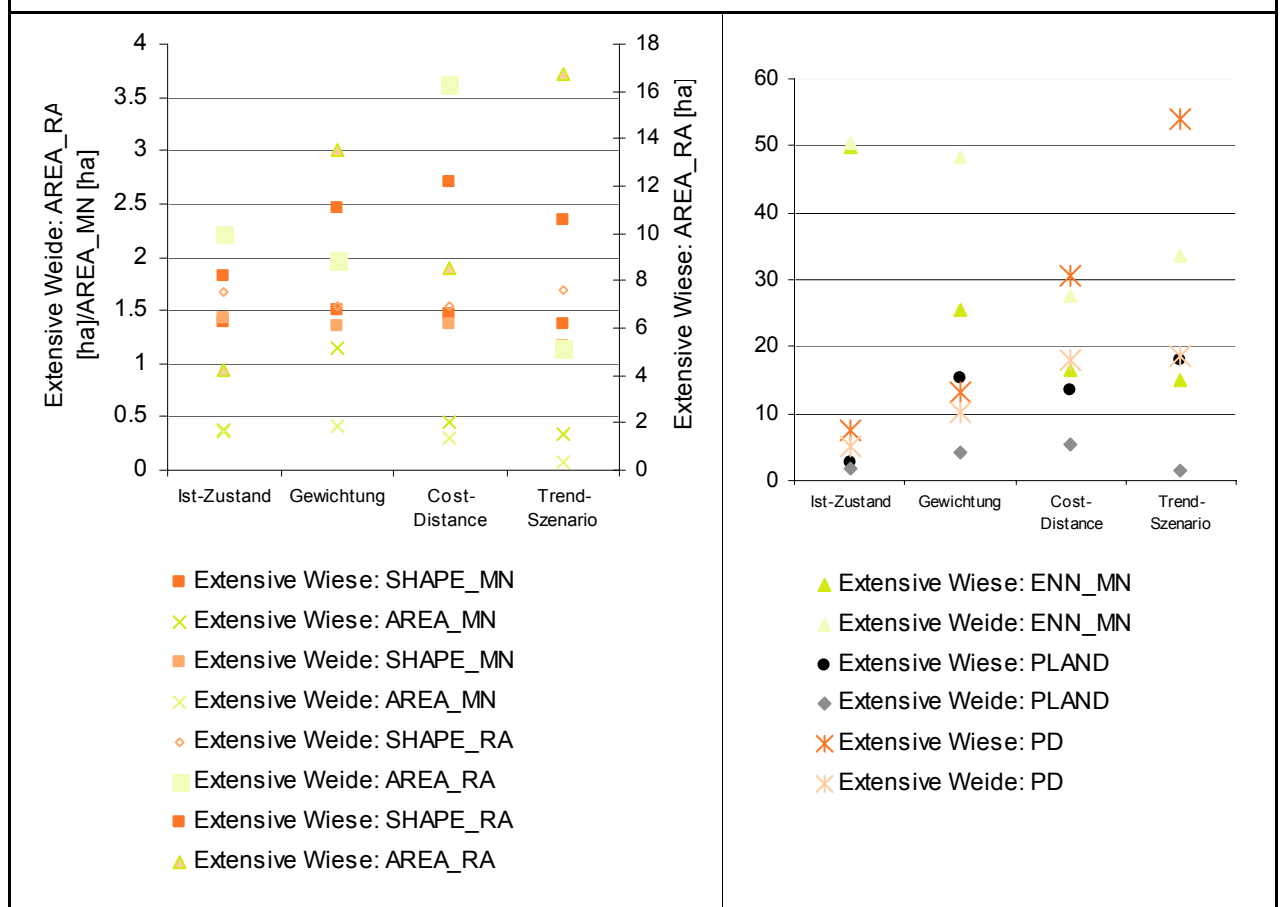


Figur 34 Die Schlingnatter (bevorzugte Nutzung: Extensive Wiese) und der Enzianbläuling (bevorzugte Nutzung: Extensive Weide) sollen im Lebensraum (L3) im Albulatal gefördert werden (Quelle: Swisstopo; eigene Darstellung; reproduziert mit der Bewilligung von swisstopo (BA057321)).

- › Die **mittlere Flächengrösse (AREA_MN)** von extensiven Wiesenflächen ist im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung sehr hoch. Im Ökoszenario Trend zeigen sich eine sehr grosse und viele kleinere Flächen. Bei der extensiven Weide ist die mittlere Flächengrösse in den unterschiedlichen Zuständen ausgeglichener. Die extensive Weide erreicht selten die Grösse von 1 ha, welche eine Weide nach ökologischen Ansprüchen erreichen sollte, damit sie nicht überweidet wird. Auffallend ist die grösste Weidefläche im Zielzustand Cost-Distance von rund 3.6 ha (**AREA_RA**). Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung bewirkt im Vergleich zum Ist-Zustand keine Zunahme der mittleren Weideflächen. Die Grösse von Flächen wird in der Modellierung nur schwach, meist implizit berücksichtigt, da die Nutzung nicht Schlägen oder Parzellen zugewiesen wird.
- › Zusätzlich verzeichnet der **Anteil (PLAND)** extensiver Weiden an der landwirtschaftlichen Nutzfläche nur eine schwache Zunahme in den Zielzuständen im Vergleich zum Ist-Zustand. Möglicherweise ist diese Zunahme für den Enzianbläuling zu knapp. Er kann stattdessen jedoch auf die südexponierten und extensiven Trockenwiesen ausweichen. Der Anteil der extensiven Wiese nimmt in beiden Zielzuständen im Vergleich zur heutigen Situation zu und ist im Ökologischen-Trendszenario am höchsten.
- › Unterschiede finden sich auch in der **Anzahl der Präferenzflächen (PD)**. Diese steigen in den Zielzuständen hauptsächlich im Zielzustand Cost-Distance stark an. Den Maximalwert erreicht jedoch das Ökologische-Trendszenario.
- › Die mittlere euklidische **Distanz (ENN_MN)** zwischen den Präferenzflächen kann in den Zielzuständen von 50 m im Ist-Zustand für beide Präferenzflächen auf 17 m für extensive Wiesen und auf 28 m für extensive

Weiden verringert werden. Die Maximaldistanz (*ENN_RA*) von rund 213 m im Zielzustand Cost-Distance kann von der Schlingnatter, einer Art mit geringer Mobilität, nicht mehr überwunden werden. Diese Distanz ist jedoch durch die Waldfläche zwischen Brienz und Alvaneu bedingt. Die Distanzen zwischen den Teillebensräumen bergen für den Enzianbläuling keine Hindernisse. Hier ist jedoch nochmals zu bemerken, dass der *Euclidean Nearest-Neighbor Distance Index (ENN_MN)* die euklidische und nicht die funktionale Distanz berücksichtigt.

BEISPIEL 2: VERNETZUNG VON PRÄFERENZFLÄCHEN DES ENZIANBLÄULINGS UND DER SCHLINGNATTER IM ALBULATAL (LEBENSRAUM L3)



Figur 35 Anhand dieser Strukturindikatoren der zwei Graphiken werden die Lebensraumansprüche des Enzianbläulings und der Schlingnatter im Lebensraum L3 im Albulatal wiedergegeben.

Abbildung links: Der *Shape Index (SHAPE_MN)* beider Präferenzflächen zeigt hier eine ausgeglichene Form der Präferenzflächen (Teillebensräume). Ein Wert gegen 1 strebend bezeichnet eine ökologisch optimale Form. Die Abweichungen d.h. von der Form her ungünstigen Flächen treten in den Zielzuständen vermehrt auf (*SHAPE_RA*). Die mittlere Flächengröße (*AREA_MN [ha]*) der extensiven Wiese im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung nimmt stark zu. Diese positiv gewertete Zunahme bleibt jedoch bei der Präferenzfläche extensive Weide aus.

Abbildung rechts: Der Mittelwert der euklidischen Distanz (*ENN_MN [m]*) zwischen den beiden Präferenzflächen ist im Zielzustand Cost-Distance relativ gering. Die *Percentage of Landscape (PLAND [%])* beschreibt den Anteil an extensiver Wiese resp. Weide an der gesamten Landwirtschaftsfläche. Die *Patch Density (PD [%])* beschreibt die Anzahl der Präferenzflächen im Landschaftsraum. Zeigen alle Kurven hohe Werte, so kann dies als ökologisch optimal gedeutet werden. Dies wäre beim Ökoszenario Trend der Fall. Unter den Zielzuständen schneidet der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung am besten ab.

DISKUSSION DES GRUNDPFEILERS II

Beide Landschaftsraummodellierungen der Zielzustände beinhalten im Vergleich zum Ist-Zustand gewisse Aufbesserungen der Lebensräume der spezifischen Tierarten.

Beispiel 1: Die Lebensraumansprüche im Lebensraum L3 der Ziel- und Leitarten sind im Surses (Region 2) weitgehend in die Modellierung eingeflossen. Dabei wird der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung auf Grund der kurzen Distanz zwischen den Präferenzflächen und wegen der Grösse und Form der Präferenzflächen besser bewertet. Ob die Modellierung geeignet ist, hängt zu einem grossen Teil von der Mobilität der Art und der Vielfalt an Lebensraumansprüchen einer Art ab. Eine einzige Präferenzfläche kann in einem Landschaftsraum angemessen modelliert werden. Bei mehreren Präferenzflächen (L3: im Albulatal vgl. Beispiel 2) fällt es schwer, die Lebensraumansprüche im richtigen Verhältnis wiederzugeben.

