



universität
wien

MASTERARBEIT

Titel der Masterarbeit

„Vernetzung von Lebensräumen durch wildökologische Korridore –
Wirksamkeit der wildökologischen Korridore für Arten des nördlichen
Mühlviertels bezugnehmend auf die Planung der S10 Mühlviertler
Schnellstraße“

verfasst von

Silvia Gruber BSc

angestrebter akademischer Grad

Master of Science (MSc)

Wien, 2015

Studienkennzahl lt. Studienblatt: A 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt: Masterstudium Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von: Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrбка

„Das große Ziel des Lebens ist nicht Wissen, sondern Handeln.“

- Thomas Huxley

EIGENSTÄNDIGKEITSERKLÄRUNG

Ich, Silvia Gruber, erkläre hiermit die vorliegende Masterarbeit eigenständig verfasst zu haben. Die für die Entstehung dieser Arbeit wörtlich oder inhaltlich verwendeten Quellen wurden im Quellenverzeichnis vermerkt und Zitate im Text als solche kenntlich gemacht.

Ort, Datum

Unterschrift

ABSTRACT/ZUSAMMENFASSUNG

Fragmentation due to construction of transport infrastructure is one of the main causes of species decrease and habitat loss in Central Europe. In order to stop the proceeding loss of species and habitat diversity, a network of ecological infrastructure needs to be created. Against this background, the central question that motivates this paper is about connecting habitats by wildlife corridors can mitigate regional biodiversity losses. The explicit question is whether a wildlife corridor shows the same effectiveness in conserving species that are forest bound as well as those with a preference to open-landscapes. These factors are reviewed by data ascertainment of two rating indices (conservation value and urbanity index). On the basis of these results and in addition to other parameters this research tries to deflect some guidelines for the planning of the express highway S10 in Upper Austria.

Eine der Hauptursachen des Artenrückgangs und des Habitatverlusts in Mitteleuropa ist die Fragmentierung von Lebensräumen durch die Anlage von Verkehrsinfrastruktur. Um den fortschreitenden Verlust der Arten- und Habitatdiversität zu verhindern, muss ein ökologisches Infrastrukturnetz geschaffen werden. Vor diesem Hintergrund beschäftigt sich diese Arbeit mit der Vernetzung von Lebensräumen durch wildökologische Korridore, welche den regionalen Biodiversitätsverlust mindern können. Die zentrale Frage dieser Arbeit ist, ob ein Wildtierkorridor, welcher für waldgebundene Arten ausgewiesen wurde, für andere Arten eine ähnliche Wirksamkeit aufweist. Diese Gegebenheit wird durch die Berechnung mittels zwei Indices (Conservation Value und Urbanity Index) überprüft. Auf Grundlage dieser Ergebnisse und in Verbindung mit weiteren Daten werden Planungsvorschläge für die S10 Mühlviertler Schnellstraße in Oberösterreich herausgearbeitet.

INHALTSVERZEICHNIS

1 Theoretischer Rahmen der Forschungsarbeit.....	7
1.1 Themenstellung.....	7
1.2 Forschungsziel	10
1.3 Hypothesen.....	10
1.4 Begriffe und Definitionen	11
1.4.1 Ökosystem – Population – Art – Lebensraum – Habitat.....	11
1.4.2 Wildtierkorridor – Wildtier – Wanderrouen	11
1.4.3 Schutzgut – andere Schutzgüter	12
1.4.4 Begriffe – Biotopverbund, -vernetzung – Barrierewirkung – Urbanity Index – Conservation Value	13
2 Rahmenbedingungen der Vernetzung von Lebensräumen durch wildökologische Korridore	15
2.1 Lebensraumvernetzung	15
2.1.1 Populationskonzepte.....	15
2.1.1.1 Die Theorie der Inselbiogeographie	15
2.1.1.2 Die Theorie der Metapopulation	16
2.1.2 Biotopverbund vs. Biotopvernetzung.....	17
2.1.3 Konzept Wildtierkorridor	18
2.2 Rechtliche Grundlagen – Richtlinien, Gesetze, Erlässe und Normen	21
2.2.1 Nationales Recht	21
2.2.2 Internationales Recht.....	23
2.2.3 Konzepte – Strategien – Projekte zur Lebensraumvernetzung	26
3 Methodisches Vorgehen.....	28
3.1 Beschreibung des Untersuchungsgebiets	28
3.1.1 Naturraum – Bedingungen des Untersuchungsgebiets.....	28
3.1.2 Kulturräum – Anthropogene Nutzung und Siedlungsgeschichte	29
3.1.3 Lage des Untersuchungsgebietes	30
3.2 Datengrundlage	32
3.2.1 Erstellung der Arbeitskarten und Sampling Design	33
3.2.2 Konzepte.....	34
3.2.2.1 Landschaftsstruktur	34
3.2.2.2 Hemerobie	35
3.2.2.3 Disturbance.....	35

3.2.2.4 Urbanity Index.....	36
3.2.2.5 Conservation Value	36
3.3 Datenerhebung	37
3.3.1 Deckungsgrad.....	37
3.3.2 Landschaftstypen.....	37
3.3.3 Hemerobie	39
3.3.4 Disturbance.....	39
3.3.5 Introduced Landunits.....	40
3.3.6 Weitere Merkmale	40
3.4 Dateneingabe.....	41
3.5 Datenauswertung.....	41
4 Ergebnisse	43
4.1 Landnutzungsklassen.....	43
4.2 Vergleich der Korridore aufgrund der Landnutzungsklassen	45
4.3 Conservation Values je Korridor.....	46
4.4 Conservation Values je Widerstandsklasse	49
4.5 Urbanity Index je Korridor.....	52
4.6 Urbanity Index je Widerstandsklasse	54
4.7 Übersichtslageplan der S 10 Schnellstraße mit Planungsvorschlägen	55
4.8 Interpretation der Ergebnisse	57
5 Diskussion.....	59
5.1 Ergebnisse	59
5.2 Methodenvergleich	62
5.3 Schlussfolgerung.....	63
6 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis.....	66
6.1 Abbildungsverzeichnis	66
6.2 Tabellenverzeichnis	66
7 Quellenverzeichnis.....	68
8 Anhang	74

1 THEORETISCHER RAHMEN DER FORSCHUNGSARBEIT

1.1 THEMENSTELLUNG

Diese Arbeit handelt von dem zentralen Thema des Arten- und Lebensraumverlustes, welches in der heutigen Zeit immer mehr zur Bedrohung wird. In der aktuellen wissenschaftlichen Diskussion wird die Zerschneidung von Lebensräumen als Hauptfaktor des Artenverlustes hervorgehoben (BIRNGRUBER et al. 2012:15; umweltbundesamt.at o.J.b:o.S.; PROSCHEK 2006:6). Als eine grundlegende Ursache des immensen Flächenverbrauches kann der ökonomische Wachstumsdruck, der sich z. B. im Bauwesen als quantitativer Zuwachs an Gebäuden zeigt, angesehen werden. Fehlende institutionelle Instrumente im Bezug auf Raumordnungsmaßnahmen und in weiterer Folge deren unzureichende Durchsetzung führten in den letzten Jahrzehnten zu einer Fragmentierung der Landschaft. Diese impliziert in der Regel einen Arten- und Lebensraumverlust (BARTH & GLAGLA-DIETZ 2005:127; umweltbundesamt.at o.J.a:o.S.). Denn eine langfristige Unterbindung des Genaustausches kann zu einer Verarmung des Genmaterials führen und vor allem bei kleinen Teilpopulationen ein Aussterben bewirken. Gründe dafür sind spontane Genverluste (sog. Foundereffekte), Inzuchtdegenerationen oder Krankheiten, die schwerer abgepuffert werden können (PROSCHEK 2006:6; BARTH & GLAGLA-DIETZ 2005:128). *„Die Fülle der Lebensformen von Pflanzen und Tieren in den vielfältigen Ökosystemen ist die Grundlage unseres Lebens und Wirtschaftens: ‚Der Erhalt der Natur mit ihrer Eigendynamik und ihren Ressourcen muss zum Bestandteil unserer wirtschaftlichen Entwicklung werden. Nur so kann sie auch kommenden Generationen als Lebensgrundlage dienen‘ (Bundesamt für Naturschutz 2001).“* (BARTH & GLAGLA-DIETZ 2005:129)

Betrachtet man alleine die Flächenversiegelung durch das österreichische Verkehrsnetz, erstreckt sich dieses einschließlich der Forststraßen mittlerweile auf über 300.000 km. Das ergibt einen Durchschnittswert von 3 km Straße je Quadratkilometer (umweltbundesamt.at o.J.a:o.S.), wobei der Schienenverkehr in dieser Statistik nicht miteinberechnet wurde.

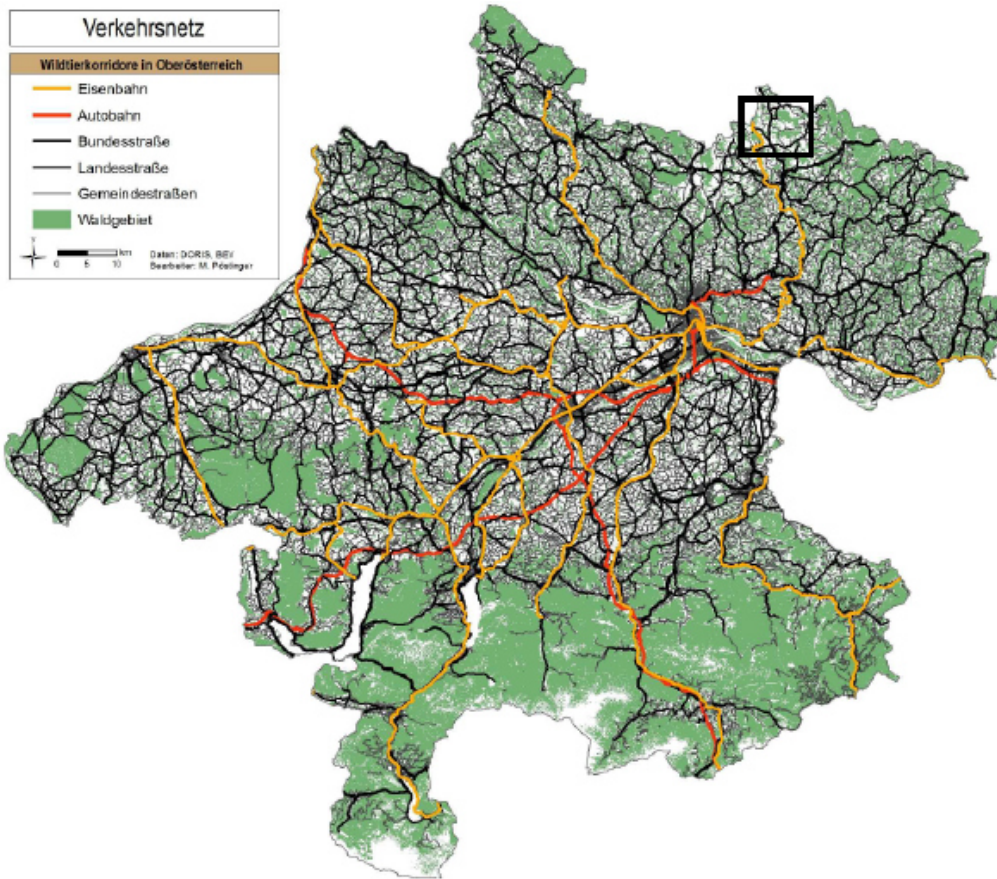


Abbildung 1 Übersicht der Verkehrsinfrastruktur in Oberösterreich. Das schwarze Rechteck zeigt die Lage des Untersuchungsgebietes. (BIRNGRUBER et al. 2012:16)

Wie in Abbildung 1 ersichtlich, ist Oberösterreich mit einem flächendeckenden Infrastrukturnetz durchzogen, welches täglich an Laufmetern gewinnt. Die Flächeninanspruchnahme für neue Verkehrs- und Siedlungsbereiche beträgt sieben Hektar pro Tag (umweltbundesamt.at o.J.b:o.S.). Aufgrund der Kombination dieser Tätigkeiten wird das Ökosystem destabilisiert und die Arten- und Biotopvielfalt geht verloren (ooe-umweltanwaltschaft.at o.J.a:o.S.; ooe-umweltanwaltschaft.at o.J.b:o.S.).

Um den fortschreitenden Verlust an Arten- und Biotopvielfalt zu stoppen, muss ein „ökologisches Infrastrukturnetz“ geschaffen werden (umweltbundesamt.at o.J.a:o.S.). Durch eine konkrete Ausweisung von überregionalen Wanderkorridoren, und durch Berücksichtigung dieser beim Ausbau des österreichischen Verkehrsnetzes kann die Durchlässigkeit für Flora und Fauna (durch Wildtierpassagen oder Landschaftsbrücken) verbessert werden. Somit kann auch die Funktionalität eines landesweit wirksamen Biotop- und Lebensraumverbundes aufrechterhalten werden.

Gemäß der Studie BIRNGRUBER et al. (2012) werden die überregionalen Wanderkorridore in Oberösterreich für größere, bevorzugt waldbundene Wildtiere definiert. Hierfür werden konkrete Handlungsvorgaben zur Sicherstellung eines überregionalen Biotopverbundsystems in Oberösterreich festgelegt und unter anderen Maßnahmen zu Etablierung von strukturreichen Landschaftsräumen beschrieben. Große waldbundene Säugetiere wie Wolf, Bär oder Luchs genossen in den letzten Jahren großes mediales Interesse und zählen somit zu den „*flagships*“ (Arten mit hohem Bekanntheitsgrad in der Öffentlichkeit) Europas. In Kombination mit ihrem hohen Raumbedarf ist deren Schutz durch die Aufrechterhaltung ihrer Wanderrouen der Allgemeinheit durch Akteure der Politik leichter zu vermitteln. Vor diesem Hintergrund beschäftigt sich diese Arbeit mit der zentralen Fragestellung, der Überprüfung „Wildökologischer Korridore“ auf deren Wirksamkeit für andere Schutzgüter. Zuerst wurde eine Analyse der Landschaftsstruktur durchgeführt, woran eine statistische Auswertung der erhobenen Daten erfolgte sowie eine Einführung von Bewertungsindices.

Vorab wurde ein theoretischer Rahmen erarbeitet, der sich mit den Grundkonzepten für Populationen und den rechtlichen und naturschutzfachlichen Rahmenbedingungen für Wildtierkorridore auseinandersetzt. Hierbei wird von verschiedenen Seiten an die Thematik der „Wildökologischen Korridore“ herangegangen.

Unter Berücksichtigung der tier- und pflanzenökologischen Bedürfnisse, der Grundlage der bekannten Wildwechselzonen sowie des Übersichtslageplans und Übersichtslängenschnittes und Auszügen aus dem Flächenwidmungsplan, wird in weiterer Folge in der Arbeit auf die geplante Ausführung der im Bau befindlichen Schnellstraße S10 im oberösterreichischen Mühlviertel, insbesondere auf den sich noch in Planung befindlichen Nordabschnitt von Rainbach bis Wulowitz, eingegangen.

1.2 FORSCHUNGSZIEL

Die Untersuchung setzt sich mit der Überprüfung der Wirksamkeit von ausgewiesenen Korridoren für andere Schutzgüter, mit Ausnahme der im Kapitel Begriffe und Definitionen genannten Wildarten sowie der Leitart Luchs, auseinander. Grundsätzlich wird ein Vergleich von Korridor und Nicht-Korridor hinsichtlich der Landschaftsstruktur angestellt und vor diesem Hintergrund stellen sich folgende Forschungsfragen:

Wie unterscheiden sich die Wildtierkorridore von den Vergleichskorridoren hinsichtlich der Wirksamkeit für andere Schutzgüter im nördlichen Mühlviertel?

Gibt es einen Mitnahmeeffekt oder brauchen andere Schutzgüter zusätzliche Vernetzung?

Zugleich werden die beiden Korridore auf ihren naturschutzfachlichen Wert verglichen, um für die Planung der S10 einen Korridor auswählen zu können, dessen Durchlässigkeit durch eine Grünbrücke aufrecht erhalten wird.

Dazu wird in dieser Arbeit zusätzlich folgenden Fragen nachgegangen:

Welche Planungsvorgaben lassen sich für den Bau der S10 ableiten, um auch eine Vernetzung der Habitate zu gewährleisten? Decken sich die aktuellen Planungen der S10 hinsichtlich der Durchlässe auf Grundlage des Übersichtslängenschnittes mit den erhobenen Daten?

1.3 HYPOTHESEN

Bezugnehmend auf die oben gestellten Fragen werden die folgenden Hypothesen aufgestellt: Es wird angenommen, dass sich die *ausgewiesenen Korridore für andere Schutzgüter nicht eignen*, da die Korridore ursprünglich für den Luchs, also eine waldbundene Art, optimiert wurden.

Zusätzlich wurde die Hypothese erarbeitet, dass die *Widerstandsklassen 2 (schwer) bis 4 (gut) nach der Methode von HOLZGANG et al. (2001) wirksamer sind als Klasse 5 (frei)*. Da es sich bei Klasse 5 zum Großteil nur um Wälder und Forste handelt.

1.4 BEGRIFFE UND DEFINITIONEN

Im folgenden Abschnitt werden die in dieser Arbeit häufig verwendeten Begriffe definiert. Einleitend ist es wichtig, sich die Definitionen der Grundbegriffe wie Ökosystem, Population, Lebensraum und deren Beziehungen und Verbindungen zueinander klarzumachen. Die Aufmerksamkeit in dieser Arbeit liegt auf der Thematik der Wildtierkorridore, weshalb auch dazu eine kurze Definition gegeben wird. Die Begriffe Wildtier und „andere Schutzgüter“ finden sich zu Beginn in den Forschungsfragen wieder und können auf unterschiedliche Weise definiert werden. Da sich in der Literatur keine einheitliche Definition findet, erfolgt in diesem Kapitel eine Abgrenzung. Zusätzlich werden weitere Begriffe wie Biotopverbund, Biotopvernetzung und die Barrierewirkung von Straßen kurz behandelt. Wichtige Themen für die Auswertung der erhobenen Daten sind die Begriffe „Urbanity Index“ und „Conservation Value“.

1.4.1 ÖKOSYSTEM – Population – Art – Lebensraum – Habitat

Ein Ökosystem stellt grundsätzlich ein Beziehungsgefüge biotischer und abiotischer Natur von Organismen und ihrem Lebensraum dar. Diese stehen durch Stoff- und Energiekreisläufe miteinander in Verbindung. Die Verwendung der Begriffe Lebensraum, Habitat und Biotop erfolgt häufig leichtfertig synonym, dennoch ist eine genaue Abgrenzung essenziell. *Biotop* wird als räumlich abgegrenzter Lebensraum einer bestimmten Lebensgemeinschaft (Biozönose) definiert. Im Gegensatz dazu stellt *Habitat* den Lebensraum nur einer einzelnen Art dar. Hierzu findet sich zu den Begriffen Population und Art eine Überleitung, denn eine *Population* kann als Gesamtheit der Individuen einer *Art* in einem zusammenhängenden Lebensraum gesehen werden (JEDICKE 1994:258).

1.4.2 WILDTIERKORRIDOR – Wildtier – Wanderrouten

In Anlehnung an den Artikel des INFODIENST WILDBIOLOGIE & ÖKOLOGIE (2001:2) wird das Konzept *Wildtierkorridor* als Teilstück in den Bewegungsachsen (*Wanderrouten*) von Wildtieren definiert. Diese können durch natürliche oder anthropogene Strukturen, wie intensiv genutzte Bereiche, in der Breite permanent begrenzt sein. Sie dienen der Vernetzung abgegrenzter oder isolierter Lebensräume von Populationen und ermöglichen damit den genetischen Austausch.

Für den Begriff *Wildtier* gibt es an sich keine wissenschaftliche Bezeichnung. Laut Duden wird diesem Begriff die Bedeutung „wild lebendes Tier“ zugeschrieben, wobei dies für diese

Arbeit eine zu allgemeine Formulierung darstellt. VÖLK et al. (2001:16) nennen zu Beginn die im Rahmen eines Großprojektes zu berücksichtigenden Wildarten, welche sich an der Richtlinie *RVS 03.01* (Forschungsgesellschaft für das Verkehrs- und Straßenwesen 1997) orientieren. Diese Richtlinie sowie die Richtlinie *RVS 04.03.12 Wildschutz* unterteilt den Begriff „Wildtier“ - synonym Wildsäugetier oder Haarwild - in Schalenwild (Elch, Rothirsch, Reh, Damhirsch, Sikahirsch, Gams, Steinbock, Mufflon und Wildschwein) und Haarraubwild (Bär, Waschbär, Wolf, Goldschakal, Fuchs, Marderhund, Dachs, Marder, Iltis, Hermelin, Mauswiesel, Fischotter, Luchs, Wildkatze) sowie Hase, Kaninchen und Biber. Die Erhebungen in der Studie VÖLK et al. (2001:16) konzentrieren sich auf „sensible“ Indikatorarten, deren Ansprüche an ihre Lebensraumgröße und an die zu querenden Passagen über oder unter Straßen im Vergleich zu anderen Arten deutlich höher sind. Der Fokus liegt hierbei auf Rotwild (*Cervus sp.*), Schwarz- (*Sus sp.*) und Gamswild (*Rupicapra sp.*) sowie die Arten Elch (*Alces alces*), Bär (*Ursus arctos*), Luchs (*Lynx lynx*) und Wolf (*Canis lupus*).

BIRNGRUBER et al. (2012:13ff) definieren den Begriff „Wildtier“ wie folgt: „in Europa vorkommende Großsäuger“. Dazu zählen unter anderem die Zielart bei der Festlegung von überregional wirksamen Wildtierkorridoren, der Luchs (*Lynx lynx*) sowie weitere in Europa beheimatete Großraubtierarten wie der Braunbär (*Ursus arctos*), der Wolf (*Canis lupus*), der Vielfraß (*Gulo gulo*) und die Wildkatze (*Felis sylvestris*).

Zu den großen Pflanzenfressern stellen BIRNGRUBER et al. (2012: 13ff) in ihrer Studie Rothirsche (*Cervus elaphus*) und Elche (*Alces alces*). Die vorliegende Arbeit stützt sich in der Begriffsdefinition „Wildtier“ auf die Ausführungen von BIRNGRUBER et al. (2012).

1.4.3 SCHUTZGUT – andere Schutzgüter

Der Begriff *Schutzgut* kann auf unterschiedliche Weise definiert werden. Daher ist es wichtig, das Konzept, auf welches sich der Begriff in dieser Arbeit bezieht, zu verdeutlichen. Aus naturschutzfachlicher Sicht wird der Begriff Schutzgüter häufig für bedeutende Arten und Lebensräume im europäischen Natura 2000 Netzwerk angesehen. In Anlehnung daran beschränkt sich in dieser Arbeit die Bezeichnung *andere Schutzgüter* nicht auf einzelne Arten. Aufgrund dessen wird auch keine Liste mit Taxa angeführt.

Im Bezug zur Forschungsfrage „*Wie unterscheiden sich die Wildtierkorridore von den Vergleichskorridoren hinsichtlich der Wirksamkeit für andere Schutzgüter im nördlichen Mühlviertel? Gibt es einen Mitnahmeeffekt oder brauchen andere Schutzgüter zusätzliche Vernetzung?*“ impliziert diese Definition, jene Arten und Lebensräume, ausgenommen sind die oben genannten Wildtierarten, welche vorwiegend aus jagdlichen und wildbiologischen Gründen von den ausgewiesenen Korridoren profitieren, wie z. B. Rot- und Schwarzwild sowie die Leitart Luchs.

1.4.4 BEGRIFFE – Biotopverbund, -vernetzung – Barrierewirkung – Urbanity Index – Conservation Value

Im Biotopschutz finden die Begriffe *Biotopverbund* und *-vernetzung* häufig eine synonyme Verwendung. Die exakte Bedeutung des Begriffs *Biotopverbund* bezieht sich auf den räumlichen Kontakt zwischen Lebensräumen (JEDICKE 1994:84), wobei sich das Konzept der *Biotopvernetzung* mit dem Beziehungsgefüge von tierischen und pflanzlichen Organismen beschäftigt. WULF (2001:204) geht genauer auf dieses Konzept ein und beschreibt dies als die „*Maßnahmen zur Verringerung des Isolationsgrades schutzwürdiger Populationen und Lebensgemeinschaften in der Kulturlandschaft.*“ Diese Maßnahmen stellen wiederum den Biotopverbund her.

Barrierewirkung

Das Ausmaß der *Barrierewirkung von Straßen* ist von verschiedenen Faktoren, wie z. B. der Bauart, dem Verkehrsaufkommen oder dem Vorhandensein von Nebenanlagen wie Zäunen oder Querungsmöglichkeiten (Brücken, Durchlässe), abhängig (BIRNGRUBER et al. 2012:16). In Anlehnung an MÜLLER & BERTHOUD (1995 in BIRNGRUBER et al. 2012:17) können Straßen bezüglich ihrer Barrierewirkung in vier Kategorien unterteilt werden: Eine *schwache Teilbarriere* weist ein geringes Verkehrsaufkommen (1.000 Kfz/Tag) und Mortalitätsrisiko auf. Steigerungen davon sind die *wirksame Teilbarriere* mit einem Verkehrsaufkommen von 1.000 bis 5.000 Kfz/Tag und eine *starke Teilbarriere* mit 5.000 bis 10.000 Kfz/Tag. Hierbei meiden Wildtiere Straßenquerungen aufgrund von hoher Mortalität. Eine *Vollbarriere* weist ein Verkehrsaufkommen von über 10.000 Kfz/Tag auf, weshalb aufgrund der Vermeidung von Wildunfällen häufig Straßenabschnitte gezäunt werden und somit ein unüberwindbares Hindernis für viele Arten darstellen.

Urbanity Index

Dieser Index findet in der Landschaftsökologie häufig als ein Indikator für das Ausmaß des menschlichen Einflusses in einer Landschaft Anwendung (WRBKA et al. 2004:11). Die Natürlichkeit einer Landschaft wird durch das Konzept des „Urbanity Index“ nach O’NEILL et al. (1988) beschrieben. Die Berechnung dieses Indikators erfolgt in dieser Arbeit in Anlehnung an das Konzept von O’NEILL et al. (1988) und kann im Kapitel 3.2.2 nachgelesen werden.

Conservation Value

Wird der Begriff „Conservation Value“ wortwörtlich in die deutsche Sprache übersetzt, wird ihm die Bedeutung Naturschutzwert zugeschrieben. Das Konzept des „Conservation Values“ ist mittlerweile weit verbreitet und findet in der Naturschutzbiologie bereits häufig Anwendung. Dieses soll dabei die naturschutzfachliche Bedeutung ausgewählter homogener Flächen beschreiben.

Für diese Arbeit wurde die Formel der Berechnung des Naturschutzwertes adaptiert um zu einer Operationalisierung des Konzepts beizutragen. Der „Conservation value“ dient der einfachen und raschen Bewertung von homogenen Flächen, ohne direkt auf einzelne Arten eingehen zu müssen. Die detaillierte Berechnung des „Conservation Values“ findet sich im Kapitel 3.2.2.

2 RAHMENBEDINGUNGEN DER VERNETZUNG VON LEBENSÄRÄUMEN DURCH WILDÖKOLOGISCHE KORRIDORE

2.1 LEBENSRAUMVERNETZUNG

Die räumliche Ausdehnung von Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen beruht auf vielfältigen Ursachen. Auf Populationsebene werden z. B. Heterogenität der Umweltbedingungen, ökologische Toleranz der Arten und interspezifische Interaktionen genannt (WULF 2001:169). Die Ökologie befasst sich jedoch intensiver mit den Beziehungen zwischen der Flächengröße und den Merkmalen von Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosystemen. Die Lebensraumvernetzung wird wissenschaftlich von Naturschutzkonzepten gestützt.

2.1.1 POPULATIONSKONZEPTE

Der Begriff Population wird von WEHNER & GEHRING (2007:564ff) als die „*Gesamtheit der Individuen einer Art, die zur gleichen Zeit ein geschlossenes Areal besiedeln und damit zeitlich und räumlich von anderen Populationen der gleichen Art getrennt sind*“ bezeichnet. Im folgenden Abschnitt werden zwei dieser Konzepte der Zusammensetzung, der Beziehung und Interaktion von Populationen beschrieben:

2.1.1.1 Die Theorie der Inselbiogeographie

Für die Ökologie und den Naturschutz der 1970er und 1980er Jahre war die Theorie der Inselbiogeographie von MACARTHUR & WILSON (1963, 1967, 1971) prägend. Sie beschrieben den Zusammenhang zwischen der Größe, der Isolation, dem Alter und der Artenvielfalt ozeanischer Inseln (WULF 2001:169). Im Laufe der Zeit befassten sich viele wissenschaftliche Arbeiten mit der Theorie der Inselbiogeographie und mit der Übertragbarkeit auf Habitatinseln. Dieser Ansatz stellte die Grundlage für die Thematik des Biotopverbundes (Siehe Kapitel 2.1.2) dar (JEDICKE 1994:51).

JEDICKE (1994:51) schildert die zentralen Aussagen der Inseltheorie wie folgt in vier Punkten. Die **Arten-Areal-Beziehung** bezieht sich auf die Flächengröße und die Artenzahl. „... - je größer eine Insel, desto mannigfaltiger das hier lebende Artenspektrum.“

In Folge einer Besiedlungsphase einer Insel, pendelt sich durch Zusammenwirken von Immigrations- und Extinktionsraten ein Gleichgewicht ein, dieses Phänomen wird als **Turnover (Artenumsatz)** bezeichnet.

Die **Arten-Distanz-Beziehung** bedeutet, dass die tatsächliche Artenzahl einer Insel von der Größe und der Distanz von einer entsprechenden Besiedlungsquelle abhängt. Zum einen werden große Inseln, und jene welche eine geringe Distanz zu dem nächstgelegenen ähnlich gearteten Lebensraum aufweisen, eine höhere Immigrationsrate inhärieren. Zum anderen sind immigrierte Arten aufgrund der geringen Ressourcen- und Habitatvielfalt auf kleinen Inseln stärker extinktionsgefährdet (WEHNER & GEHRING 2007:564ff).

Jedoch können auch kleinste Inseln als Trittsteine fungieren und die Distanz zu potenziellen neuen Lebensräumen erheblich verkürzen, ohne selbst als Dauerlebensraum in Frage zu kommen. Dieses Modell wird von JEDICKE (1994:51) als **Trittstein-Effekt** bezeichnet.

Aufgrund der im Gegensatz zu Meeresinseln unscharfen Habitatgrenzen und der dadurch stark von außen einwirkenden abiotischen und biotischen Einflüsse auf kleine Habitatinseln, kann die Arten-Areal Beziehung nicht zur Gänze auf Habitatinseln übertragen werden. Da die Anzahl von biotopfremden Arten und Ubiquisten in mancher Hinsicht höher sein kann als auf größeren Flächen (JEDICKE 1994:56).

2.1.1.2 Die Theorie der Metapopulation

Das erste Modell zur Populationsdynamik wurde von LEVINS (1969) in seiner Arbeit „*study of population processes in a heterogeneous environment*“ dokumentiert. Grundsätzlich bedeutet das Konzept der Metapopulation, dass räumlich getrennte Populationen über Immigration und Emigration miteinander in Verbindung stehen (WEHNER & GEHRING 2007:564). Jedes dieser räumlich getrennten Gebiete wird von einer sich unabhängig fortpflanzenden Subpopulation bewohnt.

Das Modell von LEVINS (1969), auch als „*das klassische Modell*“ bezeichnet, beruht darauf dass alle lokalen Populationen als Quellen von Immigranten der anderen Populationen dienen.

In den folgenden Jahren wurde dieses Modell von vielen Wissenschaftlern aufgegriffen und weiterentwickelt. Zwei spätere Modelle sind eine Abwandlung des „*klassischen Modells*“ und schränken die Theorie der Immigration ein (WULF 2001:178ff).

BOORMAN & LEVITT (1973) stellten die Theorie der Festland-Insel-Metapopulation auf. Diese geht von einer großen Lebensrauminsel mit einer nicht zu vernichtenden Subpopulation aus, welche als Quelle für die Besiedlung von kleineren, peripheren Inseln mit häufiger aussterbenden Subpopulationen dient.