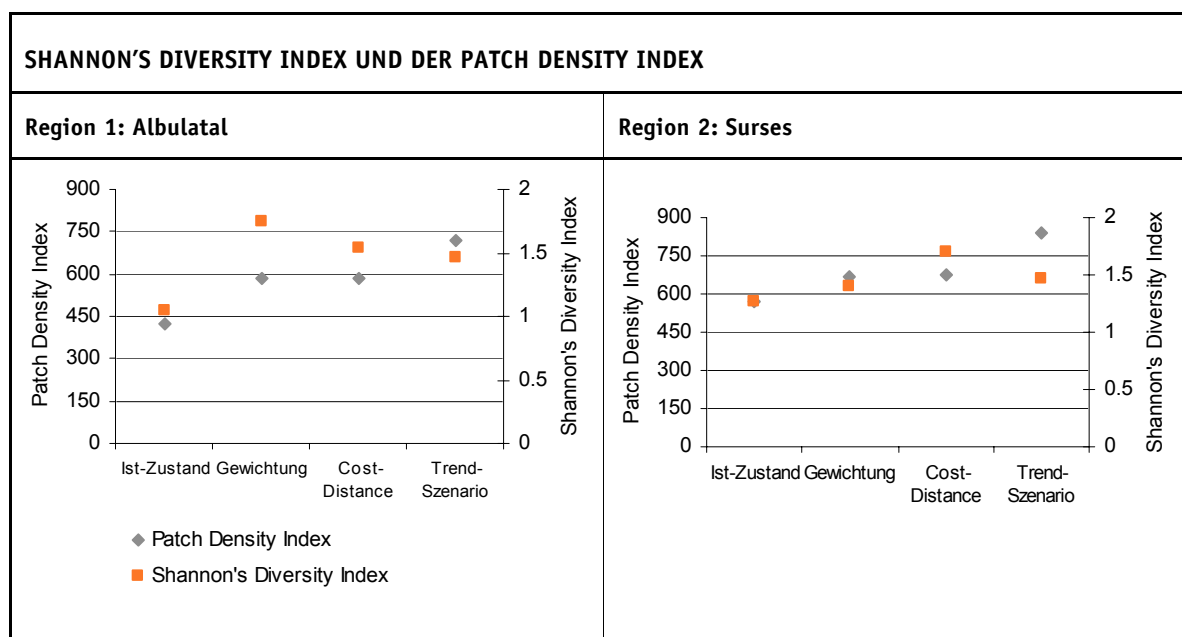
Beispiel 2: Der Landschaftsraum L3 im Albulatal deckt die Lebensraumansprüche beider modellierten Zielarten in beiden Zielzuständen nicht komplett ab. Für den Enzianbläuling ist der Anteil und die Grösse der extensiven Weideflächen ungenügend. Die Schlingnatter scheitert wohl an der zu überwindenden Distanz zwischen Alvaneu und Brienz. Tendenziell schneidet jedoch der Zielzustand Cost-Distance etwas besser ab.

Der durchschnittliche *Shape Index* (*SHAPE_MN*) der extensiven Wiesen und die durchschnittliche Flächengrösse von extensiven Wiesen (*AREA_MN*) zeigen im Lebensraum L3 beider Untersuchungsregionen einen sehr ähnlichen Kurvenverlauf. Damit wird die Absicht der Modellierung Artenspezifische Gewichtung, grosse Präferenzflächen zu erhalten, erreicht. Dies rührt daher, dass die Eignungsanalyse eher grosse Flächen hervorruft und durch die artenspezifische Gewichtung dieser Tendenz verstärkt wird. Nicht erzielt wird dieser Zustand jedoch bei der extensiven Weide im Landschaftsraum L3 im Albulatal. Die Eignung der extensiven Wiese überwiegt in einem Ausmass, dass eine artenspezifische Gewichtung der Präferenzfläche extensive Weide keine grossen Änderungen bewirkt. Der Anteil der extensiven Weide im Zielzustand Cost-Distance stammt aus der Modellierung des Landschaftsraums L2. Dieser überschneidet sich um Alvaneu herum mit dem Landschaftsraum L3. Auf Grund der Rechenleistung wird bei der Cost-Distance-Analyse pro Landschaftsraum nur eine Präferenzfläche (respektive eine Tierart) modelliert. In der Methode der artenspezifischen Gewichtung können bis zu drei Präferenzflächen in die Analyse miteinbezogen werden.

Der Zielzustand Cost-Distance weist in beiden Zielzuständen eine höhere Flächendichte als der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung auf und zeigt somit eher kleinstrukturierte Teillebensräume. Diese Bild wurde mit diesem Zielzustand angestrebt. Jedoch sollte auch der Abstand zwischen den Flächen verringert werden. Dies trifft nicht in beiden analysierten Lebensräumen, sondern nur im Beispiel 2 im Lebensraum L3 im Albulatal zu.

6.5.3. GRUNDPFEILER III: STRUKTURVIELFALT AUF DER LANDSCHAFTS-EBENE

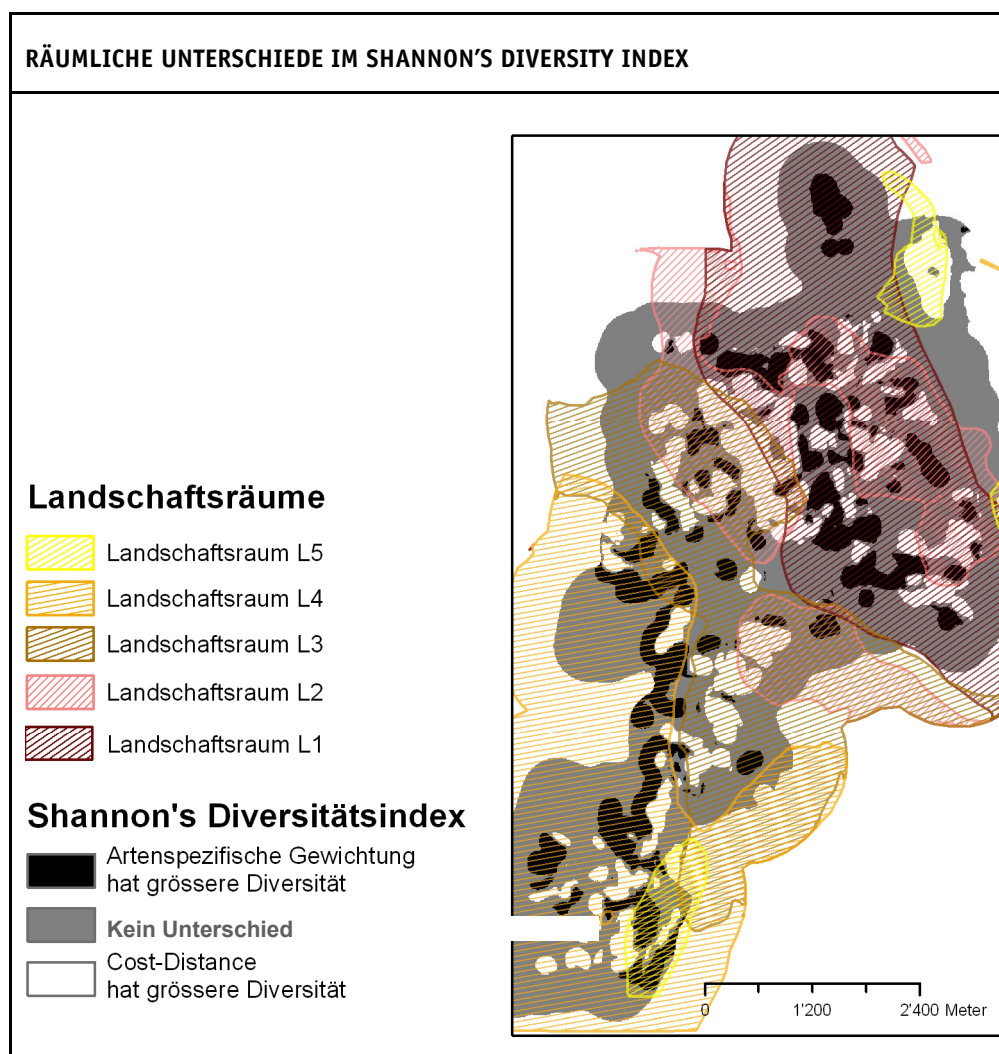
Zur Beurteilung des Grundpfeilers III werden zwei Strukturindikatoren auf Landschaftsebene der *Shannon's Diversity Index (SHDI)* im regionalen und naturräumlichen Unterschied sowie der *Patch Density (DP) Index* verwendet. Der *Shannon's Diversity Index* wird einerseits in Beziehung zur Dominanz (dem *Largest Patch Index (LPI)*) und andererseits in den unterschiedlichen Lebensräumen betrachtet. Zusätzlich sagt das Verhältnis zwischen intensiven, naturnahen und halbnatürlichen Flächen etwas aus über die Strukturvielfalt auf Landschaftsebene.



Figur 36 Der *Shannon's Diversity Index* (Skala rechts) zeigt im Albulatal im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung und im Surses in der Cost-Distance-Analyse die höchsten Werte. Der *Patch Density (Skala links) Index* aller Flächen nimmt in beiden Untersuchungsregionen vom Ist-Zustand über die Zielzustände bis zum ökologischen-Trendszenario kontinuierlich zu.