Eine weitere Ableitung des „klassischen Modells“ von LEVINS (1969) ist das Quellen-Senken-Metapopulationskonzept von PULLIAM (1988). Diese Theorie geht bei einigen Lebensräumen mit einer geringen Populationsdichte von einer negativen (Senke), und andererseits bei einer hohen Populationsdichte von einer positiven Wachstumsrate aus (Quellen). Es dienen nur ein oder wenige Gebiete als Quellen, jedoch zählt die Mehrzahl der Lebensräume zu den Senken (WULF 2001:178ff).

Unabhängig von den verschiedenen Modellen bildet das Konzept der Metapopulation in der heutzutage zunehmend fragmentierten Naturlandschaft ein wichtiges wissenschaftliches Hilfsmittel der Naturschutzökologie (WEHNER & GEHRING 2007:564).

2.1.2 BIOTOPVERBUND VS. BIOTOPVERNETZUNG

Die Theorie der Inselbiogeographie von MACARTHUR & WILSON (1967) stellte laut JEDICKE (1994:51) und WULF (2001:196) eine wesentliche Grundlage für die Gestaltung von Schutzgebietssystemen, welche ebenso als Biotopverbundsysteme bezeichnet werden, dar. Laut den Ausführungen von JEDICKE (1994:84), muss zwischen den zumeist synonym in Verwendung stehenden Begriffen Biotopverbund und Biotopvernetzung klar unterschieden werden. Die exakte Bedeutung des Begriffes Biotopverbund bezieht sich auf den räumlichen Kontakt zwischen Lebensräumen. Dieser muss nicht notwendigerweise unmittelbar (direkter Verbund) sein, sondern kann auch nur durch einen Austausch von Individuen zwischen gleichartigen Lebensräumen gewährleistet sein (indirekter Verbund) (WULF 2001:192; JEDICKE 1994:84).

Der Begriff Biotopvernetzung charakterisiert ein funktionales Beziehungsgefüge zwischen pflanzlichen und/oder tierischen Organismen. Durch die missverständliche Verwendung des Begriffes Vernetzung bedingt dies häufig eine Verengung des Konzepts. Es wird wiederholt nur von einem „Netz“ naturnaher Lebensräume ausgegangen, jedoch beinhaltet dieser Begriff ebenso eine flächendeckende Extensivierung menschlicher Nutzung (JEDICKE 1994:84). Die Ausführungen von RINGLER (1995:174) schließen sich denen von JEDICKE (1994:84) an, und beschreiben die „(organismische Vernetzung)“ als „Beziehungsgefüge zwischen

Organismen eines Raumes“. Jedoch konkretisiert RINGLER (1995:174), dass der Zustand als Vernetztheit und nur die Handlung als Vernetzung zu bezeichnen sind. Die Handlung als Vernetzung bezieht sich auf Biotope, da sich Organismen nicht vernetzen lassen. WULF (2001:204) formuliert das Konzept der Biotopvernetzung, als „*Maßnahmen zur Verringerung des Isolationsgrades schutzwürdiger Populationen und Lebensgemeinschaften in der Kulturlandschaft... Sie stellen den Biotopverbund her.*“

Um die Effektivität von Biotopverbundsystemen zu gewährleisten, muss dieser Begriff im umfassenden Sinn verstanden werden. Das Konzept von MADER (1988 in JEDICKE 1994:85) definiert vier zu kombinierende Maßnahmen:

1. **Großflächige Lebensräume** müssen geschützt werden, um den darin lebenden Organismen genetisch stabile Dauerlebensräume zu bieten. Die Flächengröße dieser Schutzgebiete sollte sich an den Arten mit dem größten Flächenanspruch orientieren, wobei die meisten Gebiete diesen Ansprüchen nicht gerecht werden.

2. **Trittsteine** sind zwischen den großflächigen Lebensräumen situiert und dienen nur temporär der Besiedlung und Reproduktion. Aufgrund dessen benötigen diese Gebiete auch keine Flächengröße, die ein dauerhaftes Überleben von Populationen sichert, sondern nur einen Individuenaustausch ermöglicht.

3. **Korridore** fungieren als Wanderwege zwischen großflächigen Lebensräumen und Trittsteinbiotopen und vervollständigen somit ein engmaschiges Schutzgebietsnetz. Korridore stellen im Gegensatz zu Trittsteinen (punktförmig), bandförmige Lebensräume dar, jedoch gelten für sie ähnliche Anforderungen.

4. Eine die gesamte Landschaft betreffende **Nutzungsextensivierung** stellt das vierte Standbein des Biotopverbundes dar. Um das Störungsregime in den Randbereichen von Schutzgebieten zu reduzieren, soll durch Extensivierung von intensiv agrarisch genutzter Kulturlandschaft die Isolationswirkung minimiert werden (JEDICKE 1994:85; SCHMID 2010:31).

2.1.3 KONZEPT WILDTIERKORRIDOR

In der österreichischen Rechtsordnung findet sich bislang noch keine genaue Definition für den Begriff „Wildtierkorridor“. Eine verbindliche Grundlage für die Planung von Infrastrukturprojekten sind die Richtlinien und Vorschriften für den Straßenbau (RVS), diese gelten von Seiten des BMVIT. In der RVS 04.03.12 Wildschutz (Ausgabe 1. September

2007) findet sich folgende Definition zu dem Konzept „Wildtierkorridor“ (MAUERHOFER 2006:15): „Durch ungünstiges Umfeld oder durch Barrieren hervorgerufene Engstelle einer Migrationsachse oder im Lebensraum des Wildes. Wesentliches Merkmal eines solchen Korridors ist seine für Wild in Relation zur Umgebung günstigere Struktur, die eine Verbindung zwischen getrennten Habitatbereichen ermöglicht. Mit ähnlicher Bedeutung wird in der Literatur verwendet: Landschaftsverbindung (*landscape linkage*), Habitatkorridor (*habitat corridor*), Korridor-Biotop, Lineare Vernetzungs- oder Verbundstruktur, Tierstraße, Grünstraße (*greenway*).“

Weitere Interpretationen des Konzepts „Wildtierkorridor“ haben einen ähnlichen Hintergrund und gehen hauptsächlich auf die Durchlässigkeit der Landschaft für Wildtiere ein. Viele Studien beschäftigen sich auch mit weitwanderenden Arten, da hier der Bedarf an Vernetzung klarer ersichtlich ist. Außerdem ist die Notwendigkeit der Vernetzung durch wildökologische Korridore für Charakterarten wie den Luchs (*Lynx lynx*), einfacher der Allgemeinheit zu vermitteln.

Auf Basis dieser Erkenntnis wird in dieser Arbeit der Schwerpunkt auf den Mitnahmeeffekt von Wildtierkorridoren für andere Arten, als der oben genannten weitwanderenden Säugetiere, gelegt. Die folgenden Studien legen die Grundlage für die Annahme, der enormen Auswirkungen auch auf andere Arten durch Infrastrukturprojekte. Hierzu geht JEDICKE (1994:36) in seiner Arbeit auf die Tatsache ein, dass nicht nur der direkte Flächenverbrauch von Bauprojekten große Auswirkungen darstellt, sondern darüber hinaus auch angrenzende Lebensräume ökologisch beeinträchtigt werden. Es werden unter vielen anderen Störungen und Schäden, Veränderungen des Mikroklimas und der Lebensbedingungen für Tiere und Pflanzen beobachtet, welche bis zu 30 m tief in angrenzende Wälder hineinreichen (JEDICKE 1994:36).

Für viele wenig mobile Arten stellt ein Bauwerk, in der Größenordnung der geplanten S10 Mühlviertler Schnellstraße, eine unüberwindbare Vollbarriere dar. Durch diese nahezu vollständige Isolation werden vor allem epigäische Populationen, also jene welche direkt an der Bodenoberfläche leben, zum Aussterben gebracht. Davon besonders betroffen sind laut JEDICKE (1994:39) und BAIER et al. (2006:187) Spinnen, zahlreiche Insektenarten, Schnecken, Amphibien und Reptilien. Jedoch werden häufig auch die Auswirkungen auf flugfähige Arten wie Fledermäuse und Vögel unterschätzt. Laut BAIER et al. (2006:186)

nehmen zum Beispiel Fledermäuse energieverbrauchende Umwege in Kauf und nutzen zur Querung häufig Unterführungen. Ebenso lassen sich viele Vogelarten von dem Barriereeffekt technischer Infrastrukturelemente wie z. B. höher frequentierte Verkehrstrassen beeinflussen. MÜLLER (2001 in BAIER et al. 2006:186) zufolge, nimmt die Wahrscheinlichkeit, dass Vögel eine Trasse überfliegen, mit zunehmender Breite des Bauwerks ab.

Dies sind nur einige Beispiele für die enorme Barrierewirkung von Straßen und belegen die wachsende Bedeutung von Wildtierkorridoren und der Wiedervernetzung durch Infrastrukturachsen getrennter Habitate mittels Wildquerungsmöglichkeiten. Dazu zählen z. B. optimierte Brücken, Durchlässe und Feldwegquerungen oder speziell für zahlreiche Arten der Flora und Fauna konzipierte Über- oder Unterführungen mit durchgehender Begrünung (Grünbrücken – RVS 04.03.12 Umweltschutz).

Nicht nur die direkte Zerschneidung durch Infrastrukturanlagen stellt eine Beeinträchtigung von Biotopkorridoren dar, sondern auch die generelle Ausstattung und individuelle Gestaltungsmaßnahmen sind ein wichtiger Teil der Funktionalität dieser Korridore. VÖLK et al. (in RECK et al. 2005:178ff) beschreiben einige Mindeststandards und Gestaltungsvorschläge von Biotopkorridoren, deren verbindliche Verankerung wünschenswert wäre und somit auch dem Artikel 10 der FFH-Richtlinie entsprechen.

Im folgenden Kapitel werden jene nationalen und internationalen Gesetze, Richtlinien, Verordnungen, etc. behandelt, bei denen das Konzept Wildtierkorridor am Rande ein Thema darstellen. Jedoch wird hierbei ersichtlich, dass dieser Sachverhalt keine verbindliche gesetzliche Verankerung findet.

2.2 RECHTLICHE GRUNDLAGEN – RICHTLINIEN, GESETZE, ERLÄSSE UND NORMEN

„Wildökologische Korridore stehen in Österreich in einem Spannungsfeld zwischen verschiedenen Bereichen des öffentlichen Rechts einerseits, wie Straßen-, Bau-, Raumordnungs-, Jagd- und Naturschutzrecht, sowie zwischen öffentlichem und privatem Recht andererseits.“ (MAUERHOFER 2008:49)

Durch die zunehmende Erkenntnis der Bedeutung des Biotopverbundes konnte die Verpflichtung der Lebensraumvernetzung auch in Gesetzen verankert werden. Mittlerweile setzen sich viele internationale Abkommen, Verträge und Konventionen mit Naturschutzthemen auseinander. Vor allem mit dem Beitritt Österreichs zur Europäischen Union 1995 wurde auch die Verpflichtung zur Implementierung der EU-Richtlinien übernommen (HINTERSTOISSER 2001:3ff).

Nachfolgend werden nationale und internationale Richtlinien, Gesetze, Verträge und Konventionen, welche in ihren Inhalten die Lebensraumvernetzung betreffen sowie einen Bezug zu dem geplanten Bau der S10 Mühlviertler Schnellstraße haben, näher erläutert.

2.2.1 NATIONALES RECHT

In Österreich fällt die Gesetzgebung und Vollziehung des Naturschutzes in den Kompetenzbereich der Bundesländer. Dementsprechend gibt es neun mehr oder weniger unterschiedliche Landes-Naturschutzgesetze (naturschutzbund.at o.J.:o.S.).

Diese Arbeit hat die Lebensraumvernetzung im Oberen Mühlviertel zum Inhalt, als auch das Großprojekt des Baus der S10 Mühlviertler Schnellstraße. Somit werden die Gesetze, Verordnungen und Richtlinien beschrieben, welche in Oberösterreich zu diesen Bereichen Anwendung finden.

Das **Oö. Natur- und Landschaftsschutzgesetz 2001** (Fassung vom 08.10.2014) hat zum Ziel, die heimische Natur und Landschaft in ihren Lebens- oder Erscheinungsformen zu erhalten, sie zu gestalten und zu pflegen. Durch dieses Landesgesetz soll der natürliche Ablauf von Prozessen, Arten- und Biotopschutz, Vielfalt, Eigenart, Schönheit und Erholungswert der Landschaft sowie Mineralien und Fossilien, Naturhöhlen und deren Besucher geschützt werden. Insbesondere dient dieses Gesetz der Umsetzung der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.Mai 1992, um die natürlichen Lebensräume sowie die wildlebenden Tiere und Pflanzen zu schützen (ris.bka.gv.at 2014a:o.S.).

Das **Oö. Umweltschutzgesetz 1996** (Fassung vom 10.10.2014) beinhaltet grundsätzlich durch sein Ziel einen Beitrag zum Schutz der natürlichen Umwelt als Lebensgrundlage des Menschen, der Tiere und Pflanzen vor schädlichen Einwirkungen zu leisten, eine sehr allgemeine Formulierung und hat die Erhaltung von Großlebensräumen nur peripher zum Inhalt (ris.bka.gv.at 2014b:o.S.). Eine vergleichbare Situation stellt sich bei dem **Wasserrechtsgesetz 1959**, dem **Forstgesetz 1975** und bei dem **Oö. Jagdgesetz 1964** dar. Bei näherer Betrachtung werden naturschutzfachliche Umweltsachverhalte nur am Rande behandelt, und die Gesetze kaum für die Sicherstellung der landschaftlichen Vernetzung angewendet (BIRNGRUBER et al. 2012:21).

Bei straßenbaulichen Projekten, sowie Naturschutzprojekten etc., kann es zur Zusammenlegung oder Teilung von land- und forstwirtschaftlichen Grundstücken sowie zu Flurbereinigungen kommen. Dieser Sachverhalt wird durch das **Oö. Flurverfassungs-Landesgesetz 1979** (Fassung vom 13.10.2014) geregelt (ris.bka.gv.at 2014c:o.S.).

Das **Oö. Raumordnungsgesetz 1994** (Fassung vom 16.10.2014) regelt die Raumordnung. Dies bedeutet, den Gesamttraum vorausschauend zu gestalten und die bestmögliche Nutzung und Sicherung des Lebensraumes im Interesse des Gemeinwohles zu gewährleisten. Die Raumordnung hat insbesondere den Schutz der Umwelt vor schädlichen Einwirkungen sowie die Sicherung oder Wiederherstellung eines ausgewogenen Naturhaushaltes zum Ziel. Dieses Landesgesetz beinhaltet ebenso die Festlegung eines Flächenwidmungsplans mit örtlichem Entwicklungskonzept. In der Regel besteht ein örtliches Entwicklungskonzept aus einem Baulandkonzept, Verkehrskonzept und Grünlandkonzept, welches die natürlichen Voraussetzungen und Umweltbedingungen sowie die landschaftlichen Vorrangzonen unter Berücksichtigung der Ökologie festlegt (ris.bka.gv.at 2014d:o.S.).

Vor der Erteilung der Genehmigung öffentlicher oder privater Projekte, hat sich die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) aufgrund ihrer Rechtsverbindlichkeit als Instrument der Umweltvorsorge etabliert (umweltbundesamt.at 2014c:o.S.). Das **Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000** (Fassung vom 17.10.2014) regelt, dass unter Beteiligung der Öffentlichkeit die Auswirkungen eines Vorhabens auf Menschen, Tiere Pflanzen und deren Lebensräume, etc. festzustellen, zu beschreiben und zu bewerten sind. Grundsätzlich trifft die Bezeichnung „Vorhaben“ auf die Errichtung einer Anlage oder auf

einen sonstigen Eingriff in die Natur und Landschaft zu. Dies kann ein oder mehrere Anlagen oder Eingriffe, welche in einem räumlichen und sachlichen Zusammenhang stehen, umfassen (ris.bka.gv.at 2014e:o.S.).

Im Zuge der Planung und Errichtung der S10 Mühlvierter Schnellstraße müssen die ***Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen (RVS)*** berücksichtigt werden. Diese Richtlinien werden von der Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr (FSV) herausgegeben und regeln allgemein die Planung, den Bau und Betrieb sowie die Nutzung von Verkehrsanlagen.

Darüber hinaus findet sich in diesen Richtlinien ein Kapitel zum Umweltschutz, in welchem unter anderem die Themen Lärm und Luftschadstoffe, Boden und Gewässerschutz und Bau behandelt werden. Außerdem enthält das Kapitel Flora und Fauna an Verkehrswegen detaillierte Angaben, Maßnahmen und Beschreibungen für individuellen Artenschutz, wie zum Beispiel Amphibienschutz, Vogelschutz, Wildschutz und Schutz wildlebender Säugetiere.