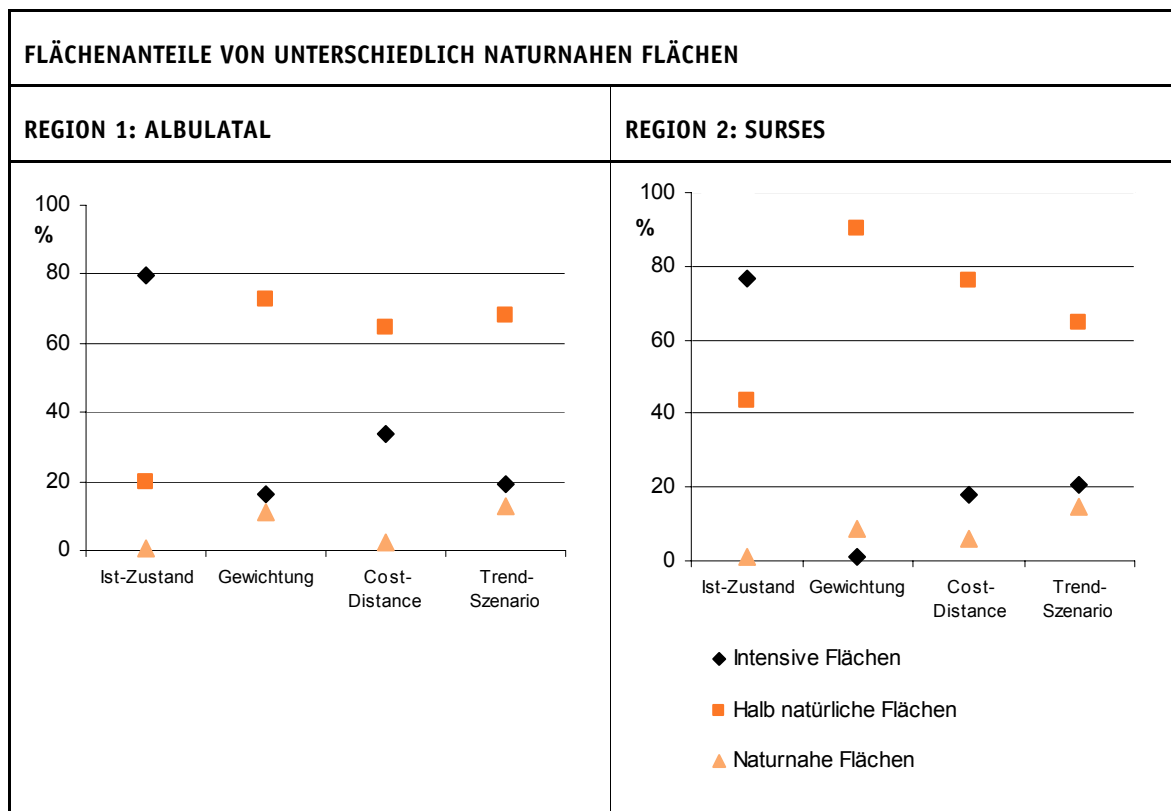
Die Diversität auf Landschaftsebene kann erstmal mit dem ***Shannon's Diversity Index*** beschrieben werden (Figur 36). Dabei stellt die Anordnung der Flächen in den zwei Regionen ein unterschiedliches Bild dar. Generell weist der Ist-Zustand in der Untersuchungsregion Surses einen höheren Diversitätswert auf als im Albulatal. Der *Shannon's Diversity Index* schneidet im Albulatal beim Zielzustand Artenspezifische Gewichtung, in der Region Surses beim Zielzustand Cost-Distance mit dem höchsten Wert ab. Der Index muss im Zusammenhang mit der Dominanz (***Largest Patch Index*** (Anhang G)) betrachtet werden. So wird ein tiefer Diversitätsindex, solange eine extensive Nutzung dominiert, nicht negativ bewertet. In der Region Albulatal offenbart sich im Zielzustand Cost-Distance jedoch ein negatives Bild. Es äussert sich in einem relativ tiefen Diversitätsindex und einer dominierenden intensiven Nutzung. Es rührt daher, dass die Landschaftsräume die Terrassenlandschaft um Schmiten nicht abdecken und dadurch dort die aktuelle intensive Nutzung erhalten bleibt. Die Ökologischen Trendszenarien bewirken einen tieferen Diversitätswert, jedoch eine hohe Dominanz extensiver Wiesenflächen. Dies zeigt ein Beispiel auf, wo auch ein tiefer Diversitätswert positiv gewertet werden kann.

Es finden sich keine naturräumlichen Kriterien (z.B. Topologie, Vegetation), welche den Unterschied im Diversitätsindex zwischen den Zielzuständen eindeutig erklären. Dies wird mit der Figur 37 verdeutlicht, wo eine Analyse im Surses durchgeführt wird. Gewisse Landschaftsräume zeigen jedoch Auswirkungen in den zwei Zielzuständen. Der Landschaftsraum L3 im Surses bewirkt eine hohe Diversität in der Cost-Distance-Analyse. Bei gewissen Randregionen des Perimeters (Untersuchungsgebietes) und im Landschaftsraum L1 erzielt die Diversität des Zielzustandes Artenspezifische Gewichtung höhere Werte. Die Diversität des Zielzustandes Cost-Distance schneidet in denjenigen Landschaftsräumen besser ab, in welchen die artenspezifische Gewichtung relativ homogene, grosse Präferenzflächen bewirkt. Relativ homogene Flächen in der artenspezifischen Gewichtung gründen theoretisch auf relativ einheitlichen kulturellen und naturräumlichen Faktoren der Eignungsanalyse. Diese können visuell jedoch nicht mehr erkannt werden.



Figur 37 Der *Shannon's Diversity Index* wird auf kulturräumliche Unterschiede in der Region Surses untersucht. Dabei schneidet an gewissen Stellen der Zielzustand Cost-Distance (weiss), an anderen der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung (schwarz) besser ab. Es kann ein Zusammenhang mit den Landschaftsräumen aufgezeigt werden. Zusammenfassend zeigt der SHDI je nach Landschaftsraum eine grössere Diversität im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung. Gemässe des SHDI-Indexes zeigt keiner der zwei Zielzustände eindeutig ein besseres Resultat.

Die Region im Surses weist schon im Ist-Zustand einen deutlich höheren Anteil an **naturnahen Flächen** auf als im Albulatal. Dieser Unterschied ist auch in den Zielzuständen ersichtlich. Der Anteil der naturnahen Flächen nimmt in beiden Zielzuständen und in beiden Untersuchungsregionen stark zu.



Figur 38 Landwirtschaftliche Nutzflächen werden in die Kategorien intensive Flächen (intensive Wiese, Fruchtfolgeflächen und Dauerwiesen), halbnatürliche Flächen (wenig intensive Wiesen, extensive Wiesen und ökologischer Ackerbau) und naturnahe Flächen (Altgrasstreifen und Verbuschung) unterteilt. Die Kategorisierungen unterscheiden sich, da den unterschiedlichen Zuständen nicht dieselbe Definition der Nutzungen zu Grund liegt. Der höchste Anteil an halb natürlichen Flächen liegt im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung vor und kann daher als ökologisch optimal betrachtet werden. In sämtlichen ökologisch motivierten Zielzuständen ist der Anteil an naturnahen Flächen jedoch relativ hoch.

ZUSAMMENFASSUNG DER QUANTITATIVEN BEWERTUNG DER GRUNDPFEILER MITTELS STRUKTURINDIKATOREN:

- › **Grundpfeiler I:** Da die Eignungsanalyse hier stärker zum Zuge kommt, werden die Nutzungsvorgaben in der Modellierung der Artenspezifischen Gewichtung besser berücksichtigt.
- › **Grundpfeiler II:** Bei diesem Grundpfeiler ist es generell schwierig eine eindeutige Aussage zu machen, denn die Beurteilung ist abhängig von der Auswahl und dem Anspruch der gewählten Tierart. Zusätzlich ist das Resultat von der Wahl der Strukturindikatoren und vom unterschiedlichen Vorgehen in der Operationalisierung zwei Zielzuständen beeinflusst. Es kann zumindest ausgesagt werden, dass mit dem Artenspezifischen Gewichtung eher grosse Präferenzflächen erzeugt werden und mit der Cost-Distance-Analyse eher kleinstrukturierte Präferenzflächen vorliegen. Somit wird die erwünschte Landschaftsstruktur gebildet. Da die Präferenzflächen im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung im Albulatal und im Zielzustand Cost-Distance im Surses etwas näher beieinander liegen, kann folgende Aussage gemacht werden: Die Artenspe-

zifische Gewichtung schneidet im Grundpfeiler II im Lebensraum L3 im Surses besser ab, im Lebensraum L3 des Albulatals jedoch der Zielzustand Cost-Distance.

- › **Grundpfeiler III:** Der *Shannon's Diversity Index* zeigt in den zwei Regionen ein unterschiedliches Ergebnis. Im Albulatal zeigt die Cost-Distance-Analyse im Surses die Artenspezifische Gewichtung den höheren Wert. Der hohe Wert in der Cost-Distance-Analyse im Albulatal wird jedoch wegen der Dominanz in der Intensiven Wiese relativiert. Das Verhältnis unterschiedlicher naturnaher Flächen zeigt in der Artenspezifischen Gewichtung das beste Ergebnis. Der *Patch Density Index* zeigt im Ökoszenario Trend den erwünschten höchsten Wert. In den beiden Zielzuständen ist dieser Wert etwa gleich hoch. Werden alle Indizes des Grundpfeilers III gemeinsam betrachtet, so schneidet der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung auf der Landschaftsebene der beiden Regionen leicht besser ab.

6.6. VISUELLE ANALYSE: EIGENE BEWERTUNG

Beide Zielzustände variieren hinsichtlich ihrer Landnutzungsanteile und ihrer räumlichen Strukturierung. Im Folgenden werden die Zielzustände rein visuell mit den geforderten Lebensraumansprüchen der Arten verglichen (Anhang D).

Im Landschaftsraum L5 des Surses ist in den Waldlichtungen der Zielzustände eine Zunahme der verbuschten Flächen ersichtlich. Dies entspricht den Lebensraumansprüchen des Baumiepers. In beiden Zielzuständen ist keine Zunahme der wenig intensiven Wiesen ersichtlich. Diese Wiesenutzung wird von keiner Tierart als Präferenzfläche erster Priorität erwünscht. Nur die Dohle ist auf diese Wiesenutzung angewiesen, welche in die artenspezifische Gewichtung mit einfließt, mit der stark gewichteten extensiven Wiese jedoch nicht zu konkurrenzieren vermag. Aufgrund des Vorkommens des Wiedehopfs sind die Fruchtfolgeflächen in beiden Zielzuständen um das Siedlungsgebiet von Savognin auffallend dominant. Etwas weniger ausgeprägt sind die Fruchtfolgeflächen im Talgrund des Albulatals und auf der Terrassenlandschaft bei Brienz. Die extensive Weide nimmt in beiden Regionen im Zielzustand Artenspezifische Gewichtung nur schwach zu, da bei der artenspezifischen Gewichtung mehrere Landnutzungselemente mit einbezogen werden, erhält die extensive Weide selbst weniger an Gewichtung. Zudem wird die extensive Weide ungünstigerweise von den Tierarten in Landschaftsräumen gefordert, deren Flächen nicht prioritär als extensive Weide genutzt werden (d.h. weniger hohe Eignung, z.B. von relativ flachem Gelände im Talgrund).

In der eigenen Bewertung kann vor allem untersucht werden, ob die beabsichtigten Vorgaben im Modell wiedergegeben werden. Ob die Vorgaben jedoch den ökologischen Kriterien genügend, dafür muss erneut die Expertenmeinung beigezogen werden (Kapitel 6.7).

6.7. QUALITATIVE ANALYSE: BEWERTUNG DER ZIELZUSTÄNDE MIT EXPERTENMEINUNGEN ALS THEORETISCHE ODER PLANUNGSGRUNDLAGE

Als Ergänzung zur Bewertung mit Strukturindikatoren werden Bewertungen von vier Experten und einer Expertin durchgeführt. Dabei wird der Expertin und den Experten die generierten Zielzustandskarten nochmals in einer schriftlichen standardisierten Befragung vorgelegt (Kapitel 2.3.3; Anhang B.3).

DIE MODELLIERUNG IN DER THEORIE

Die Experten bewerten die Zustände auf Landschaftsebene hauptsächlich auf Grund ihres Anteils an extensiven Wiesen und Waldweiden. Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung wird von sämtlichen Experten als optimal bezeichnet. Er könnte einen Zustand der Landnutzung vor 30-50 Jahren widerspiegeln (Experte A) oder eine gute Variante aufzeigen, um Orchideen an den Südhängen des Albulatal zu fördern (Experte B). Der Zielzustand Cost-Distance wird aber wegen seines geringen Anteils an extensiven Wiesen und das Ökologische Trendszenario hingegen wegen fehlender Waldweiden etwas schlechter eingestuft. Der aktuelle Ist-Zustand nimmt in der Rangordnung der Experten eindeutig den letzten Platz ein.

Mit einer artenspezifischen Sichtweise beschränkt auf den Lebensraum L3 im Albulatal fällt die Bewertung anders aus. Das Ökologische Trendszenario und der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung werden als Optimierungsvariante für das Blauauge erachtet, erhalten für die anderen Tierarten (Schlingnatter und Enzianbläuling) jedoch eine eher mittelmässige Bewertung. Der Zielzustand Cost-Distance wird (mit einer Ausnahme) von allen Experten und für alle Tierarten als *eher gut* oder *gut* eingestuft. Im Bezug auf alle Ziel- und Leitarten offenbart dieser Zustand im Lebensraum L3 des Albulatals eine sinnvolle Optimierungsvariante.

DIE MODELLIERUNG IN DER PRAXIS

Keiner der modellierten Zustände ist in Realität und in einer ökologischen Planung tatsächlich als solches umsetzbar. So wären die Veränderungen der Zielzustände im Vergleich zum aktuellen Ist-Zustand viel zu gross, als dass sie in einem Vernetzungsprojekt von sechs Jahren Umsetzungsdauer berücksichtigt werden könnten (Experte L). Zudem wären noch weitere Informationen zu den Betriebsstrukturen und ein genaueres Erfassen der Qualität der Landnutzungsflächen erforderlich (Experten B, E und L). Diese ökologischen Zielzustände sind nicht als Pläne zu betrachten, welche umgesetzt werden können, sondern beinhalten Zielsetzungen, welche als Grundlage zur Diskussion mit den Landwirten dienlich sein könnten (Experte A).

Das Vorgehen der GIS-Modellierung wird als durchaus tauglich und umsetzbar beschrieben (Experte H und B). Generell wird das Geographische Informationssystem als Arbeitsmethode in der ökologischen Planung positiv hervorgehoben. Das Vorgehen und das Resultat werden jedoch stark von den gewählten Ziel- und Leitarten beeinflusst. Dabei scheinen die Lebensräume der Tiere zu wenig gut ausgeschieden (Datenprobleme) und die Kombination von gewissen Landnutzungstypen zu wenig berücksichtigt.

Einstimmig sind die befragten Experten der Meinung, dass auf Feldaufnahmen nicht verzichtet werden darf. Beispielsweise kann eine Eignungsanalyse zu den Landnutzungsflächen als Grundlage für weitere Felduntersuchungen dienen. Als durchaus sinnvoll (Bewertung=1) erachten die Experten den GIS-Einsatz beim Visualisieren des Sollzustandes. Auch das Ausscheiden von Landschaftsräumen mittels GIS stösst auf eine ziemlich breite Akzeptanz. Generell wird aber den Feldbeobachtungen und herkömmlichen Methoden stärker vertraut. Dazu äussert sich Experte B kritisch: „Die GIS-basierte Planung birgt die Gefahr reale Verhältnisse zu verkennen und blutleer zu sein.“

Der Zeitaufwand für das herkömmliche sowie für das GIS-gestützte Vorgehen in der Planung von Vernetzungsprojekten ist relativ schwierig abstecken. Beide Methoden könnten in etwa gleich viel Zeit beanspruchen. Generell sind die Feldbeobachtungen vor allem für kleinere Untersuchungseinheiten um einiges effizienter, da die Experten darin schon geübt sind. Feldbegehungen und Kartierungen von grossräumigen Ge-

bieten (wie zum Beispiel die zwei Untersuchungsgebiete oder bei noch grösseren Gebieten) sind jedoch auch sehr zeit- und kostenintensiv.

ZUSAMMENFASSUNG RESULTATE DER UNTERSCHIEDLICHEN BEWERTUNGSANALYSEN:

- › **Bewertung mit Strukturindikatoren:** Auf Landschaftsebene (Grundpfeiler III) schneidet der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung am besten ab. Dies ist jedenfalls mit den hier zur Bewertung der landschaftlichen Strukturvielfalt gewählten Strukturindikatoren der Fall. Im Landschaftsraum L3 bewerten die artenspezifischen Vernetzungsindikatoren den Zielzustand Cost-Distance im Albulatal am besten (Im Lebensraum L3 des Surses zeigt jedoch die Artenspezifische Gewichtung die besseren Werte).
- › **Eigene Bewertung:** Die eigene Bewertung vermag einige Phänomene sowohl auf der Landschaftsebene und der Artenebene zu beschreiben. Es werden ähnliche Probleme wie bei den anderen Bewertungsanalysen erkannt.
- › **Bewertung mit Expertenmeinungen:** Die Expertenmeinungen zeigen ein sehr ähnliches, jedoch ein etwas eindeutigeres Bild als die Bewertung mit Strukturindikatoren. Die artenspezifische Gewichtung zeigt ein gutes Resultat auf Landschaftsebene und die Cost-Distance-Analyse auf der artenspezifischen Ebene im Lebensraum L3 im Albulatal.

7. DISKUSSION

In den Kapiteln 2-6 wurden bereits gewisse Erkenntnisse hervorgehoben. In diesem Kapitel werden die Schwerpunkte dieser Arbeit nochmals zusammengefasst und diskutiert.

7.1. BEWERTUNGSMETHODE

Die rein visuelle Bewertung der Resultate ist ein wichtiger Schritt, welcher bei allen GIS-Arbeiten ausgeführt wird. Somit können erste Erkenntnisse zur Validierung der Resultate gewonnen werden. Diese Bewertungsmethode ist jedoch oft vom Betrachter geprägt. Dieser ist meist auch der Modellbildende und dadurch von seinen Erfahrungen und Vorstellungen während der Modellierung beeinflusst. Somit kann eine verzerrte Schlussinterpretation der Resultate folgen. Daher ist wichtig, weitere Bewertungsmöglichkeiten von solchen Modellresultaten zu finden.

Die Bewertung mittels Strukturindikatoren bietet die Möglichkeit visuelle Phänomene (d.h. das Mosaik einer Landschaft) in Werte zu fassen. Dies kann als sinnvolle Diskussionsgrundlage dienen. Dabei kann auf Erkenntnisse gestossen werden, welche bei einer rein visuellen Analyse nicht auffallen.

Die Experteninformationen sind als ergänzende Bewertung durchaus nützlich. Es wissen jedoch nicht alle befragten Experten mit dem ziemlich abstrakten Endresultat sinnvoll umzugehen. Interessanterweise reagieren die Experten stark auf die Dominanz gewisser Landnutzungsflächen. Grundsätzlich werden bei den Expertenbewertungen die Anteile der Landnutzungsflächen hervorgehoben und ihre strukturelle Verteilung eher vernachlässigt. Auch bei den meisten Strukturindikatoren hat der Flächenanteil einen Einfluss. Viele Indikatoren beziehen jedoch zusätzlich strukturelle und räumliche Aspekte in die Analyse mit ein.

7.2. MODELLIERUNGSMETHODE

Es ist grundsätzlich nicht die GIS-Methode selbst (die Cost-Distance-Analyse oder die gewichtete artenspezifische Verschneidung), welche unterschiedliche Endresultate bewirkt. Vielmehr sind es die unterschiedlichen Reduktionen des Informationsgehalts oder die Modellierungsgrundlage, welche zu grossen Unterschieden in den Resultaten führen. Es ist zudem nicht einfach die Methoden genau zu prüfen, da aus ökologischer Sicht auch keine klare Vorstellung einer ökologisch wünschenswerten subalpinen Agrarlandschaftsstruktur besteht. Dies ist auch der Grund, weshalb zwei unterschiedliche Zielzustände erarbeitet worden sind. Grundsätzlich werden mit der Cost-Distance-Analyse eher eine Vielzahl kleinstrukturierte Präferenzflächen und mit der gewichteten artenspezifischen Verschneidung eher grossflächige Präferenzflächen erzeugt. Die angewandten GIS-Methoden haben sich als geeignete Werkzeuge erwiesen und die erwünschte kleinstrukturierte oder grossflächige Landschaftsstruktur erbracht. Wird das Resultat jedoch mit der Definition zur Strukturvielfalt auf Landschaftsebene (Kapitel 3.2.3: „Grössere, von Arten präferierte Flächen innerhalb einer kleinstrukturierten Landschaft sind vorteilhaft, wobei eine ‚Patch within diversity‘ der grösseren Flächen vorausgesetzt wird.“) verglichen, dann erzielt der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung das bessere angestrebte Resultat.