2.2.2 INTERNATIONALES RECHT

Mittlerweile wurde erkannt, dass für die Erhaltung der biologischen Diversität nur die Ausweisung von Schutzgebieten nicht ausreicht (LINNELL et al. 2007:5). Aufgrund des hohen Raumbedarfs der europäischen Großsäuger stellen die Vernetzung von Biotopen und die Gestaltung von Wanderkorridoren einen wichtigen Aspekt für die Erhaltung der genetischen Vielfalt dar. Daher muss die Freiflächenplanung in einem länder- und staatenübergreifenden internationalen Kontext gesehen werden. Die folgenden gesetzlichen Rahmenbedingungen befassen sich mit der Verpflichtung Österreichs zum Erhalt des europäischen Naturerbes (BIRNGRUBER et al. 2012:18f). Vor allem nach dem Beitritt zur Europäischen Union 1995 hat sich Österreich zur Implementierung der EU-Richtlinien verpflichtet. Die Umsetzung dieser Richtlinien zu verweigern, würde im Falle einer Verurteilung durch den Europäischen Gerichtshof auch Strafsanktionen nachsichziehen (HINTERSTOISSER 2001:5).

Ziel der ***Fauna-Flora-Habitatrichtlinie*** (EU-Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21 Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen) ist der Schutz gefährdeter Tier- und Pflanzenarten sowie gefährdeter Lebensräume

in der EU. Jeder Mitgliedstaat verpflichtet sich, für die Lebensräume des Anhangs I und die Arten des Anhangs II Schutzgebiete (SAC) auszuweisen und somit ein europaweites Schutzgebietsnetz „Natura2000“ aufzubauen. In dieses werden auch die im Rahmen der Vogelschutzrichtlinie (siehe unten) ausgewiesenen Schutzgebiete (SPA) integriert.

Großraubtiere wie Wolf, Bär, Luchs und Vielfraß, aber auch Fischotter und Biber sind in Anhang II (Ausweisung von Europaschutzgebieten erforderlich) und in Anhang IV (streng geschützte Arten) aufgelistet.

Die Europäische Kommission erkannte, dass eine ökologische Vernetzung zwischen den Schutzgebieten von großer Bedeutung ist, um die biologische Vielfalt in Europa zu erhalten (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 1999:73). Die FFH-Richtlinie verpflichtet daher die Mitgliedstaaten zum Artenschutz, welcher über die Grenzen der eigentlichen Schutzgebiete hinausreicht. *„So legt Artikel 10 fest, dass auch verbindende Landschaftselemente zwischen Europaschutzgebieten, welche die Wanderung, die geographische Verbreitung und den genetischen Austausch der Arten gewährleisten, gepflegt und im Rahmen der Landnutzungs- und Entwicklungspolitik von den jeweiligen Mitgliedsstaaten zu fördern sind.“* (BIRNGRUBER et al. 2012:19)

Die Bestimmungen der FFH-Richtlinien legen somit einen verbindlichen Schutz von Tierarten mit großem Raumbedarf fest. Dies ist folglich eine präventive Maßnahme zur Vermeidung von Landschaftszerschneidung und zur Entwicklung länderübergreifender Biotopverbundsysteme (BIRNGRUBER et al. 2012:19).

Eine weitere Richtlinie für die Mitgliedstaaten der EU, in welcher der Lebensraumschutz erwähnt wird, ist die **Vogelschutzrichtlinie** (EU-Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten). Diese hat die Erhaltung aller im europäischen Gebiet wildlebender, heimischer Vogelarten zum Ziel, einschließlich ihrer Nester, Eier und Lebensräume. In Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie sind 181 Arten gelistet. Diese sind vom Aussterben bedroht, aufgrund geringer Bestände oder kleiner Verbreitungsgebiete selten oder durch ihre Habitatsansprüche besonders schutzbedürftige Arten. Zusätzlich regelt diese Richtlinie auch weitere Bereiche, wie die Bewirtschaftung, Regulierung und Nutzung der in Anhang II aufgelisteten Arten. Wobei die in Teil 1 angeführten Arten im gesamten Gebiet bejagt werden dürfen und die in Teil 2 gelisteten Arten nur in den angeführten Mitgliedstaaten. Jeder Mitgliedstaat verpflichtet sich geeignete Gebiete als Vogelschutzgebiete (SPA), die Teil des Netzwerks „Natura2000“

sind, auszuweisen und Erhaltungs- und Schutzmaßnahmen gesetzlich zu regeln (HINTERSTOISSER 2001:13).

Die **Berner Konvention** (*Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wild lebenden Pflanzen und Tieren und ihrer natürlichen Lebensräumen*) ist ein völkerrechtlicher Vertrag aus dem Jahr 1979, Österreichs Beitritt erfolgte 1983. Ziel ist es, in den von Regierungen gesetzten Zielen und ausgearbeiteten Programmen den Schutz von wild lebenden Tieren, Pflanzen und ihren Lebensräumen zu berücksichtigen. Durch diese Konvention wird die Internationale Zusammenarbeit gefördert, um dem Schutz der Gebiete, die für die in Anhang II und III angeführten wandernden Arten besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Diese Konvention hat die Gewährung des größtmöglichen Schutzes für gefährdete Arten zum Inhalt und legt besonderen Wert auf die Erhaltung von Überwinterungs-, Sammel-, Futter-, Brut- oder Mauserplätzen (LEITNER 2013:3).

Vertragsstaaten, die nicht der EU angehören, werden dazu verpflichtet, ein Schutzgebietssystem mit ähnlichen Schutzstandards für Tiere und Pflanzen aufzubauen, welche vergleichbar mit jenen des Schutzgebietsnetzwerk „Natura2000“ sind (HINTERSTOISSER 2001:10ff). In Österreich werden die Inhalte und Zielvorgaben in den Naturschutz- und Jagdgesetzen der Bundesländer integriert, aufgrund der Opportunität von Ausnahmegewilligungen ist der Schutz von Tierarten, welche in den Jagdgesetzen gelisteten sind, jedoch nicht mehr gewährleistet (umweltbundesamt.at 2014d:o.S.).

Durch die Ratifikation des Übereinkommens anlässlich der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro am 5. Juni 1992, verpflichtete sich Österreich zur Umsetzung der **Biodiversitätskonvention/CBD** (*Übereinkommen über die biologische Vielfalt*). Die zentralen Ziele dieser Konvention sind die Erhaltung der biologischen Vielfalt und der nachhaltigen Nutzung ihrer Bestandteile sowie die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile. Es ist das erste Übereinkommen, welches sich global mit Natur- und Artenschutz befasst, da sich diese Konvention auf keine speziellen Artengruppen oder geographischen Regionen beschränkt. Gleichzeitig wird eine nachhaltige Entwicklung angestrebt (umweltbundesamt.at 2014e:o.S.). Die Vertragsstaaten verpflichten sich, die biologische Vielfalt sowohl „in situ“ (Art. 8) als auch „ex situ“ zu schützen. Gemäß Art. 12 und 13 soll einerseits Forschung und Ausbildung, Überwachung und Monitoring intensiviert werden, und andererseits Bewusstseinsbildung in der Bevölkerung gefördert werden (HINTERSTOISSER 2001:7ff).

2.2.3 KONZEPTE – STRATEGIEN – PROJEKTE ZUR LEBENSRAUMVERNETZUNG

Ein erster Vorstoß in Richtung Schutz von Lebensräümen für vor allem Großraubtiere wurde 1999 im Rahmen der Berner Konvention unternommen. Es wurden eine Reihe von Aktionsplänen für Braunbär, Wolf, eurasischen Luchs und Vielfraß beschlossen, welche von der *Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE)* ausgearbeitet wurden.

Dabei handelt es sich um eine Arbeitsgruppe der Species Survival Commission der IUCN, welche sich speziell mit europäischen Großraubtieren befasst (BIRNGRUBER et al. 2012:20ff; LINNELL et al. 2007:73ff). Durch LINNELL et al. (2007) wurden im Auftrag der LCIE die „Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene in Europa“ ausgearbeitet. Dieser besteht aus den folgenden Teilen:

- „1) einer konzeptionellen Diskussion über Populationen mit praktikablen Vorschlägen für die Bestimmung von Populationseinheiten für Großraubtiere,
- 2) einem Überblick über die europäischen Großraubtierpopulationen,
- 3) einer Analyse der existierenden Konzepte zur Lebensfähigkeit von Populationen und ihrem günstigen Erhaltungszustand und der Entwicklung eines praktikablen Vorschlags zur Bestimmung eines günstigen Erhaltungszustands bei Großraubtieren,
- 4) einer Kurzfassung von Leitlinien für die ‚Gute fachliche Praxis zur Erhaltung von Großraubtieren‘ und
- 5) Empfehlungen zum Verfahren für die Erstellung eines Managementplans auf Populationsebene und einen Kurzüberblick darüber was ein solcher Plan beinhalten sollte.“

Aufgrund der Erweiterung der Europäischen Union ist es wichtig, dieses Strategiedokument in einer formalen und strukturierten Form in die *Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräüme sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinien)* zu integrieren (LINNELL et al. 2007:4ff).

Um eine Grundlage für einen verantwortungsvollen Umgang mit der Thematik der Landschaftsfragmentierung zu schaffen, wurde das Projekt „Habitat fragmentation due to Transportation Infrastructure“ im Rahmen der Aktion COST 341 (European Cooperation in the field of Scientific and Technical Research) im Jahr 1998 ins Leben gerufen. Mit dem Ziel, die Situation der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsinfrastruktur innerhalb der Europäischen Union aufzuzeigen und die Bedeutung der Aufrechterhaltung der biologischen Durchlässigkeit der Landschaft darzustellen (BIRNGRUBER et al. 2012:21; oe-umweltanwaltschaft.at 2014:7).

In Österreich wurde das Forschungsprojekt „Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz“ von VÖLK et al. (2001) im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) durchgeführt. Diese Studie hatte die österreichweite Erhebung der Zerschneidungswirkung von Schnellstraßen und Autobahnen zum Inhalt. Zusätzlich wurde eine Empfehlung für die Aufrechterhaltung und Wiederherstellung der Durchlässigkeit abgegeben. Unter Berücksichtigung der erhobenen Richtwerte aus dieser Studie können diese frühzeitig in die Planungen miteinbezogen und somit Fehlinvestitionen vermieden werden (VÖLK et al. 2001:3ff).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Rechtsverbindlichkeit von ökologischen Netzwerken in Österreich nicht oder nur teilweise gegeben ist (TILLMANN & BOUWMA 2005:159ff). *„Eine verbindliche Verankerung von überregional durchgängigen Biotopkorridoren als Genfluss-Achsen für Wildtiere ist wünschenswert und entspricht der Intention von Artikel 10 der FFH-Richtlinie.“* Jedoch aufgrund der Kompetenzverteilung in Österreich auf Bund, Länder und Gemeinden stellt die Kooperation untereinander noch immer eine Herausforderung dar (VÖLK et al. 2005:171). *„Zielführender erscheint daher eine vermehrte Sicherung wildökologischer Korridore vor allem in Text und kartographischer Darstellung von Verordnungen der überörtlichen Raumordnung mit verbindlicher Wirkung für die örtliche Raumplanung oder von anderen ähnlich wirksamen landesrechtlichen Verordnungen.“* (MAUERHOFER 2006:85)

28 | 77

Abbildung 2 Geographische Lage des Untersuchungsgebietes. (arcgis.com o. J.)

Das Untersuchungsgebiet liegt auf einer Seehöhe von 600 bis 900 m. KURZ (2010:52) beschreibt das Gebiet durch seine Anteile an der untermontanen (500-600 m), über die montane (600-800 m) bis zur hochmontanen (800-1100 m) Höhenstufe, in seiner Arbeit näher. *„Zum Gebiet gehören somit Anteile der Buchen-, der Fichten- Tannen- Buchen- (Fi-Ta-Bu-) sowie der Fichten-Stufe, wobei die allgemeine höhenstufenzonale Vegetationsgliederung im Mühlviertel klimatisch bedingt einer Depression unterliegt.“* (KURZ 2010:52) Die dominierende Baumart in dem Untersuchungsgebiet ist somit nicht ausschließlich durch den anthropogenen Einfluss begründet, sondern hat zum Teil auch klimatische Ursachen.

Niederschlag und Temperatur sind die wichtigsten Klimaindikatoren. Diese werden durch die naturräumliche Gliederung maßgeblich beeinflusst. Das Gebiet befindet klimatisch gesehen in einem Raum mit kühl-feuchtem Höhenklima, in dem das Jahresmittel der Niederschlagsmenge zwischen 750 und 800 mm liegt. Die Jahresmitteltemperatur liegt in dem Untersuchungsgebiet zwischen 6 und 8 Grad (WRBKA et al. 2005:30; land-oberösterreich.gv.at 2014:o.S.).

3.1.2 KULTURRAUM – Anthropogene Nutzung und Siedlungsgeschichte

In den letzten 6000 Jahren hat die mitteleuropäische Landschaft eine große Veränderung erfahren. Durch den Wandel der menschlichen Lebensform vom Jäger und Sammler, der in engem Kontakt mit der Natur lebte, veränderte sich die Menschheit durch das Sesshaftwerden (JOB 1999:25). Als eine erste agrarische Revolution beschreibt JOB (1999:25) in seinem Buch den Beginn des Ackerbaues und der Viehzucht. Laut JEDICKE (1994:15ff) wurden die ersten Bauern in einigen Lößgebieten des mittleren und südlichen Deutschlands zwischen 4500 und 1800 v. Chr. sesshaft. Diese legten Ackerflächen an und trieben ihr Vieh in die Wälder, damit veränderte sich nach und nach die Zusammensetzung der Vegetation (JEDICKE 1994:15ff). Das sukzessive Bevölkerungswachstum forderte einen Siedlungsausbau zu Beginn des Mittelalters und reduzierte die Waldfläche Mitteleuropas, welche von Natur aus 95 % der Landschaft beträgt, auf ein Drittel und führte zusätzlich zur Lichtung und Veränderung der Baumartenzusammensetzung noch bestehender Wälder. Somit erfolgte eine Entwicklung von der Naturlandschaft zur Kulturlandschaft (JEDICKE 1994:15ff; JOB 1999:25).

KURZ (2010:53) ergänzt diese allgemeinen Ausführungen und geht auf die Siedlungsgeschichte des Mühlviertels näher ein. Er begründet die relativ späte flächige Besiedlung des Mühlviertler Raumes durch den an Nährstoffen armen, sauren, seichtgründigen und versteinten Boden sowie das raue regionale Klima. Die Gegebenheiten gehen mit einer kurzen Vegetationsperiode einher, weshalb die heute bestimmte agrarische Nutzungsform laut KURZ (2010:53) die Grünlandwirtschaft ist. Teile der heutigen Grünlandbestände gehen aus der Umwandlung von früheren Ackerstandorten hervor, dieser Vorgang wird von KURZ (2010:49) als Prozess der „Vergrünlandung“ bezeichnet. Bis in die 1950er Jahre bildeten in weiten Teilen der Mühlviertler Mittel- und Hochlagen Egartenwirtschaften die gängigen Bodennutzungssysteme. Im Laufe der Zeit wurden diese gemischten bäuerlichen Selbstversorgerwirtschaften zu modernen Grünland-Acker-Forst-Kombinationsbetrieben umgewandelt. Im Zuge der Industrialisierung und Intensivierung der landwirtschaftlichen Betriebe begann die Phase der Aufstockung der Rinderbestände, Spezialisierung auf Milcherzeugung, Umstellung von Weidewirtschaft auf Stallviehhaltung und Einführung der Gülle- und Silagewirtschaft. Aufgrund dessen wurde intensiver in die Entsteinung, Entwässerung und Aufdüngung der Grünländer und in die Erschließungs- und agrartechnischen Maßnahmen investiert.

In weiterer Folge erfuhr die Region Mühlviertel einen wirtschaftlichen Aufschwung durch Glas erzeugende Betriebe, Papiermühlen, Eisenverarbeitungsbetriebe und die auf dem örtlichen Flachs-anbau gründende Textilerzeugung. Dies sorgte für einen weiteren Ausbau des Siedlungsraumes und Erhöhung der Besiedlungsdichte (KURZ 2010:53). Diese Industrialisierung und das wirtschaftliche Wachstum fordern folglich einen Ausbau der Verkehrsinfrastrukturachsen, vor allem der Ausbau der Nord-Süd-Achse ist schon seit längerem in Planung.