7.2.1. SENSITIVITÄT DER MODELLIERUNG

Neben der Sensitivität einzelner Inputparameter (Kapitel 5.3.2), sind es unterschiedliche Teilarbeitsschritte, welche eine grosse Auswirkung auf das Resultat der Zielzustände zeigen (Tabelle 8). Es geht bereits aus der Modellierung hervor, dass der Artenspezifisch Gewichtete Zielzustand stärker auf der Eignung basiert, der Zielzustand Cost-Distance jedoch vermehrt den aktuellen Ist-Zustand berücksichtigt, besonders wenn dieser nicht durch einen Landschaftsraum abgedeckt wird.

TEILARBEITSSCHRITTE – AUSWIRKUNGEN AUF DAS GESAMTMODELL (ZIELZUSTANDSMODELL)		
Teilarbeitsschritte	Auswirkungen	
	Zielzustand Artenspezifische Gewichtung	Zielzustand Cost-Distance
Eignungsmatrix	Gross	Mittel
Festlegen der Landschaftsräume	Mittel	Gross
Auswahl der Ziel- und Leitarten	Eher klein, da mehrere Arten pro Landschaftsraum vorkommen (kann sich je nach artenspezifischer Gewichtung jedoch ändern).	Gross, da nur eine Art pro Landschaftsraum modelliert wird.
Cost-Distance Oberfläche für Tierarten	-	Mittel (kann jedoch je nach Verhältnis zwischen Eignungsanalyse und Cost-Distance-Analyse variieren). Hier wird das Verhältnis bewusst so gewählt, dass ein Gleichgewicht besteht.

Tabelle 8 Auswirkungen der Teilarbeitsschritte auf die Modellierung der zwei Zielzustände.

7.2.2. DATENQUALITÄT

Die Qualität der Daten ist ein wichtiger Faktor für die Qualität des Modells (Hunsaker et al. 2001:38).

Die digitalen Daten der Swisstopo und des Kantons Graubünden weisen eine Datengenauigkeit von 3-10 m Metern auf. Dies genügt zur Modellierung dieser Fragestellung weitgehend. Es zeigen sich jedoch weitere Ungenauigkeiten in den Heckendaten der Swisstopo im Vergleich zu denjenigen der Luftbildkartierung (Dietschi 2004). Die Heckendaten sind für das Modell jedoch nicht von zentraler Bedeutung. Zudem unterscheiden sich die Flächeninhalte der Parzellen der ALSV-Daten von denen der Vermessungsdaten. Die Nutzungspotenziale (Meier et al. 2005), welche zur Validierung des Resultats verwendet wurden, decken sich in den untersuchten Parzellen (Kapitel 5.2.1) bis zu 30 % nicht mit der aktuellen Nutzung. Bei diesen räumlichen sowie inhaltlichen Datenungenauigkeiten geht es darum, abzuschätzen, welche Grundlage eher der Realität entspricht.

Es ist ein gängiges Problem der landschaftsökologischen Modellierung, dass mit bereits bearbeitete Daten und unterschiedlichen Datenquellen gearbeitet werden muss (Hunsaker 2001; Thieken 1999). Diese Arbeit hat die Problematik verdeutlicht, verschiedene Daten mit unterschiedlich definierten Attributen oder räumlicher Auflösung zu integrieren. Die naturräumlichen Landschaftsstrukturen im subalpinen Agrarland können sich rasch ändern. Um eine zufrieden stellende Planungsgrundlage zu schaffen, müsste das ganze Gebiet auf einem aktuellen Stand inventarisiert werden, was arbeits- und kostensintensiv wäre.

Um die Datengrundlagen zu verbessern, hätten zu Beginn der Arbeit gewisse Korrekturarbeiten durchgeführt werden können (z.B. Ausschneiden von Gewässern und Siedlungen). Dies war jedoch ausgeschlossen, da der ökologische Zielzustand und die SULAPS-Szenarien auf denselben Schlagstrukturen beruhen sollten, damit sie vergleichbar bleiben.

7.2.3. MASSSTABSEBENE

Die Massstabsebene hat Auswirkungen auf die gewählte Tierart auf die Rastergrösse, die Patchgrösse (d.h. Landnutzungsflächen oder Kleinstrukturen) und den Extent (d.h. den Untersuchungsparameter).

Verschiedene **Tierarten** agieren auf einer unterschiedlichen Massstabsebene (Turner et al. 2001; Farina 1998). Die Massstabsebene dieser Arbeit ist angemessen, um eine Maxiart und ihre präferierte Landnutzungsfläche zu modellieren. Eingeschränkt ist das Vorgehen für Miniarten (mit sehr kleinen Aktionsräumen) oder für Arten mit einem sehr grossen Aktionsraum. Diese beiden Typen werden in der Modellierung soweit möglich gemieden (Kapitel 3.2.2). In einigen Landschaftsräumen werden trotzdem Vogelarten, meist ausgesprochene Maxiarten, modelliert, da keine anderen sinnvollen Ziel- und Leitarten zur Verfügung stehen und Vögel als eine sehr gut untersuchte Tierart gelten. Aber auch für jene wird mit der Modellierung eine Verbesserung der Lebensraumqualität erzielt.

Das **3-m-Raster** täuscht eine Genauigkeit vor, welche auf Grund der Datengrundlage nicht explizit modellierbar ist und dadurch wird ein „Rauschen“ erzeugt. Eine Rasterauflösung von 10 m würde zur sinnvollen Bearbeitung der Fragestellung durchaus genügen (Kapitel 5.3.1).

Schwierigkeiten bereiten die **Kleinstrukturen** in der Modellierung (Kapitel 4.6.5). Sie würden nicht nur eine feinere Rasterauflösung benötigen, sondern die Kriterien (*Criterion Maps*) als Grundlage der Eignungsanalyse müssten in einem anderen, grösseren Massstab erarbeitet werden. Beim räumlich expliziten Modellieren der Kleinstrukturen sind kleinräumige Kriterien relevant. Zum Beispiel sollten Hecken nicht parallel, sondern senkrecht zur Strasse verlaufen. Die Auflösung des DHM25 ist weiter nicht ausreichend, um die kleinräumigen Böschungen ausfindig zu machen, an welchen eine Hecke im Idealfall zu setzen wäre. Mit der hier angewandten Methode ist es nur möglich gewisse Zonen auszuscheiden, in welchen Kleinstrukturen bevorzugt anzubringen sind. Dabei kann die Eignung kaum berücksichtigt werden, und das Resultat wird stark von der Cost-Distance-Analyse geprägt (Figur 21). Es werden dort neue Kleinstrukturen gesetzt, wo sie im aktuellen Ist-Zustand selten auftreten. Um diese Zonen auszuscheiden, braucht es jedoch grundsätzlich kein GIS-gestütztes Verfahren. Das Kartieren auf einer Karte würde dafür genügen. Dafür müssten aber die Kleinstrukturen besser inventarisiert sein.

Es ging aus der ersten sowie der dritten Runde der Experteninterviews hervor, dass es sehr wichtig ist, **Waldweiden** in die Untersuchung mit einzubeziehen. Gerade bei Nicht-Landnutzungsflächen hat das GIS unsichere Werte generiert. Dort wird mit nicht der ALSV-Datengrundlage, sondern mit kantonalen Walddaten gearbeitet, und man ist grundsätzlich mit einer neuen Situation konfrontiert. Beide Vorgehensweisen der Modellierung des ökologischen Zielzustandes wurden schwergewichtig für das Agrarland entwickelt und eignen sich dafür auch besonders.

Generell ist es eine grosse Herausforderung eine landschaftsökologische Analyse auf der Landschaftsebene zu bearbeiten. Es braucht einerseits immer eine gewisse Generalisierung der Information, anderer-

seits ist der Aufwand, die Grundlagen inhaltlich aufzuarbeiten sowie GIS-methodisch flächendeckend zu modellieren, ist recht hoch.

7.3. DER ÖKOLOGISCHE ZIELZUSTAND: EIN ANSATZ ZWISCHEN THEORIE UND PRAXIS

Leider kann keine eindeutige Aussage gemacht werden, welcher Zustand einen ökologisch wünschenswerten Zielzustand der subalpinen Agrarlandschaften definiert.

Das Resultat wird je nach Betrachtungsebene und Zielsetzung unterschiedlich bewertet. In dieser Arbeit stehen die artenspezifische (GP II) und die landschaftliche Ebene (GP III) im Vordergrund. Zwischen den zwei Ebenen kann kaum eine Übereinstimmung gefunden werden. Je nachdem, auf welcher Ebene die Landschaft betrachtet wird, wird der eine oder andere Zielzustand von den Experten eher als „gut“ empfunden. Auch die Bewertung der Strukturindikatoren fällt abhängig von der Betrachtungsebene unterschiedlich aus, wobei regionale Unterschiede aufgezeigt werden können. Ein Anspruch dieser Arbeit wäre es, eine Strukturvielfalt auf Landschaftsebene aufzuzeigen, welche den artenspezifischen Ansprüchen genügt. Der als wünschenswert zu bezeichnende ökologische Zielzustand müsste somit beiden Ebenen genügen. Dies kann mit der vorliegenden Arbeit nicht eindeutig erreicht werden.

Die Interpretation wird davon beeinflusst, wie stark der Zielzustand als Planungsgrundlage oder theoretische ökologische Optimierungsvariante angeschaut wird. Der Zielzustand Artenspezifische Gewichtung würde demzufolge eher einen theoretisch wünschenswerten Zielzustand darstellen und sich daher etwas besser als SULAPS-Referenzzustand eignen. In diesem Zustand werden die Untersuchungsregionen auf ihrer gesamten Fläche auf Grund ihrer Eignung optimiert. Er dominiert mit grossen extensiven Wiesenflächen und generell mit ambitionierten Entwicklungszielen. Für einen eher praxisbezogenen Zielzustand wäre ein Verhältnis der extensiven zu intensiven Flächen mit 40 % zu 60 % (gemäss Expertenaussage L) erforderlich. Dies könnte mit einem Vorgehen nach dem Zielzustand Cost-Distance erreicht werden. Da dieser Zustand stärker auf dem Ist-Zustand basiert und die Optimierung nicht über die gesamte Landnutzung, sondern nur über gewisse Landschaftsräume durchgeführt wird, könnten mit diesem Vorgehen auch Zustände erarbeitet werden, welche sich nur schwach vom Ist-Zustand abheben.

Generell können die eher theoretischen Resultate nicht so in die Praxis übernommen werden. Aber sie könnten als Diskussionsgrundlage dienen, um in der Praxis neue Lösungen aufzuzeigen.

8. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die in Kapitel 1 aufgeworfenen Forschungsfragen werden nun abschliessend diskutiert.

8.1. FORSCHUNGSFRAGE 1: ÖKOLOGISCHER ZIELZUSTAND

Wie kann ein ökologischer Zielzustand modelliert werden? Dabei werden die ökologischen Ansprüche, welche es im ökologischen Zielzustand zu berücksichtigen gilt, auf die drei Grundpfeiler reduziert:

- › **Grundpfeiler I:** Schutz von wertvollen, traditionellen, kulturhistorischen und ökologischen Landschaftselementen.
- › **Grundpfeiler II:** Artenspezifische Modellierung – Bestimmen von Ziel- und Leitarten
- › **Grundpfeiler III:** Strukturvielfalt auf Landschaftsebene.

Diese Reduktion der Ansprüche geschieht auf der thematischen Ebene der Ökologie. Die strukturellen Zusammenhänge stehen in dieser Arbeit anfänglich im Vordergrund. Nur unter Grundpfeiler III können Aussagen zur bevorzugten Strukturierung der subalpinen Agrarlandschaft und das Zusammenspiel von grossen und kleinen Landnutzungsflächen aufgezeigt werden (Kapitel 3.2.3). Strukturelle Zusammenhänge können jedoch nicht ohne ihren funktionellen Bezug (ohne ihre thematische Ebene) betrachtet werden. Es können keine Aussagen rein über die Strukturierung der Landnutzungsflächen auf der in dieser Arbeit gewählten Massstabsebene gemacht werden.

8.2. FORSCHUNGSFRAGE 2: GIS-EINSATZ

Wie können die erarbeiteten Grundlagen für einen „ökologischen Zielzustand“ in einem Geographischen Informationssystem (GIS) modelliert werden? Dabei geht es darum, die Möglichkeiten eines GIS-Einsatzes auszutesten und unterschiedlichen Methoden auszuprobieren.

Die thematischen Ideen der drei Grundpfeiler, sowie die dazugehörigen Kriterien werden operationalisiert. Dabei wird soviel Informationen wie möglich in die Modellierung einbezogen. Abgesehen von den Ausgangsdaten wird in einem Rasterformat gearbeitet. Die Grösse des Untersuchungsgebietes, die Rastergrösse und die Informationsfülle sind Aspekte, welche zu einer rechenintensiven Modellierung führen und die Kapazitäten eines Geographischen Informationssystems (GIS) voll ausnützen.

Dabei wird die in dieser Arbeit angewandte GIS-gestützte Vorgehensweise von den ausgewählten Experten besonders für grosse Untersuchungsregionen empfohlen. Der Aufwand könnte somit für die Feldbegehung beträchtlich vermindert werden. Es darf jedoch nicht vernachlässigt werden, dass grosse Untersuchungsregionen auch an ein GIS hohe Anforderungen stellen.

Dabei sollte auch gezeigt werden, welche GIS-Methoden zur Modellierung geeignet sind. Es werden zwei unterschiedliche Methoden (die Cost-Distance-Analyse oder die gewichtete artenspezifische Verschneidung) gewählt, um die Modellierung im GIS durchzuführen. Beide bewirken eine sehr unterschiedliche räumliche Struktur der Landnutzungsflächen. Es kann jedoch nicht abschliessend gesagt werden,

welche der beiden Methoden eher die Landschaftsnachfrage der Ökologen deckt. Beide Methoden beinhalten einige wertvolle Aspekte.

8.3. FORSCHUNGSFRAGE 3: BEWERTUNG MIT STRUKTURINDIKATOREN

Ist es möglich, Bewertungen in der subalpinen Agrarlandschaft mit Strukturindikatoren durchzuführen? Dazu wird FRAGSTATS (McGarigal und Marks 1995), eine Software zur Berechnung von Strukturindikatoren, als Landschaftsbewertungsmittel eingesetzt. Diese Software stellt eine Vielzahl an Strukturindikatoren zur Verfügung. Um diese Frage anzugehen, birgt die Auswahl der passenden Strukturindikatoren eine grosse Herausforderung. Die bereits vorhandene Literatur bezieht sich oft nur auf eine bestimmte Situation (Region, Ökosystem, Tierart etc.) und ist schwierig auf diese Fragestellung anzuwenden. Die Bewertung mittels Strukturindikatoren bietet die Möglichkeit, visuelle Phänomene (d.h. das Mosaik einer Landschaft) in Werte zu fassen. Diese Werte können durchaus als sinnvolle Diskussionsgrundlage dienen.

Die Strukturindikatoren liefern im Vergleich der Zielzustände oft sehr ähnliche Werte (z.B. *Shape Index* oder *Largest Patch Index*). Dies kann damit erklärt werden, dass die Modellierung auf sehr ähnlichen Schlagstrukturen und auf denselben Landnutzungsklassen beruht. Die Bewertung von Agrarlandschaften mittels Strukturindikatoren könnte sich besser für den Vergleich zwischen unterschiedlichen Agrarlandschaften (z.B. mittelländische und subalpine Agrarlandschaft) in einem kleineren Massstab eignen (Ortega 2004; EU 2000).

8.4. FORSCHUNGSFRAGE 4: ANWENDUNG DES ANSATZES IN DER ÖKOLOGISCHEN PLANUNG

Diese Arbeit soll aufzeigen, inwiefern es sinnvoll ist, GIS-methodische Ansätze zur Landschaftsmodellierung in der ökologischen Planung sowie in der Bewertung subalpiner Agrarlandschaften anzuwenden. Mit Hilfe des GIS-Einsatzes könnte eine Planung von Vernetzungsprojekten (nach ÖQV) in grösseren Regionen ermöglicht werden. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Methodik, auf eine grosse Region angewandt, tatsächlich ein gewisses Potenzial birgt, das dabei die GIS-Arbeiten nicht unterschätzt werden dürfen.

Als besonders sinnvoller Teilschritt dieser Arbeit wird die Eignungsanalyse der Landnutzungsflächen beschrieben. Dieser Teilschritt könnte in weiteren Vernetzungsprojekten übernommen und als Entscheidungsgrundlage bei Feldbegehungen eingesetzt werden.

Die Resultate dieser Arbeit als Planungsgrundlage zu verwenden, scheinen wegen den vorliegenden Datengrundlagen und wegen fehlender Feldarbeiten kaum sinnvoll. Die Zielzustände könnten mit einem weiteren Schritt, d.h. mit zusätzlicher Feldarbeit unter Berücksichtigung der Betriebsstrukturen, d.h. in der Diskussion mit den Bäuerinnen und Bauern als räumlich expliziter Zustand aufgearbeitet und als Sollzustand für ein Vernetzungsprojekt visualisiert werden. Somit kann das GIS besonders bei der Visualisierung des Sollzustandes und beim Erstellen von Eignungsgrundlagen in Vernetzungsprojekten eingesetzt werden.

8.5. FAZIT

Es sind hier zwei ökologische Zielzustände versuchsweise erarbeitet worden. Es muss jedoch angemerkt werden, dass es unzählige weitere Möglichkeiten gäbe, diese Problemstellung anzugehen. Zudem variiert das Resultat je nach gewählten Kriterien und Parametern. Es ist zudem relativ schwierig, die „richtigen“ Parameter zu wählen, da es nicht den einen ökologischen Landschaftszustand gibt.

Diese Arbeit zeigt die Probleme zwischen landschaftsökologischer Theorie und Praxis, sowie die Probleme und Vorzüge einer Modellierung auf Landschaftsebene auf. Generell beschreiben die Zustände theoretische ökologische Zustände. Mit Einbezug der Landwirte und der lokalen Bevölkerung könnte eine umsetzbare Planungsgrundlage erarbeitet werden.

Zudem versucht diese Arbeit den GIS-Einsatz in der Landschaftsplanung kritisch zu hinterfragen. Bei der Visualisierung des Sollzustandes und beim Erstellen von Eignungsgrundlagen kann das GIS in Vernetzungsprojekten eingesetzt werden.

8.6. AUSBLICK

Diese Diplomarbeit wirft eine Vielzahl sehr spannender Fragestellungen auf, welche weitere Beachtung verdienen. Die Diplomarbeit wurde relativ breit abgesteckt, so dass nicht alle Fragen mit der notwendigen Tiefe bearbeitet werden konnten.

- › Es besteht Bedarf, die verschiedenen Ebenen der Biodiversität zusammenzubringen. Dabei muss vermehrt zoologische und botanische Forschung betrieben werden, die untersucht, welche Arten welches landschaftliche Strukturmosaik bevorzugen und wie sich strukturelle und funktionelle Zusammenhänge in der Landschaft auswirken.
- › Im Weiteren geht es darum, aus ökologischer Sicht einen Konsens zu finden, welche Landschaft wir eigentlich wollen. In einem weiteren Schritt könnte eine solche „ökologische Wunschlandschaft“ weiteren sozialen und ökologischen Interessen gegenübergestellt werden. Dabei geht es auch darum, Verfahren zu finden, wie diese vielseitigen Landschaftsansprüche kombiniert werden können.
- › Die Zeit ist nun definitiv vorbei, das Geographische Informationssystem als reines Schreibtischwerkzeug anzusehen. Es braucht vermehrt eine Verschmelzung zwischen Feldarbeit und GIS-Einsatz. Eine Zusammenarbeit zwischen biologischen und geographischen Wissenschaften soll gefördert werden.
- › Es besteht ein Bedarf an Bewertungsmethoden für das Agrarland. Im Moment sind die Strukturindikatoren noch nicht genügend ausgereift, um diese Aufgabe im regionalen Massstab zu übernehmen, doch könnte sich dies in Zukunft ändern.