3.1.3 LAGE DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

Das Gebiet wurde aufgrund des bevorstehenden Baues der S10 Mühlviertler Schnellstraße ausgewählt. Die vorhandene Bundesstraße B310 weist bereits eine zerschneidende Wirkung der ausgewiesenen Wildtierkorridore auf. Das 6 x 10 km große Untersuchungsgebiet wurde dahingehend gelegt, dass die südliche Begrenzung des Wildtierkorridors mit der südlichen Kante des Untersuchungsgebietes in etwa übereinstimmt.

In BIRNGRUBER et al. (2012:81) werden die beiden im Untersuchungsgebiet gelegenen Korridore als FR_01A und FR_03A bezeichnet. Der Einfachheit halber werden diese Bezeichnungen in dieser Arbeit beibehalten. Um einen Vergleich der Habitats anstellen zu können, werden zwischen den Korridoren zwei Bereiche als Referenzflächen unter der Benennung „Nicht-Korridor_Süd“ (NK_Süd) und „Nicht-Korridor_Nord“ (NK_Nord) definiert.

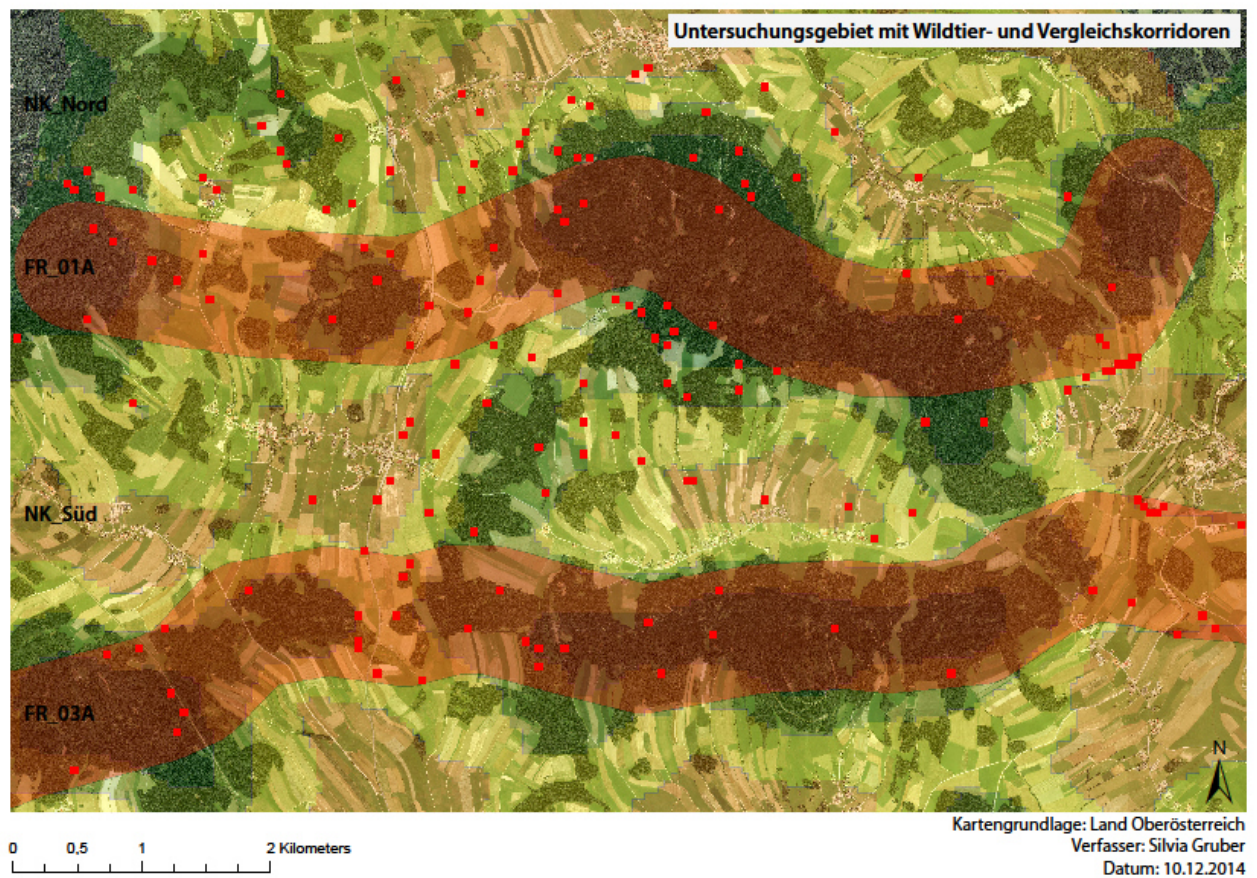


Abbildung 3 Karte des Untersuchungsgebietes mit genauer Lage von Wildtier- und Vergleichskorridoren sowie in Rot die Auswahl der Untersuchungsflächen.

3.2 DATENGRUNDLAGE

Als Grundlage für die Datenerhebung dienten Farbornthofotos des Untersuchungsgebietes, zur besseren Orientierung wurde zunächst zusätzlich die Österreichkarte (ÖK 50) im Maßstab 1:50.000 verwendet. Detaillierte Informationen über das Untersuchungsgebiet können der Karte des Widerstandsmodells (HOLZGANG et al. 2001) und der Lage der Wildtierkorridore entnommen werden. Zur Verfügung gestellt wurden die Karten von der Oberösterreichischen Landesregierung, der Abteilung Digitales Oberösterreichisches Raum – Informations – System.

Das Konzept des Widerstandsmodells von HOLZGANG et al. (2001) untersucht das Maß der Passierbarkeit der Landschaft für Wildtiere. Als Grundlage zur Erstellung dieses Modells dienen Landschaftsinformationen in Form von Landnutzungstypen bzw. Flächennutzungsformen. Die Klasseneinteilung erfolgt unter der Annahme, dass die Beziehung zwischen Landschaftselementen und deren Durchlässigkeit nicht linear ist und somit wurde zur Modellberechnung das Quadrat des Klassenwerts verwendet. Die Einteilung erfolgt je Stichprobenpunkt mit einer Zellgröße von 50 x 50 m. Jeder Zelle wurde ein Klassen- bzw. Widerstandswert in Abhängigkeit vom Nutzungstyp zugewiesen, die Unterteilung erfolgte in fünf Klassen (Tabelle 1) (BIRNGRUBER et al. 2012:29).

In dieser Arbeit werden nur die Klassen zwei bis fünf behandelt, da die Klasse eins weitgehend unpassierbar ist und daher schwer ein Vergleich angestellt werden kann.

Tabelle 1 Festlegung der Durchlässigkeit (=Passierbarkeit) der Landschaft.

Passierbarkeit	Klassenwert	Widerstandswert	Nutzungstypen (lt. DKM)
Keine	1	1	Gebäude, Baufläche begrünt/befestigt, Werksgelände, Garten, Techn. Ver-/Entsorgungsanlage, Hafenanlage, Flugverkehrsanlage, Deponie, Gletscher
Schwer	2	4	Straßenanlage, Erholungsfläche, Gewässer fließend, Sonstige, Lagerplatz, Gewässer stehend, Bahnanlage, Fels/Geröll
Mäßig	3	9	Landw. genutzt, Streuobstwiese, Hutweide, Wiese, Acker, Brachland, Abbaufäche, Sumpf, Weide, Streuwiese, Weingarten
Gut	4	16	Ödland, Alpe, Bergmahd
Frei	5	25	Wald, Waldweide

3.2.1 ERSTELLUNG DER ARBEITSKARTEN UND SAMPLING DESIGN

Für die Datenerhebung im Freiland wurden vorab Arbeitskarten mit dem Programm ArcGis 10.1. erstellt. ArcGis ist der Oberbegriff für ein GIS-Softwareprodukt der Firma ESRI. Zur Gestaltung der 2D-Karten wurde das Produkt ArcMap verwendet.

Hier wurden die Farborthofotos, das Shapefile der Lage des Wildtierkorridors sowie das Shapefile des Widerstandsmodells (HOLZGANG et al. 2001) hochgeladen und durch die Funktion „SpatialJoin“ miteinander verschnitten. Die Funktion „SpatialJoin“ wurde verwendet, um die Attribute eines Features basierend auf der räumlichen Beziehung mit den Attributen eines anderen zu verbinden.

Um ein möglichst großes Sampling Design zu kreieren, wurden die Versuchsflächen mittels „Point-Sampling“ ausgewählt. Dazu wurde ein Raster mit 24.000 Flächen, mit einer Zellengröße von 50 x 50 m erstellt und mit der oben erwähnten Karte verschnitten. Die Größeneinheit der Zellen wurde aufgrund dessen gewählt, da das Widerstandsmodell (HOLZGANG et al. 2001) für den gesamten Raum auf Basis eines 50 x 50 m Rasters, das Maß der Passierbarkeit der Landschaft für Wildtiere, analysiert. Die Auswahl der Versuchsflächen erfolgte aus den insgesamt 24.000 Zellen zufällig, wobei jeweils zehn Zellen je Korridor und je Widerstandsklasse ausgewählt wurden, um ein möglichst differenziertes Sampling Design zu erstellen.

3.2.2 KONZEPTE

Im folgenden Abschnitt werden die für die angewandte Methode wichtigsten Konzepte vorgestellt:

3.2.2.1 Landschaftsstruktur

In der Studie FINK et al. (1989:9) wird davon ausgegangen, dass im mitteleuropäischen Raum keine großflächigen Naturlandschaften, jedoch eine große Vielzahl an Kulturlandschaften mit unterschiedlichem Natürlichkeitsgrad existieren. Diese Pilotstudie zielte auf *„die Erfassung des Landschaftsganzen als Grundlage für die Typisierung und Abgrenzung, andererseits aber auch die Erarbeitung von Detailinformation, etwa in Form einer Kartierung und ökologischen Bewertung von Landschaftselementen“* ab.

Die Darstellung der kleinsten, durch homogene naturräumliche Voraussetzungen oder Nutzung geprägten Landschaftseinheiten wird als Landnutzungstypen bezeichnet. Die Einteilung dieser Typen soll als Orientierungshilfe für künftige Flächennutzungspläne dienen und die allgemein anerkannten Flächenansprüche von Arten-, Biotop- und Landschaftsschutz in naturräumspezifische Konzepte und Maßnahmen umsetzen (FINK et al. 1989:9).

Der Bericht von WRBKA (1996) baut auf dem Werk von FINK et al. (1989) auf und beschreibt am Ende die österreichische Kulturlandschaftskartierung als keinen Ersatz für eine selektive Biotopkartierung, jedoch als eine effiziente Vorstufe. *„Durch das Design als repräsentative flächendeckende Testgebietskartierung wird die Möglichkeit geboten, auch für große Bearbeitungsgebiete generelle ökologische Aussagen zu erarbeiten, die über herkömmliche Naturraumbeschreibungen weit hinausgehen. Basierend auf der Analyse der Landschaftsstruktur kann die Funktionsfähigkeit von Kulturlandschaften (Verinselung, Fragmentierung, Vernetzung, ...) [...] beurteilt werden.“* (WRBKA 1996:302)

Die Landschaftsstruktur wird von FORMAN & GODRON (1986) in drei Grundtypen (matrix, corridors, patches) unterteilt, welche sich in ihren naturhaushaltlichen Funktionen stark unterscheiden. Die Matrix ist der flächenmäßig größte zusammenhängende Teil in einer Landschaft und ist damit der dominierende Faktor in der Kontrolle ökologischer Prozesse (WRBKA 1996:299). Lineare oder bandförmige Elemente werden als Korridore bezeichnet und können sowohl als verbindendes Element, als auch als Barriere angesehen werden. Diese sind für gewöhnlich durch scharfe Umweltgradienten charakterisiert. Kleinfläche, nicht

lineare, in der Matrix eingebettete Landschaftselemente werden als Patches bezeichnet. Diese heben sich aufgrund verschiedener Eigenschaften (zum Beispiel ressourcenbedingt, durch Störung hervorgegangen, oder auch Reste einer früheren Zustandsform der Matrix) von der umgebenden Grundstruktur ab (WRBKA 1996:299; EULLER 2012:18; FEDERSPIELER 2012:25).

In Anlehnung an die Werke von FINK et al. (1989) und WRBKA (1996) wurde in dieser Arbeit eine Kartierungsanleitung der Landschaftsstruktur von WRBKA et al. (2013) ausgearbeitet und an die Bedingungen im Untersuchungsgebiet angepasst. Die in dem untersuchten Bereich vorkommenden Landnutzungstypen, sowie die Eigenschaften der Landschaftsstruktur können dem Kartierungsmanual (siehe Kapitel 3.3) entnommen werden.

3.2.2.2 Hemerobie

Hemerobie ist *„ein Maß für den menschlichen Kultureinfluß auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die die Entwicklung des Systems zu seinem Endzustand entgegenstehen.“* (KOWARIK 1988:o.S.) Das Konzept der Hemerobie wurde ursprünglich von JALAS (1955) begründet, von SUKOPP (1972) in die mitteleuropäische Vegetations- und Landschaftsökologie eingeführt und von GRABHERR et al. (1998) weiterentwickelt (WRBKA et al. 2003:21; EULLER 2012:25; FEDERSPIELER 2012:25). Die Auswahl der Einstufung richtet sich nach der Veränderung durch anthropogene Nutzung, Bodengestaltung, durch Einbringung von Fremdmaterial und den Grad der Versiegelung (EULLER 2012:23).

3.2.2.3 Disturbance

Der Begriff Disturbance beschreibt das Störungsregime eines Landschaftselements. Diese Störung kann durch natürliche oder anthropogene Einflüsse entstehen und wird nach dem Grad des Biomasseentzugs oder der Bodenverwundung eines Elements gemessen (WRBKA et al. 2003:162).

3.2.2.4 Urbanity Index

Zur Bewertung der Natürlichkeit einer Landschaft wird häufig neben dem Konzept der Hemerobie auch der „Urbanity Index“ von O’NEILL et al. (1988) herangezogen. Dieser Wert wird wiederholt in der Landschaftsökologie als ein Indikator für das Ausmaß des menschlichen Einflusses in einer Landschaft verwendet (WRBKA et al. 2004:11).

In Anlehnung an dieses Konzept wird die Berechnung des „Urbanity Index“ in dieser Arbeit abgewandelt und errechnet sich wie folgt:

$$(DIA \times \text{Deckungsgrad}) + (INB \times \text{Deckungsgrad}) + (INU \times \text{Deckungsgrad})$$

DIA ... Anthropogene Störung

INB ... Introduced Landunits belebt

INU ... Introduced Landunits unbelebt

3.2.2.5 Conservation Value

Das Konzept des „Conservation Value“ und dessen Berechnung wurde speziell in dieser Arbeit adaptiert und operationalisiert. Somit können homogene Flächen rasch und einfach bewertet werden, ohne direkt auf einzelne Arten eingehen zu müssen.

Wird der Begriff „Conservation Value“ wortwörtlich in die deutsche Sprache übersetzt, wird ihm die Bedeutung Naturschutzwert zugeschrieben. Letztendlich beschreibt das Konzept des „Conservation Values“ die naturschutzfachliche Bedeutung ausgewählter homogener Flächen.

Der „Conservation Value“ wird für die einzeln betrachteten Teilflächen der jeweiligen Rasterzelle berechnet. Der Wert setzt sich zusammen aus der Summe der Anzahl der erhobenen Strukturmerkmale, der Anzahl der wertbestimmenden Merkmale und dem Hemerobiegrad (1-7). Im letzten Schritt wird das Zwischenergebnis mit dem Deckungsgrad, welcher den jeweiligen Anteil der Teilfläche an der Rasterzelle (Quadranten) darstellt, multipliziert. Das Resultat stellt den „Conservation Value“ der bewerteten Rasterteilfläche dar.