LITERATUR

- ALBRECHT C., ESSER T., WELGAU J. UND KLEIN H. (2002):** Vielfalt der Tierwelt in der Agrarlandschaft: Ergebnisse des Projektes „Lebendige Natur durch Landwirtschaft“. Heft 4. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu), Bonn.
- BASTIAN O. (2001):** Landschaftsökologie – auf dem Weg einer einheitlichen Wissenschaftsdisziplin? In: Naturschutz und Landschaftsplanung 2001, 33(2/3), S.41-51.
<<http://rcswww.urz.tu-dresden.de/~obastian/lsoek201/landsc~1.htm>> [Zugegriffen: 12.12.04]
- BAUDRY J. UND BRUNCE R. G. H. (2001):** An overview of the landscape ecology of hedgerows. In: Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes. Proceedings of the 2001 Annual IALE (UK) Conference, University of Birmingham. Colin Cross Printers Ltd, Garstang.
- BAUR B. UND KLAUS G. (Hrsg. FORUM BIODIVERSITÄT SCHWEIZ) (2004):** Biodiversität in der Schweiz: Zustand, Erhaltung, Perspektiven: wissenschaftliche Grundlagen für eine nationale Strategie. Haupt, Bern.
- BAUR B., EWALD K.C., FREYER B. UND ERHARDT A. (1997):** Ökologischer Ausgleich und Biodiversität: Grundlagen zur Beurteilung des Naturschutzwertes ausgewählter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Birkhäuser, Basel.
- BFS (2004):** Arealstatistik.
<<http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/infothek/nomenklaturen/blank/blank/arealstatistik/01.html>> [Zugegriffen: 12.12.04]
- BLASCHKE T. (2002):** Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung. Archiv Geopoint. Juni 2002.
<<http://archiv.geopoint.de/premium/GIS200006017.pdf>> [Zugegriffen: 12.12.04]
- BLASCHKE T. (1997):** Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayrischen Saachau. Forsch. Zur deutschen Landeskunde Bd. 243, Trier.
- BOGNER A., LITTIG, B. UND MENZ, W. (Hrsg.) (2002):** Das Experteninterview. Theorie, Methoden, Anwendungen. Leske + Budrich, Opladen.
- BOSSHARD A. (2001):** Vernetzungsprojekte und Landschaftsentwicklungskonzepte (LEK) in der Praxis. In: Raum und Umwelt. Schweizerische Vereinigung für Landesplanung VLP-ASPAN, Bern.
<www.litzibuch.ch/Planung_und_Forschung/Artikel_LEK_VLP.pdf> [Zugegriffen: 04.12.2003]
- BROGGI M. F. (1990):** Wieviel Natur braucht die Landschaft? In: Anthos, 3, S. 3-7.
- BUREL F. (1989):** Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in Western France. In: Landscape Ecology, 2, S. 215-226.
- BURKHARDT M., HORCH P., SCHMID H. UND TOBLER F. (2004):** Vögel - unsere Nachbarn: wie sie leben, was sie brauchen. Schweizer Vogelwarte Sempach, Sempach.

- BURROUGH P. A. UND MCDONNELL R. A. (1998):** Principles of geographical information systems. Oxford University Press, Oxford.
- BUWAL (2003a):** Leitbild: Fließgewässer Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern. <<http://www.bwg.admin.ch/themen/wasser/d/pdf/lbfg.pdf>> [Zugegriffen: 08.10.04]
- BUWAL (2003b):** Natur und Landschaft: Landschaft 2020: Analysen und Trends. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern.
- BUWAL (2002):** Natur und Landschaft: Biodiversitäts-Monitoring Schweiz BDM: Zwischenbericht. Schriftenreihe Umwelt Nr 342. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern.
- BUWAL/BRP (1998):** Landschaftskonzept Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern.
- BUWAL (1994):** Pufferzonen-Schlüssel: Leitfaden zur Ermittlung von ökologisch ausreichenden Pufferzonen für Moorbiotope. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL, Bern.
- DAUBER J., PURTAUF T., ALLSPACH A., FRISCH J., VOIGTLÄNDER K. UND WOLTERS V. (2005):** Local vs. landscape controls on diversity: a test using surface-dwelling soil macroinvertebrates of differing mobility. In: Global Ecology and Biogeography, 14, S. 213-221.
- DIETL W. UND GEORG A. (1994):** Abgestufter Wiesenbau im Berggebiet. In: Agrarforschung 1 (2), S. 83-90.
- DIETL W. (1990):** Naturgemässer Landbau durch abgestufte Nutzungsintensität: Eine flächendeckende Form der Landwirtschaftsentwicklung. In: Anthos 3, S. 39-43.
- DIETSCHI S., GEHRIG S., SCHWANK O., KILLER V., HOLDEREGGER R., ERZINGER S. UND LAUBER S. (2005):** Qualität der Mähwiesen in der Berglandwirtschaft. In: Agrarforschung September 2005 (accepted)
- DIETSCHI S. (2004):** Botanische Diversität in Mähwiesen: Eine Untersuchung als Beitrag der nachhaltigen Landnutzung in der Berglandwirtschaft. Unveröffentl. Diplomarbeit, Botanisches Institut der Universität Zürich.
- DUELLI P. UND OBRIST M. K. (2003):** In search of the best correlates for local animal biodiversity in cultivated areas. In: Biodiversity and Conservation 7, S. 297-309.
- DUELLI P. UND STUDER M. (et al.) (1997):** Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. In: Biological Conservation 54, S. 193-207.
- DUELLI P. (1997):** Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. In: Agriculture, Ecosystems and Environment 62, S. 81-91.
- EGLI K. (1987):** Die Landschaft Belfort im mittleren Albula: Das traditionelle Element in der Kulturlandschaft. Helbing und Lichtenhand, Basel.
- ELLENBERGER H. (1986):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. verb. Aufl. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

- ERZINGER S., LAUBER S., GEHRIG S., PFEFFERLI S., PETER M. UND SCHAAK D. (2004):** Szenarien zu den Rahmenbedingungen der Schweizer Berglandwirtschaft im Jahr 2015: Arbeitsbericht. Agroscope FAT Tänikon.
- EU (2000):** From land cover to landscape diversity in the European Union. European Commission (DG AGRI, EUROSTAT and Joint Research Centre (Ispra) and European Environmental Agency.
- ESRI (2004):** Neuerungen in ArcView 9.0. ESRI Geoinformatik GmbH.
- EYSEL G. (1999):** Ökologischer Landbau- Grundlagen eines Flächendeckenden Naturschutzes. In: Gesellschaft für Ökologie, Tagung des Arbeitskreises "Agrarökologie". Heft 368, Berlin.
- FAHRIG L. (2001):** How much habitat is enough? In: Biological Conservation, 100, S. 65-74.
- FAHRIG L. UND JONSEN I. (1998):** Effect of habitat patch characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. In: Ecosystem, S. 197-205.
- FAHRINA A. (1998):** Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, London.
- FLADE M., PLACHTER H., HENNE E. UND ANDRES K. (2003):** Naturschutz in der Agrarlandschaft: Ergebnis des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle und Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- FORMAN R.T.T. (1995):** Land Mosaics, The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- FREI-CATIENI W. (1965):** Das Oberhalbstein. Schweizer Heimatbücher. Bündner Reihe, dreizehnter Band. Verlag Paul Haupt, Bern.
- GAND H. (1968):** Aufforstversuche an einem Gleitschneehang, Ergebnisse der Winteruntersuchungen 1955/56 bis 1961/62. Vol.44 Heft 3. (LSF).
- HÄFLINGER S. (1996):** GIS-gestützte Planung eines Amphibien-Laichplatzverbundes in der Gemeinde Neuenkirch. Unveröffentl. Diplomarbeit Geographisches Institut Universität Zürich.
- HARKER D. UND EVANS S. (2002):** Landscape Restoration Handbook. Lewis Publishers, Boca Raton Ann Arbor London Tokyo. Chapter 3, S. 19-39.
- HEHL-LANGE S. (2001):** GIS-gestützte Habitatsmodellierung und 3D-Visualisierung räumlich-funktionaler Beziehung in der Landschaft. Hochschulverlag, Zürich.
- HOFER U., MONNEY J.-C. UND DUSEJ G. (2001):** Die Reptilien der Schweiz – Verbreitung, Lebensräume und Schutz. Birkhäuser Verlag, Basel.
- HOVESTADT T., ROESER J. UND HELENBERG M. (1991):** Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft, Jülich. (= Forschungszentrum Jülich, Berichte zur ökologischen Forschung, Bd. 1).
- HUNSAKER T. C., GOODCHILD M. F., FRIEDL M. A. UND CASE T. J. (2001):** Spatial Uncertainty In: Ecology: Implications for Remote Sensing and GIS Application. Springer, Heidelberg.
- JÄGER J.A.G. (2000):** Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15. S. 115-130.