3.3 DATENERHEBUNG

Die Erhebung der Daten erfolgte Mitte Juni bis Mitte Juli 2014, hierbei wurden die zufällig ausgewählten Quadranten (Rasterzellen) begutachtet. Es wurden in einem Quadranten eine oder mehrere homogene Flächen erhoben, welche in dieser Arbeit als Teilelemente oder Polygone bezeichnet werden. Jedes Teilelement einer Rasterzelle wurde mit den folgenden Parametern beschrieben:

3.3.1 DECKUNGSGRAD

Der jeweilige Anteil der Teilelemente an der gesamten Rasterzelle wird als Deckungsgrad angegeben. Besteht ein Quadrant nur aus einer homogenen Fläche z. B. nur aus Waldforst alt (100 %), dann wird diesem der Wert 5 zugeschrieben. Beinhaltet ein Quadrant jedoch mehrere Polygone, werden diese je nach Anteil an der Gesamtfläche des Quadranten aufgeteilt. Z. B. Waldforst alt (80 %) Wert 4, Verkehrsweg wassergebunden (1 %) Wert 1, Wiese intensiv (19 %) Wert 2.

Tabelle 2 Deckungsgradskala.

Wert	Prozent
1	< 5 %
2	6 – 20 %
3	21 – 50 %
4	51 – 75 %
5	> 75 %

3.3.2 LANDSCHAFTSTYPEN

Eine Möglichkeit zur Aufnahme von Landschaften stellt die Kartierung der Landschaftsstrukturen dar. Die Parameter (Tabelle 3) wurden in Anlehnung an die Kartierungsanleitung der Landschaftsstruktur (WRBKA et al. 2013) erhoben. Diese wurden nur leicht abgeändert und an die Situation im nördlichen Mühlviertel angepasst.

Tabelle 3 Liste der Nutzungstypen sowie deren Beschreibung.

Code	Beschreibung
Ackerland	
AI	Getreideacker intensiv
AMI	Getreideacker mäßig intensiv
AFF	Acker mit Feldfutteranbau
Grünland	
WII	Wiese intensiv
WMI	Wiese mäßig intensiv
WIE	Wiese extensiv
WEI	Weide intensiv
WEMI	Weide mäßig intensiv
WEE	Weide extensiv
Wälder und Forste	
WN	Wald naturnah
WMN	Wald mäßig naturnah
WFJ	Wald Forst jung
WFA	Wald Forst alt
Gewässer	
STK	Stillgewässer künstlich
STN	Stillgewässer naturnah
PSN	Periodisches Stillgewässer natürlich
GMN	Fließgewässer mäßig naturnah
GN	Fließgewässer naturnah
PFN	Periodisches Fließgewässer natürlich
Brachen	
BS	Brache mit Staudenflur
Kleinstrukturen	
ALLJ	Allee jung
ALLA	Allee alt
HB	Hecke Baum
HS	Hecke Strauch
EBA	Einzelbaum alt
FG	Feldgehölz
FR	Feldraine
LKA	Lineare Kleinarchitektur
FKA	Flächige Kleinarchitektur
Verkehrswege	
VB	Verkehrsweg begrünt
VV	Verkehrsweg versiegelt
VW	Verkehrsweg wassergebunden (Schotter)
Siedlung und Industrie	
SG	Siedlung grün

In Kombination mit der Zuweisung von Hemerobiegraden kann dies einen Überblick über die anthropogene Nutzungsintensität von Flächen geben.

3.3.3 HEMEROBIE

Diese Skala von SUKOPP (1972) wurde entwickelt, um den anthropogenen Einfluss auf Ökosysteme in 7 Stufen zu gliedern. Als Beurteilungskriterien wurde der Zustand der Substratbeschaffenheit, die Vegetation und Flora herangezogen.

Tabelle 4 Hemerobieklassen und deren Bedeutung.

Wert	Hemerobiekategorie	Bedeutung
1	Metahemerob	Verödet, alle Lebewesen vernichtet
2	Polyhemerob	Lebensfeindlich, aperiodische Vernichtung
3	Alpha-Euhemerob	Artenarme Fettwiese, artenarme Forste
4	Beta-Euhemerob	Artenreiche Fettwiese, strukturreiche Forste
5	Mesohemerob	Naturbetont
6	Oligohemerob	Naturnah
7	Ahemerob	natürlich

3.3.4 DISTURBANCE

Hier wird das Landschaftselement, welches aktuell einem Störungsregime unterliegt, bewertet. Die Gliederung erfolgt durch die Bewertung der Stärke und Periodizität von Biomasseentzug und Bodenumbau. Die Disturbance wird in anthropogene und natürliche Störung gegliedert, die Skala (Tabelle 5) ist für beide identisch.

Tabelle 5 Abstufungen der anthropogenen und natürlichen Störung.

Wert	Ausprägung
1	Episodisch
2	Milde, regelmäßige Störung
3	Mäßig starke und regelmäßige Störung
4	Starke und regelmäßige Störung

3.3.5 INTRODUCED LANDUNITS

Dieser Parameter beschreibt die Langlebigkeit der vom Menschen eingebrachten Elemente. Diese können wiederum in belebte (z. B. Kulturen) und unbelebte (z. B. Einrichtungen) Strukturen unterschieden werden.

Tabelle 6 Lebensdauer der vom Menschen eingebrachten belebten Strukturen.

Wert	Beschreibung
1	Kurze Lebensdauer und Umtriebszeit
2	Mittlere Lebensdauer und Umtriebszeit (ca. < 30-40 Jahre)
3	Langlebigkeit und lange Umtriebszeit (ca. > 30-40 Jahre)
4	Dauerhaft und sehr langlebig

Tabelle 7 Lebensdauer der vom Menschen eingebrachten unbelebten Strukturen.

Wert	Beschreibung
1	Geringe Persistenz in der Landschaft
2	Mittlere Persistenz in der Landschaft (ca. < 30-40 Jahre)
3	Hohe Persistenz in der Landschaft und weitgehend belebt (ca. > 30-40 Jahre)
4	Hohe Persistenz in der Landschaft und weitgehend unbelebt

3.3.6 WEITERE MERKMALE

Zusätzlich zu den oben erwähnten Parametern wird pro Teilelement eines Quadranten ein Erhebungsformblatt (siehe Anhang) ausgefüllt und mit weiteren Merkmalen detailliert beschrieben. Diese wurden in Anlehnung an die Biotopkartierungsempfehlung von LIEBEL et al. (1987:66ff) ausgearbeitet und für das Gebiet des nördlichen Mühlviertels optimiert. Dabei wurden sämtliche zutreffende Attribute angegeben, um das Gebiet detailliert zu beschreiben. Folgende Hauptgruppen wurden zur Inventarisierung des Gebiets erfasst:

- Strukturmerkmale
- wertbestimmende Merkmale/Bedeutung
- Pflege/Management
- Gefährdung/Beeinträchtigung

Die beiden ersten Hauptgruppen (Strukturmerkmale und wertbestimmende Merkmale) wurden zur Berechnung des „Conservation Values“ herangezogen. Die Hauptgruppen Pflege/Management und Gefährdung/Beeinträchtigung wurden der Vollständigkeit halber erhoben und können im Zuge einer weiteren Bearbeitung dieses Gebietes in ein Landschaftspflegekonzept integriert werden. In der vorliegenden Arbeit sind die Daten für die Ausarbeitung der Fragestellung nicht relevant und finden daher keine Anwendung.

3.4 DATENEINGABE

Die im Freiland erhobenen Daten wurden zunächst von den Formblättern in das Programm Microsoft Excel 2010 übertragen. Dieses Programm wurde aufgrund der geringen Menge an Datensätzen gewählt. Zur besseren statistischen Analyse wurden die Daten anschließend in die Statistiksoftware SPSS Statistics 20 übertragen.

Als Arbeitsgrundlage für die Erstellung des Übersichtslageplans der S10 Mühlviertler Schnellstraße mit Planungsvorschlägen wurden die Orthofotos, die Karte der Wildtierkorridore FR_01A und FR_03A, die Karte der Trasse und des Verlaufs der S10 miteinander verschnitten und als A3 Format in das Programm Adobe Illustrator CS5.1 geladen. Dieses vektorbasierte Illustrationsprogramm dient zur Herstellung von Grafiken, die ohne Qualitätsverlust in ihrer Größe verändert werden können.

3.5 DATENAUSWERTUNG

Die Auswertungen der Landschaftsstrukturhebung wurden ausschließlich mit dem Programm Microsoft Excel 2010 getätigt. Hierbei wurden die Deckungsgrade der jeweiligen Landnutzungsklassen erfasst und im Vergleich zum gesamten Untersuchungsgebiet prozentuell dargestellt.

Die Berechnung der „Conservation Values“ und „Urbanity Indices“, sowohl für den Vergleich je Korridor als auch je Widerstandsklasse erfolgte mit dem Programm SPSS Statistics 20. In beiden Fällen wurden zunächst lediglich die Mittelwerte verglichen. Um die Signifikanz der Ergebnisse der „Conservation Values“ zu testen, wurden zunächst simultan zwei Tests auf Normalverteilung der Werte, einerseits der Kolmogorov-Smirnov-Test, andererseits der Shapiro-Wilk-Test, durchgeführt. Diese fiel in beiden Fällen positiv aus.

Neben der Notwendigkeit der Normalverteilung wurden die Werte ebenso auf Varianzhomogenität durch den Levene-Test abgefragt. Erst danach durfte eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt werden, welche die Mittelwerte auf Signifikanz prüft. Zusätzlich wurde, wenn eine Signifikanz der Werte bestand, durch die Scheffé-Prozedur getestet, welche dieser Werte einen signifikanten Unterschied aufweisen.

Die Normalverteilung der Werte der „Urbanity Indices“ wurde zunächst mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests und des Shapiro-Wilk-Tests durchgeführt. Sowohl der Vergleich je Korridor als auch je Widerstandsklasse ergab keine Normalverteilung der Werte, weshalb anschließend die Signifikanz bei nicht parametrischen Werten mittels Kruskal-Wallis-Test ermittelt wurde.

Auf Basis der erstellten Karte wurde der Übersichtslageplan der S10 Mühlviertler Schnellstraße mit dem Programm Adobe Illustrator CS 5.1 durch Planungsvorschläge vervollständigt. Zusätzlich zu Auszügen aus dem Flächenwidmungsplan wurden notwendige und bereits geplante Straßen- und Gewässerdurchlässe sowie die bereits geplante Grünbrücke, welche im Übersichtslageplan und im Übersichtslängenschnitt der Asfinag Bau Management GmbH ersichtlich sind, berücksichtigt. Durch Informationen von in diesem Gebiet zuständigen Jagdrevierleitern, wurden die Bereiche der Wildquerungen sowie Elchsichtungen ersichtlich und ebenfalls in den Übersichtslageplan mit aufgenommen. Somit konnten Planungsvorschläge zu Grünverbindungen, welche erhalten oder geschaffen werden sollten, gegeben werden.

4 ERGEBNISSE

Durch die Vielzahl, der im Freiland erhobenen Daten erfolgt die Auswertung in unterschiedlichen Kategorien. Die Landnutzungstypen wurden auf die acht wichtigsten Hauptgruppen zusammengefasst, durch eine grafische Darstellung wird die allgemeine Landschaftsstruktur des Untersuchungsgebiets ersichtlich. Eine zusätzliche Aufspaltung in die einzelnen Korridore machen diese untereinander vergleichbar.

Eine detaillierte Beschreibung, sowie die Berechnung der „Conservation Values“ und der „Urbanity Indices“ finden sich im Kapitel 3 Methodisches Vorgehen. In den folgenden Kapiteln erfolgt eine Auswertung durch statistische Testverfahren, um die Unterschiede zwischen den Korridoren und Widerstandsklassen zu testen.

Abschließend wurde eine Karte angefertigt, welche den Abschnitt der geplanten S10 von Rainbach bis Wulowitz zeigt. Unter Berücksichtigung der statistischen Ergebnisse, des Übersichtslageplans, des Übersichtslängenschnitt, der bekannten Wildwechselzonen und Auszügen aus dem Flächenwidmungsplan wurde einer der beiden Wildtierkorridore für die geplante Grünbrücke ausgewählt.

4.1 LANDNUTZUNGSKLASSEN

Als Landnutzungstyp wird eine kleinste, durch homogene naturräumliche Voraussetzungen oder Nutzung geprägte Landschaftseinheit dargestellt. In dieser Arbeit werden eine Reihe von Landnutzungstypen unter acht Hauptgruppen zusammengefasst.

Es wurden insgesamt 318 Polygone erfasst und jedes wurde einem Nutzungstyp zugeordnet. Die Prozente des Diagramms beziehen sich auf die Gesamtfläche der erhobenen Quadranten und wurden mit Hilfe des Deckungsgrades errechnet. Es wird in dieser Grafik nicht unterschieden, ob sich die Fläche innerhalb oder außerhalb eines Korridors befindet, ebenso wenig welcher Widerstandsklasse diese angehört. Die Darstellung soll ein Bild der allgemeinen Landschaftsstruktur des Untersuchungsgebietes wiedergeben.

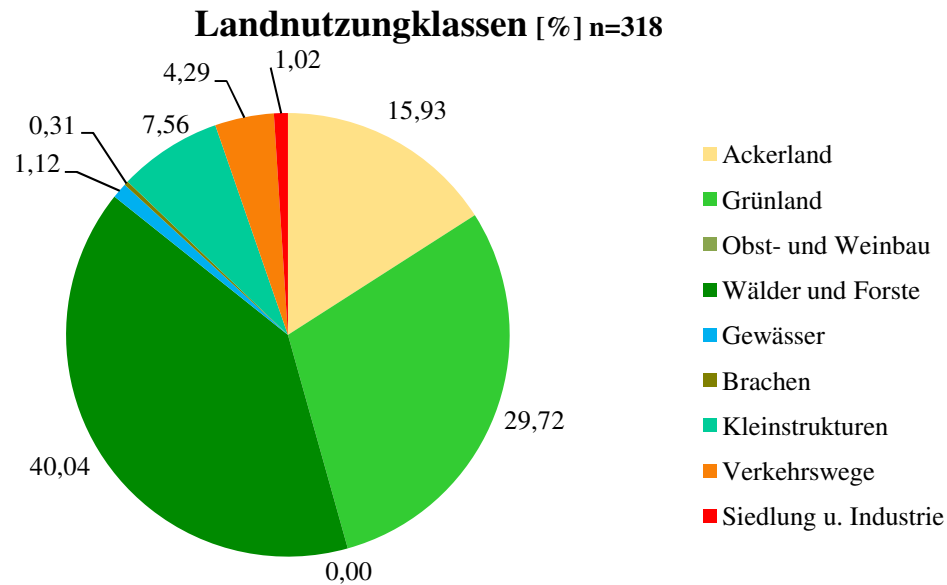


Abbildung 4 Prozentueller Anteil der Landnutzungsklassen auf die Gesamtfläche der erhobenen Quadranten.

Aus Abbildung 4 ist ersichtlich, dass Wälder und Forste mit 40 % den prozentuell größten Anteil an der Gesamtfläche der Quadranten einnehmen. In etwa ein Drittel der Fläche (30 %) entfällt auf das Grünland. Mit 16 % liegt die Kategorie Ackerland an dritter Stelle. Die Kategorie der Kleinstrukturen nimmt 8 % der Gesamtfläche in Anspruch, diese ist aus mehreren unterschiedlichen Landnutzungstypen wie z. B. Feldraine, Feldgehölze, einzelne Gehölzstrukturen und diverse lineare und flächige Kleinarchitektur zusammengefasst.

Die verbleibenden Prozente teilen sich unter den flächenmäßig geringeren Kategorien auf. Die Verkehrswege stellen sich in der Grafik mit 4 % dar, hierbei wurden selbst kleinste Forstwege miteinberechnet. Die Landnutzungs-kategorie Obst- und Weinbau ist in diesem und dem folgenden Diagramm lediglich der Vollständigkeit halber angeführt und im Untersuchungsgebiet nicht vertreten.

4.2 VERGLEICH DER KORRIDORE AUFGRUND DER LANDNUTZUNGSKLASSEN

Die Aufteilung der prozentuellen Anteile der Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche der Quadranten stellt je Korridor ein unterschiedliches Bild dar. In der folgenden Grafik wird die Grundlinie als Gesamtwert der Landnutzungsklassen in diesem Untersuchungsgebiet angeführt. Die Korridore sind nach ihrer geografischen Lage, wobei FR_03A der südlichste und NK_NORD der nördlichste Korridor ist, von links nach rechts aufgelistet.

Die prozentuellen Abweichungen je Landnutzungs-kategorie und je Korridor zeigen die Balken ober- und unterhalb der Grundlinie.