- JESSEL B. UND TOBIAS K. (2002):** Ökologisch orientierte Planung: Einführung in Theorien, Daten und Methoden. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KÖHL M. UND OEHMICHEN K. (2003):** Zur Verwendung von Landschaftsmasszahlen bei Wald- und Landschaftsinventuren: Überblick und Kritik. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen. 154 (2003) 1, S. 8-16.
- KURZ P., MACHATSCHKE M. UND IGLHAUSER B. (2001):** Hecken: Geschichte und Ökologie: Anlage, Erhaltung und Nutzung. L. Stocker Verl., Graz und Stuttgart.
- LANG S. (1999):** Aspekte und Spezifika der nordamerikanischen landscape metrics innerhalb der Landschaftsökologie und experimentelle Untersuchungen zum Proximity Index. Diplomarbeit zur Erreichung des Magistergrades an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg.
- LBL UND SRVA (2001):** Wegleitung für die ökologischen Ausgleichsflächen auf dem Landwirtschaftsbetrieb: Bewirtschaftungsauflagen – Beträge – DE Druck AG, Effretikon.
- LEPIDOPTEROLOGEN-ARBEITSGRUPPE (1987):** Tagfalter und ihre Lebensräume: Arten, Gefährdung, Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. 2. Aufl. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- LESER H. (1997):** Landschaftsökologische Forschungen in der Basler Region. In: Region Basiliensis. Basler Zeitschrift für Geographie. 38. Jahrgang. Heft 3. Dezember. S. 175-185.
- LIENHARD A. (1999):** Bewertungsmodell zur Beurteilung des Vernetzungsgrades ausgewählter Biotoptypen in einem Landschaftsraum. In: Blaschke T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 245-252.
- LIPP T. UND SCHALL P. (2003):** Die Geographische Informationsverarbeitung in der Landschaftsplanung- Stand und Perspektiven. In: Rohstocker Materialien für Landschaftsplanung und Raumentwicklung. Landschaftsplanung digital: Unterstützung von Planungsprozessen durch GIS-Daten, Analysen, Methoden. Dokumentation des gleichnamigen Workshops am 25. September 2003 in Rostock. Universität Rostock.
- MAC ARTHUR R. H. UND WILSON E. O. (1976):** The theory of island biogeography. Princeton University, Princeton.
- MALCZEWSKI J. (1999):** GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley & Sons, inc, New York.
- MAILE C. N., MC GARIGAL K. UND CUSHMAN S. C. (2004):** Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. In: Landscape Ecology. 19, S. 435-455.
- MAYER A. L. UND CAMERON G. N. (2003):** Landscape characteristics, spatial extent, and breeding bird diversity in Ohio, USA In: Diversity Distributions, 9, S. 297-311.
- MAYRING P. (2002):** Qualitative Inhaltsanalyse. Grundlagen und Techniken. Weinheim. Beltz.
- MCGARIGAL K. (1995):** Fragstats Dokumentation . Landscape Ecology Program. University of Massachusetts Amherst.
<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html>
[Zugegriffen: 12.12.04].

- MCGARIGAL K. UND MARKS B. J. (1995):** FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- MEIER S., BUCHOLZER S., LAUBER S., ERINGER S. UND SCHÜPBACH B. (2005):** Abschätzen der landwirtschaftlichen Nutzungspotenziale und des Naturwerts für eine nachhaltige Berglandwirtschaft mit Hilfe von GIS und Vegetationskartierungen. In: Stroble Blaschke und Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2005. Beiträge zum 17. AGIT Symposium Salzburg.
- MIEG H. A. UND BRUNNER, B. (2001):** Experteninterviews: Eine Einführung und Anleitung. (MUB Working Paper 6). Professur für Mensch-Umwelt-Beziehungen, ETH Zürich.
- NDUBISI F. (2002):** Ecological Planning: a historical and comparative synthesis. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- ORTEGA M., ELENA-ROSELLO R. UND GARCIA DEL BARRIO J.M. (2004):** Estimation of plant diversity at landscape level: A methodological approach applied to tree spanish rural areas. In: Environmental Monitoring and Assessment. 95. S. 97-116. Kluwer academic Publisher, Netherlands.
- PFEFFERLI S., ERZINGER S., LAUBER S., GEHRIG SCHMIDT S., SCHWANK O. UND KILLER V. (2005):** Sustainable landscape Production systems: a demand-oriented agricultural approach (SULAPS). Final scientific report. National Research Programme NRP 48 „Landscapes and Habitats of the Alps“, Juli 2005, Tänikon/Zürich.
- REY A. UND WIEDEMEIER P. (2004):** Tagfalter als Ziel- und Leitarten: Planungshilfe für Vernetzungsprojekte und Landschaftsentwicklungskonzepte im landwirtschaftlichen Kulturland. Pro Natura, Basel.
- RIEDEL W. UND LANGE W. (Hrsg.) (2002):** Landschaftsplanung. 2. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- RUTLEDGE D. (2003):** Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- SCHILDPERD P. (2004):** Ackerbau gehört zur Berglandwirtschaft.
<<http://www.berggetreide.ch/BerggetreideBuendnerBaueranuar04.pdf>> [Zugegriffen: 11.04.12]
- SCHMID L. (2004):** Waldentwicklungsplan Safien: Entwurf 2003. Amt für Wald Sevelva. Ilanz.
<www.wald.gr.ch/download/wep_safien_entwurf_def.pdf> [Zugegriffen: 04.12.04]
- SCHMID H., LUDER R., NAEF-DAENZER B., GRAF R. UND ZBINDEN N. (1998):** Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993-1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SPAAR R., HORCH P., JENNY M., WEIBEL U. UND MÜLLER M. (2002):** Nachhaltige Berglandwirtschaft für das stark gefährdete Braunkehlchen. Schweizerische Vogelwarte Sempach, Schweizer Vogelschutz SVS – BirdLife Schweiz.
- STEINHARDT U., BLUMENSTEIN O. UND BARSCH H. (2005):** Lehrbuch der Landschaftsökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SVS: SCHWEIZER VOGELSCHUTZ (Hrsg.) (1999):** Extensive Weiden: Landwirtschaft und Naturschutz gemeinsam für einen vielfältigen Lebensraum. SVS, Zürich.

- SVS: SCHWEIZER VOGELSCHUTZ (Hrsg.) (1997):** Lebendige Wiesen: Ein bedrohter Lebensraum kehrt zurück. SVS, Zürich.
- THIEKEN A. H. (1999):** GIS-Einsatz im landschaftsökologischen Management – Unsicherheiten bei der Bewertung von Daten. In: Blaschke T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung. Wichmann Verlag, Heidelberg, S. 193-203.
- TISCHENDORF L. UND FAHRIG L. (2000):** On the usage and measurement of landscape connectivity. In: Oikos 90, S. 7-19.
- TURNER G., GARDNER H.R. UND O'NEILL R. (2001):** Landscape Ecology in theory and practice: Pattern and process. Springer, New York, Berlin, Heidelberg.
- UMBRICHT M. J. (2004):** Welche Landschaft wünschen wir? Denkmodelle für die Landschaft der Zukunft. Diss., Naturwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich, Nr. 15324.
- US-IALE (2005):** United States Regional Association of the International Association for Landscape Ecology <<http://www.usiale.org/whatisle/index.htm>> [Zugegriffen: 16.04.05]
- USHER M. B. (1997):** Biodiversity on agricultural land: Habitats, species and hotspots. In: Biodiversity and conservation in agriculture. BCPC Symposium proceedings no. 69: Biodiversity and Conservation in Agriculture. British Crop Protection Council. UK, 1997.
- SANDERSON J. UND HARRIS L. (2000):** Landscape Ecology: A Top-Down Approach. Lewis Publishers, Boca, Raton, London, New York, Washington, D.C.
- WAGNER H. H., WILDI O. UND EWALD K.C. (2000):** Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. In: Landscape Ecology 15, S. 219-227.
- WALDHARDT R. (2001):** Die Bedeutung von Landnutzungsdynamik für die Vielfalt der Ackerwildkrautflora in einer peripheren Kulturlandschaft. In: Nova Acta Leopoldina NF 87. Nr. 324, S. 237-247.
- WALZ U., LUTZE G., SCHULTZ A. UND SYRBE R.-U. (HRSG.) (2004):** Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR). Dresten.

GLOSSAR

ALSV	Amt für Landschaft und Strukturverbesserung Kanton Graubünden
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
BFS	Bundesamt für Statistik
ENN	Euclidean Nearest-Neighbor Distance Index
ED	Edge Density
FAL	Agroscope FAL Reckenholz
	Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau
FAT	Agroscope FAT Tänikon
	Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik
GP	Grundpfeiler
FRAGSTATS	Computersoftware zur Berechnung von Landschaftsstrukturindikatoren
INFRAS	Privates und unabhängiges Forschungs- und Beratungsunternehmen
LEK	Landschaftsentwicklungskonzept
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LPI	Largest Patch Index
NFP48	Nationales Forschungsprogramm 48 „Landschaften und Lebensräume der Alpen“
NHG	Natur- und Heimatschutzgesetz (SR 451)
Mini- und Maxiarten	Nach Jenny et al. (2002:18) werden je nach Aktionsraum Mini- oder Maxiarten unterschieden. Miniarten benötigen einen ungefähren Trittsteinabstand von 50 m und einen Aktionsraum von ungefähr 500 m. Eine Maxiart verträgt Trittsteinabstände grösser als 300 m und deren Aktionsraum erstreckt sich oft über das gesamte Projektgebiet.
Parzelle	Eine Landwirtschaftsparzelle gemäss Grundbucheintrag gehört meist einem Bewirtschafter, weist jedoch gängigerweise mehrere Nutzungen auf.
PI	Proximity Index
PD	Patch Density
PLAND	Percentage of Landscape
Region 1	Mittleres Albulatal (GR): Kreis Belfort: Gemeinden: Surava, Brienz/Brinzauls, Alvaneu, Schmitten
Region 2	Oberhalbstein (GR): Kreis Surses: Gemeinden: Savognin, Cunter, Riom-Parsonz
ÖAF	Ökologische Ausgleichsflächen
ÖQV	Öko-Qualitätsverordnung
Schlag	Ein Schlag, ist die kleinste in sich homogene und zusammenhängende Einheit
einer	landwirtschaftlichen Parzelle mit einheitlichen Eignungsparametern (engl. Plot).

Schutzzone	In der Literatur ist der Begriff Schutzzone und der Begriff Pufferzone gleichzusetzen. In der Arbeit wird mit dem Begriff Schutzzone alle drei Pufferzonen zusammen mit dem Begriff Pufferzonen nur eine einzige Pufferzone bezeichnet.
Schwellenwert	Als Schwellenwerte werden in dieser Arbeit die Parameter bezeichnet, welche jeweils am Schluss eines Teilarbeitsprozesses relativ grossen Einfluss auf das Resultat ausüben.
SHDI	Shannon's Diversity Index
SIDI	Simpson's Diversity Index
SULAPS	Sustainable Landscape Production Systems
TWW	Trockenwiesen und -weiden