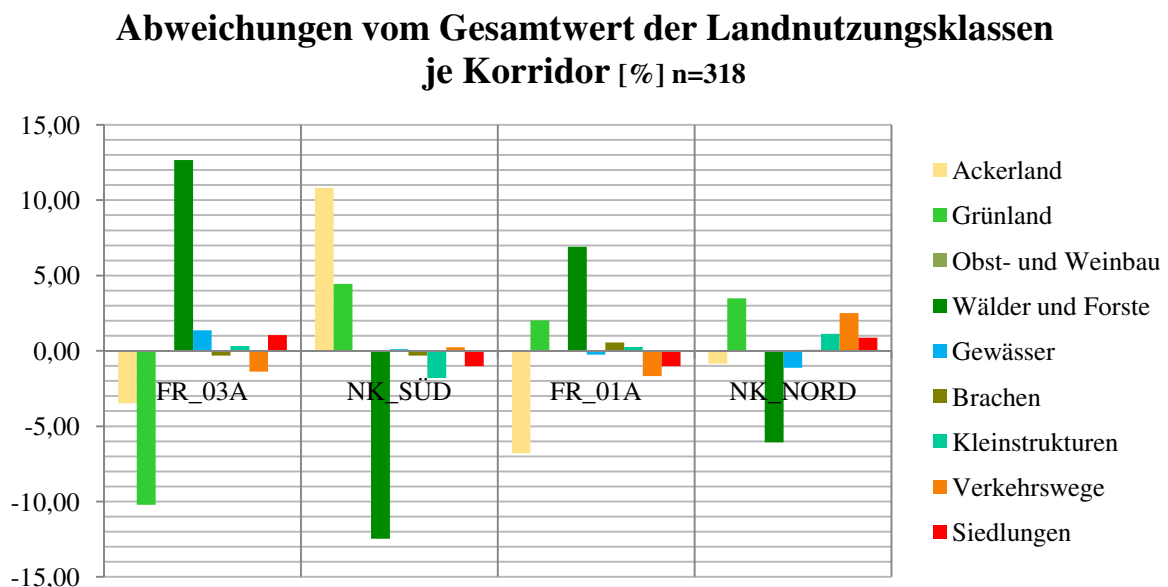


Abbildung 5 Unterschiede der Korridore (FR_03A, NK_SÜD, FR_01A, NK_NORD) der prozentuellen Abweichungen von der Gesamtfläche der erhobenen Quadranten.

Die Grafik weist ein auffälliges Muster auf, welches so gedeutet werden kann, dass die von BIRNGRUBER et al. (2012) deklarierten Wildtierkorridore (FR_03A und FR_01A) einen höheren Wald und Forst Anteil aufweisen und zugleich einen geringeren Anteil an Ackerland als die beiden Vergleichskorridore (NK_SÜD und NK_NORD).

Auf Basis der Daten scheint es naheliegend, dass die Wildtierkorridore eine naturschutzfachlich bedeutsamere Ausstattung aufweisen als die Vergleichskorridore. Diese Darstellung soll in den folgenden Kapiteln durch weitere Indices in Kombination mit statistischen Auswertungen belegt werden.

4.3 CONSERVATION VALUES JE KORRIDOR

Das Konzept des „Conservation Value“ wurde speziell für diese Arbeit adaptiert, dieser soll die naturschutzfachliche Bedeutung homogener Flächen darstellen. Eine detaillierte Beschreibung und die genaue Berechnung findet sich im Kapitel 3 Methodisches Vorgehen. Es wurden die Mittelwerte und die Standardabweichungen je Rasterzelle berechnet, daher ergibt sich auch eine Summe von $n=158$. Diese Berechnung wurde je Korridor durchgeführt, um das Ergebnis der Abbildung 5 zu bestärken.

Tabelle 8 Mittelwert und Standardabweichung der „Conservation Values“ je Rasterzelle und Korridor.

Conservation Value/RZ/Korridor (n=158)			
Korridore	MW	STABW	N
FR_03A	47,38	19,18	40
NK_SÜD	36,93	19,56	40
FR_01A	41,26	13,63	38
NK_NORD	40,75	18,99	40

Die Zahlen legen offen, dass die beiden Wildtierkorridore (FR_03A und FR_01A) den höchsten „Conservation Value“ aufweisen. Diese Daten bestärken das Ergebnis der Landnutzungsklassenerhebung, welches die naturschutzfachliche Bedeutung der Wildtierkorridore hervorhebt. Auf Basis dieser Datengrundlage erfolgte eine statistische Auswertung.

Die folgende Tabelle ist eine Hilfestellung zur Erklärung der weiteren Darstellungen. Mit Hilfe des Programms SPSS Statistics 20 mussten die Bezeichnungen der Korridore in numerische Daten umgewandelt werden.

Tabelle 9 Symbolik der Korridore für die statistische Auswertung.

Gebiet	Korridor
1	FR_03A
2	NK_SÜD
3	FR_01A
4	NK_NORD

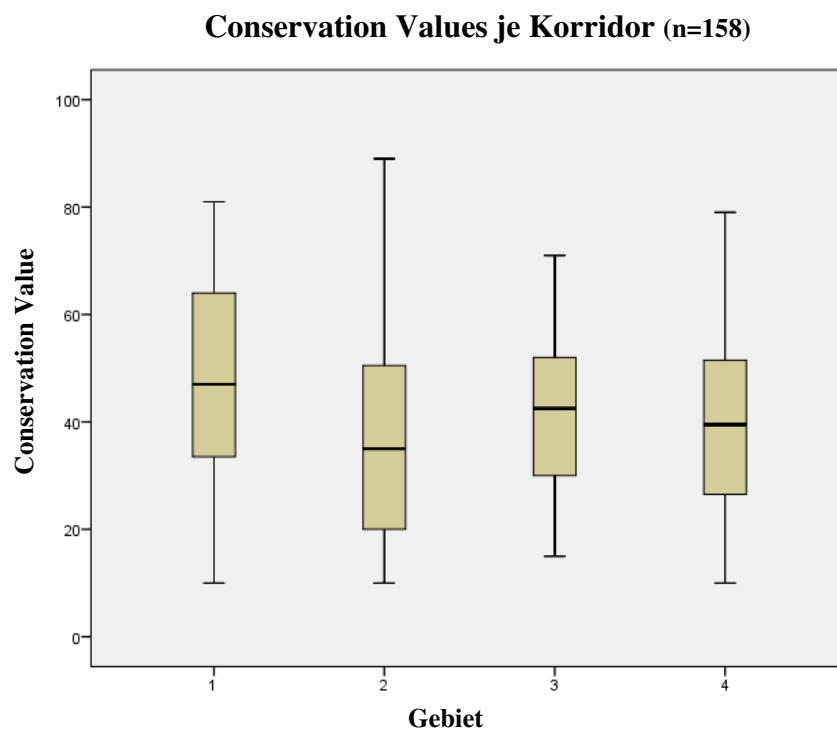


Abbildung 6 Mittelwerte mit Standardabweichung der „Conservation Values“ je Gebiet (Korridor).

Die Grafik zeigt, dass die Gebiete 1 und 3 (Korridore FR_03A und FR_01A) die höheren Werte der „Conservation Values“ aufweisen.

Die Form der Grafik veranschaulicht, dass die errechneten Mittelwerte der „Conservation Values“ je Korridor doch einer breiten Streuung unterliegen. Aufgrund dessen wurde die Signifikanz dieser Ergebnisse mittels statistischen Verfahren überprüft. Für die Überprüfung der Signifikanz wurden zunächst der Kolmogorov-Smirnov-Test und der Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung durchgeführt. Der „Conservation Value“ wird je Rasterzelle und Korridor überprüft.

Tabelle 10 Tests auf Normalverteilung der „Conservation Values“ je Korridor.

Tests of Normality							
	Gebiet	Kolmogorov-Smirnov			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Conservation Value /Rasterzelle	1	,110	40	,200	,950	40	,073
	2	,117	40	,178	,953	40	,100
	3	,110	38	,200	,960	38	,195
	4	,099	40	,200	,949	40	,072

Der Signifikanzwert muss größer dem Wert 0,05 sein, dann sind die Werte normalverteilt. Die Werte sind bei beiden Tests über dem 0,05 Niveau und somit normalverteilt. Nach diesem Ergebnis werden die Werte auf Varianzhomogenität getestet. Die Durchführung erfolgt mit Hilfe des Levene-Tests.

Tabelle 11 Test auf Varianzhomogenität der „Conservation Values“ je Korridor.

Test of Homogeneity of Variances

Conservation Value/Rasterzelle

Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,738	3	154	,162

Die Varianzen wurden auf Homogenität getestet und der Wert beläuft sich auf 0,162. Diese sind somit homogen, da ein Wert über 0,05 erreicht wurde. Auf Basis der Ergebnisse dieser Vortests kann anschließend eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt werden. Diese testet, ob ein signifikanter Unterschied zwischen mindestens zwei Gruppen besteht.

Tabelle 12 Einfaktorielle Varianzanalyse der „Conservation Values“ je Korridor.

ANOVA

Conservation Value/Rasterzelle

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	2241,412	3	747,137	2,292	,080
Within Groups	50199,018	154	325,968		
Total	52440,430	157			

Das Signifikanzniveau liegt, um einen signifikanten Unterschied feststellen zu können, bei 0,05. Der Signifikanzwert der Conservation Values je Korridor befindet sich in diesem Fall bei 0,08, somit ergibt sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppen.

Zusätzlich zur Auswertung je Korridor wurde der „Conservation Value“ auf die Widerstandsklassen aufgeteilt. Die Berechnung sowie die Auswertung der Daten erfolgte analog zu jenem Ablauf je Korridor.

4.4 CONSERVATION VALUES JE WIDERSTANDSKLASSE

Die Auswertung der erhobenen Daten erfolgte in diesem Fall je Widerstandsklasse. Es wurden die Mittelwerte und Standardabweichung der „Conservation Values“ je Rasterzelle berechnet, daher ergibt sich eine Anzahl der untersuchten Fälle von n=158.

Tabelle 13 Mittelwert und Standardabweichung des „Conservation Values“ je Rasterzelle und Widerstandsklasse.

Conservation Value/RZ/ Widerstandsklasse (n=158)			
Widerstandsklasse	MW	STABW	N
2	35,26	18,78	38
3	38,53	19,24	40
4	48,10	17,00	40
5	44,13	15,88	40

In dieser Tabelle 13 ist ersichtlich, dass die Widerstandsklasse 4 den höchsten „Conservation Value“ aufweist. Im Gegensatz zur Klasse 2, bei welcher sich der geringste ergab.

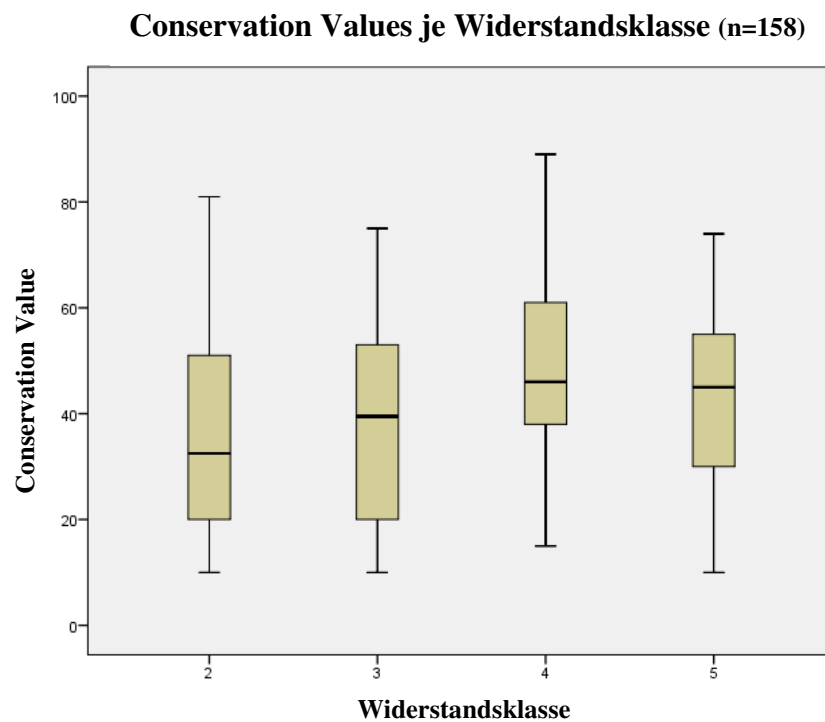


Abbildung 7 Mittelwerte mit Standardabweichung der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.

Durch diese Grafik wird das Ergebnis des „Conservation Values“ je Widerstandsklasse veranschaulicht und der Unterschied zwischen Klasse 4 und 2 verdeutlicht. In Bezug auf die Hypothese, dass *„die Widerstandsklassen 2 (schwer) bis 4 (gut) nach der Methode von HOLZGANG et al. (2001) wirksamer sind als Klasse 5 (frei)“*, wird festgestellt, dass Klasse 4 eine höhere Wirksamkeit aufweist als Klasse 5. Aufgrund dieser Feststellung wird die Signifikanz dieser Ergebnisse statistisch überprüft. Der Ablauf der Signifikanzprüfung ist zu jenen Tests der „Conservation Values“ je Korridor äquivalent.

Tabelle 14 Tests auf Normalverteilung der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.

Tests of Normality							
Widerstandsklasse		Kolmogorov-Smirnov			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Conservation Value /Rasterzelle	2	,110	38	,200	,949	38	,085
	3	,134	40	,068	,947	40	,059
	4	,131	40	,084	,977	40	,573
	5	,127	40	,100	,958	40	,138

Wenn der Signifikanzwert größer dem Wert 0,05 ist, dann sind die Werte normalverteilt. Die Werte liegen bei beiden Tests über dem 0,05 Niveau und sind somit normalverteilt. Anschließend werden die Werte mit Hilfe des Levene-Tests auf Varianzhomogenität getestet.

Tabelle 15 Test auf Varianzhomogenität der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.

Test of Homogeneity of Variances

Conservation Value/Rasterzelle			
Levene Statistic	df1	df2	Sig.
1,141	3	154	,335

Eine Homogenität der Varianzen besteht, wenn ein Wert über 0,05 erreicht wird. In diesem Fall beläuft sich der Wert auf 0,335, somit stellen sich die Varianzen homogen dar. Auf Basis der Ergebnisse dieser Vortests kann anschließend der signifikante Unterschied zwischen mindestens zwei Gruppen, durch eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA), getestet werden.

Tabelle 16 Einfaktorielle Varianzanalyse der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.**ANOVA**

Conservation Value/Rasterzelle

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	3849,112	3	1283,037	4,066	,008
Within Groups	48591,318	154	315,528		
Total	52440,430	157			

Ein signifikanter Unterschied zwischen zwei Gruppen kann bei einem Wert, welcher unter dem Signifikanzniveau von 0,05, liegt festgestellt werden. In dieser Berechnung liegt der Signifikanzwert der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse bei 0,008, somit ergibt sich ein signifikanter Unterschied zwischen mindestens zwei Gruppen. Auf Basis dieses Ergebnis kann der Scheffé-Test durchgeführt werden, dadurch wird getestet zwischen welchen Gruppen ein signifikanter Unterschied besteht.

Tabelle 17 Scheffé-Test der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.**Conservation Value/Rasterzelle**

Widerstandsklasse	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
2	38	35,26	
3	40	38,53	38,53
5	40	44,13	44,13
4	40		48,10
Sig.		,183	,130

Das Ergebnis des Scheffé-Tests zeigt in Tabelle 17 einen signifikanten Unterschied zwischen den Widerstandsklassen 2 und 4. Zugleich zeigt sich, dass sich die Gruppen 2 und 3, 3 und 4, sowie 3 und 5, 2 und 5 nicht signifikant unterscheiden.

4.5 URBANITY INDEX JE KORRIDOR

Durch die Berechnung des „Urbanity Index“ soll ein Gegenvergleich zu den Berechnungen des „Conservation Value“ angestellt werden. Durch diesen Index wird der anthropogene Einfluss der verschiedenen Korridore dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung sowie die genaue Berechnung findet sich im Kapitel 3 Methodisches Vorgehen. Es wurden wie bei der Berechnung des „Conservation Values“ die Mittelwerte und Standardabweichungen je Rasterzelle berechnet, daher ergibt sich auch eine Summe von $n=158$.

Tabelle 18 Mittelwert und Standardabweichung des „Urbanity Index“ je Rasterzelle und Korridor.

Urbanity Index/RZ/Korridor (n=158)			
Korridore	MW	STABW	N
FR_03A	25,53	7,60	40
NK_SÜD	26,28	6,67	40
FR_01A	26,92	7,67	38
NK_NORD	31,15	10,70	40

Gemäß dieser Berechnung zeigt sich kein eindeutiges Ergebnis. Trotz der Tatsache, dass die Werte nahe beieinander liegen, lässt sich herauslesen, dass die Vergleichskorridore (NK_SÜD und NK_NORD) jeweils einen höheren „Urbanity Index“ aufweisen, als ihre geografisch südlicheren Nachbarn.

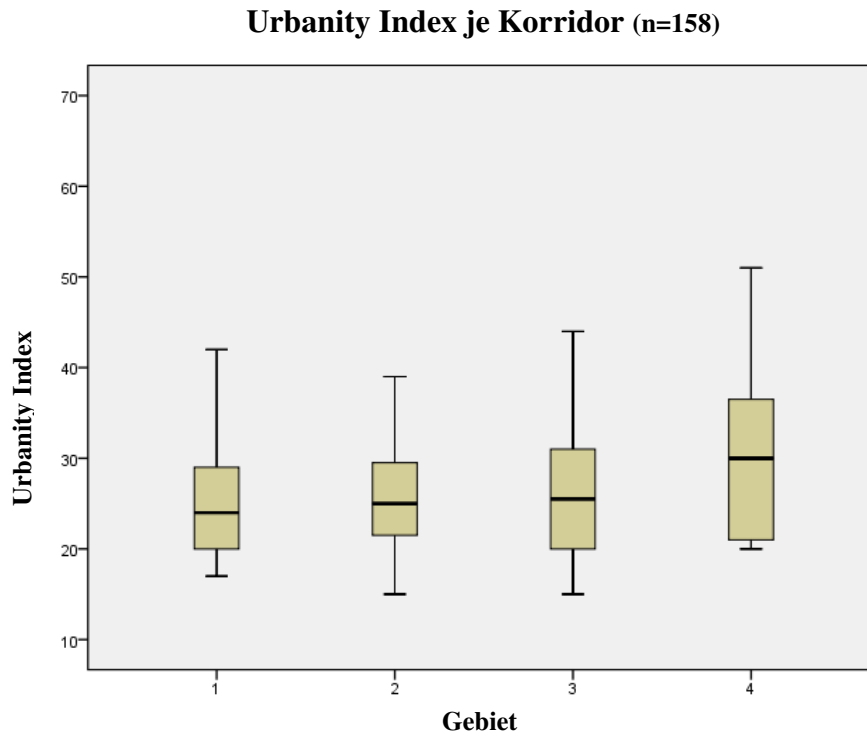


Abbildung 8 Mittelwerte mit Standardabweichung der „Urbanity Indices“ je Gebiet (Korridor).

Die Grafik veranschaulicht die geringen Unterschiede zwischen den „Urbanity Indices“. Lediglich Gebiet 4 (NK_NORD) hebt sich von den anderen Gebieten ab. Die Form der Grafik macht ersichtlich, dass die errechneten Mittelwerte der „Urbanity Indices“ je Korridor eine hohe Standardabweichung aufweisen. Aufgrund dessen wurde die Signifikanz dieser Ergebnisse mittels statistischen Verfahren überprüft. Für die Überprüfung der Signifikanz wurden zunächst der Kolmogorov-Smirnov-Test und der Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung durchgeführt. Der „Urbanity Index“ wird je Rasterzelle und Korridor überprüft und weist keine Normalverteilung der Mittelwerte auf. Demzufolge wurde der Kruskal-Wallis-Test durchgeführt.

Hypothesis Test Summary

	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision
1	The distribution of UrbanityIndexRasterzelle is the same across categories of GebietSPSS.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,039	Reject the null hypothesis.

Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.

Das Signifikanzniveau liegt bei 0,05. Die Berechnung ergab einen Wert von 0,039 und somit besteht ein signifikanter Unterschied zwischen den „Urbanity Indices“ der Gebiete.

4.6 URBANITY INDEX JE WIDERSTANDSKLASSE

Der „Urbanity Index“ je Widerstandsklasse wurde berechnet, um ebenso einen Vergleich zu der Berechnung des „Conservation Values“ in dieser Kategorie anzustellen. Hierbei wurden die Mittelwerte und Standardabweichungen der „Urbanity Indices“ je Rasterzelle berechnet. Daher ergibt sich auch in diesem Fall eine Anzahl der untersuchten Fälle von n=158.

Tabelle 19 Mittelwert und Standardabweichung des „Urbanity Index“ je Rasterzelle und Widerstandsklasse.

Urbanity Index/RZ/ Widerstandsklasse (n=158)			
Widerstandsklasse	MW	STABW	N
2	31,28	7,76	38
3	29,00	8,20	40
4	27,10	10,14	40
5	22,73	5,02	40

Diese Daten bestärken das Ergebnis der Berechnung des „Conservation Values“. Die Zahlen zeigen, dass der anthropogene Einfluss in der Widerstandsklasse 2 am Höchsten ist. Im Gegensatz zu den Berechnungen des „Conservation Values“ ergibt sich der niedrigste Wert in der Klasse 5.

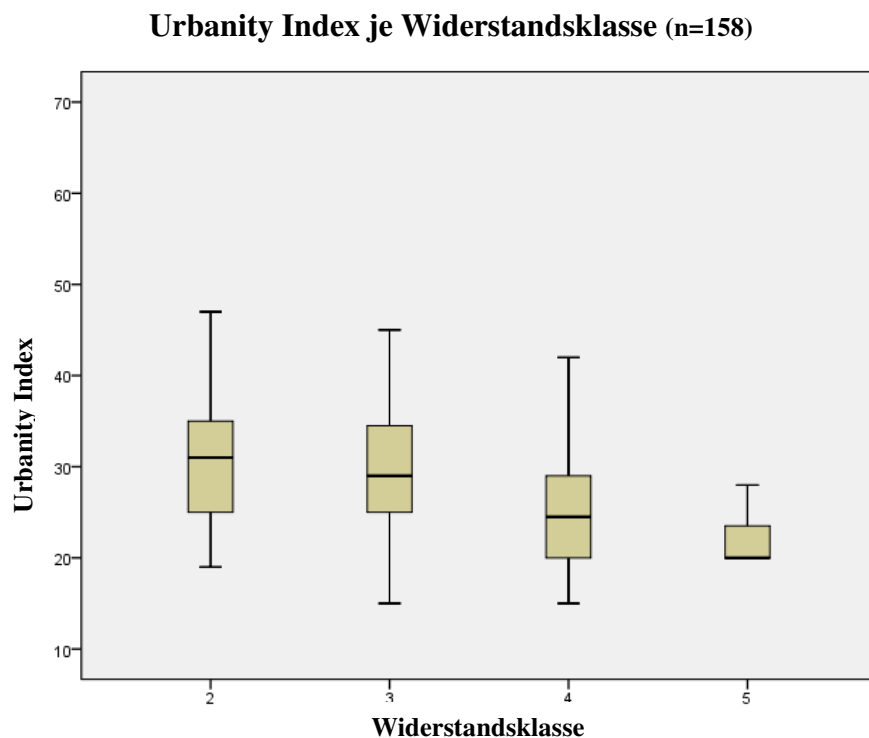


Abbildung 9 Mittelwerte mit Standardabweichung der „Urbanity Indices“ je Widerstandsklasse.

Die Grafik stellt die Ergebnisse der „Urbanity Index“ Berechnung grafisch dar. Diese zeigt durch die Standardabweichung, dass die errechneten Werte keiner enormen Streuung unterliegen. Dennoch wurde ein Test auf Signifikanz durchgeführt. Bei nicht parametrischen Daten, wie in diesem Fall, wird der Kruskal-Wallis-Test verwendet.

Hypothesis Test Summary				
	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision
1	The distribution of UrbanityIndexRasterzelle is the same across categories of Widerstandsklasse.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	,000	Reject the null hypothesis.

Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.

Das Signifikanzniveau liegt bei 0,05. Das Ergebnis dieser Signifikanzprüfung ergab einen Wert von 0,000. Das bedeutet, dass der Unterschied zwischen den „Urbanity Indices“ je Widerstandsklasse höchst signifikant ist.

4.7 ÜBERSICHTSLAGEPLAN DER S 10 SCHNELLSTRAßE MIT PLANUNGSVORSCHLÄGEN

Auf Basis der zuvor errechneten Ergebnisse wird der südliche Wildtierkorridor für den Bau einer Wildbrücke präferiert. Zusätzlich zu den Ergebnissen wurde die Karte, auf Grundlage der bekannten Wildwechsel, unter Berücksichtigung des Übersichtslageplans und des Übersichtslängenschnitt sowie Auszüge aus dem Flächenwidmungsplan, erstellt. Diese Karte stellt das Optimum an Durchlässen entlang des nördlichen Streckenabschnitts der S10 Mühlviertler Schnellstraße dar. Es sind aufgrund der häufigen Straßen- und Gewässerquerungen schon einige Durchlässe geplant, welche durch geringen baulichen Aufwand vergrößert und dadurch für Arten leichter passiert werden können. Diese sind in der Karte durch den Begriff potenzielle Vergrößerung gekennzeichnet.

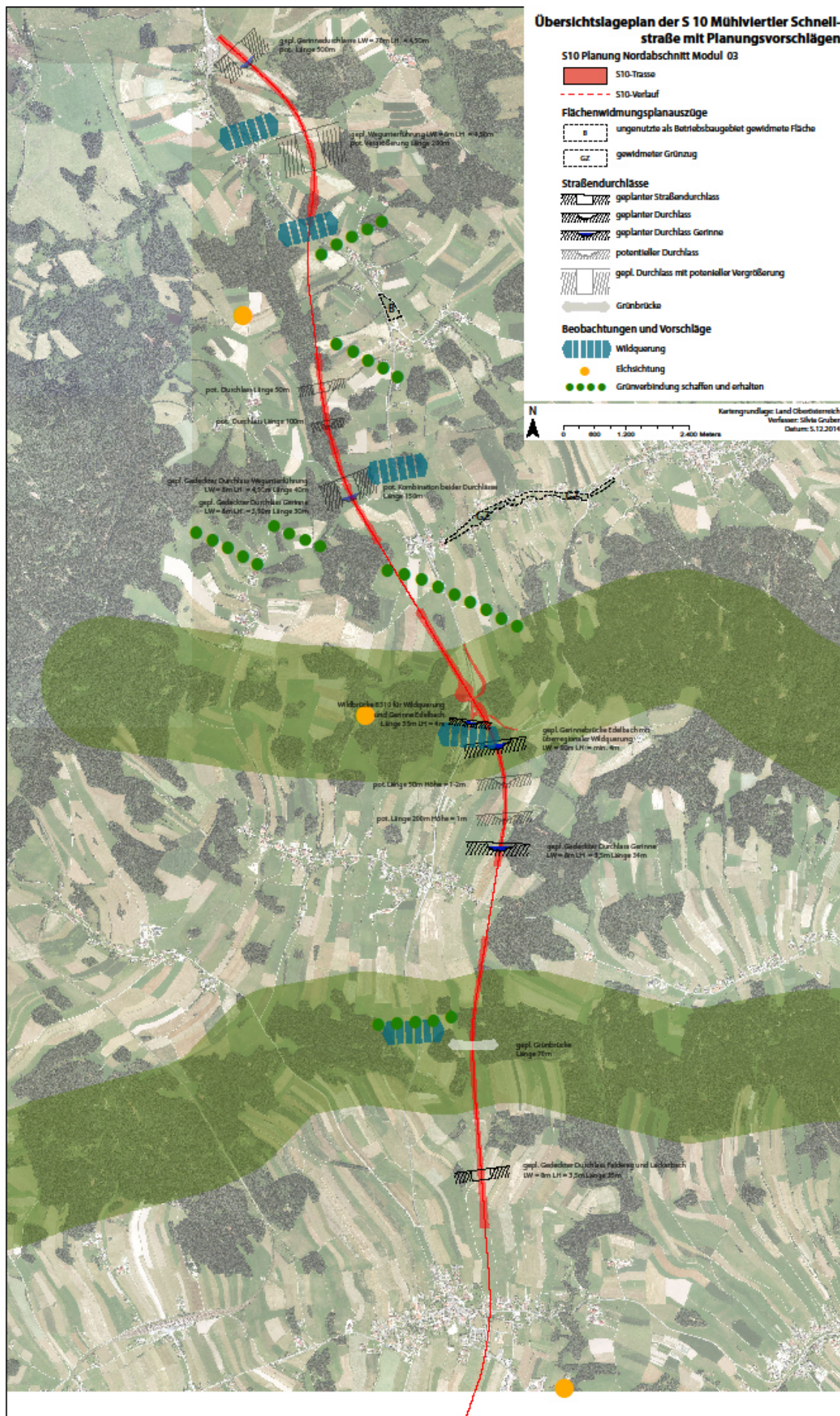


Abbildung 10 Übersichtslageplan der S10 Mühlviertler Schnellstraße inklusive Planungsvorschlägen für potenzielle Durchlässe.

4.8 INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

Die Erhebung der Landnutzungsklassen zeigt einen großen Anteil an Wald- und Forstfläche im Untersuchungsgebiet, dieser ist generell für das Gebiet repräsentativ, ebenso wie der hohe Anteil an Grünland. Im Korridorvergleich ist ersichtlich, dass die Ausweisung der Korridore ihren Nutzen, der Vernetzung abgegrenzter oder isolierter Lebensräume von Populationen, nicht verfehlt hat. Das Ergebnis des Vergleichs der Landnutzungsklassen je Korridor machte die naturschutzfachlich bedeutsame Korridorausstattung deutlich. Der Waldanteil ist in beiden Korridoren höher als in den Vergleichskorridoren. Dabei zeigt sich außerdem in beiden Fällen ein geringerer Anteil an Ackerland.

Ein Blick auf die Berechnungen des „Conservation Values“ zeigt, dass die von BIRNGRUBER et al. (2012:81) deklarierten Wildtierkorridore auch statistisch gesehen eine naturschutzfachlich bedeutsame Rolle spielen. Eine der zu Beginn aufgestellten Hypothesen besagt, dass *die ausgewiesenen Korridore für andere Arten nicht geeignet sind*. Diese Annahme kann auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse verworfen werden, da beide Wildtierkorridore (FR_03A und FR_01A) höhere „Conservation Values“ aufweisen, als die Vergleichskorridore.

In Übereinstimmung mit den Resultaten des Vergleichs der Landnutzungsklassen je Korridor stehen die Ergebnisse des „Conservation Values“ je Korridor in einem positiven Zusammenhang. Mit der Berechnung des „Urbanity Index“ je Korridor zeigt sich jedoch lediglich ein geringer Zusammenhang mit den „Conservation Values“ je Korridor. Die Werte des Korridors FR_03A stechen jedoch in beiden Berechnungen hervor. Dieser Korridor weist den höchsten „Conservation Value“ sowie den niedrigsten „Urbanity Index“ auf.

Diese Berechnungen können in der vorliegenden Studie in die Praxis umgesetzt werden. Der ausgewiesene Wildtierkorridor FR_03A wurde aufgrund seiner Werte in den Berechnungen des „Conservation Values“ und des „Urbanity Index“ aus naturschutzfachlicher Sicht als bedeutsamster Korridor ausgewählt. Auf dieser Grundlage beruhend sowie aus planungsstrategischer Sicht leicht nachvollziehbar, wurde dieser Korridor, wie in dem Übersichtslageplan ersichtlich, für die Erhaltung der Durchlässigkeit mittels einer Grünbrücke ausgewählt.

Der Vergleich des „Conservation Values“ je Widerstandsklasse hat zum Ergebnis, dass bei zukünftigen Planungen von Wildtierkorridoren auf Basis des Widerstandsmodells, ebenso die Klasse 4 (gut durchlässig) berücksichtigt werden kann. Diese Klasse wies den signifikant höchsten „Conservation Value“ auf. Dieses Ergebnis bestätigt die zweite Hypothese, dass *die Widerstandsklasse 4 wirksamer ist als Klasse 5*. Diese beruht auf der Annahme, dass es sich bei Klasse 5 lediglich um Wald bzw. Waldforste handelt, für waldgebundene Wildtiere zwar von Vorteil, jedoch weist die Klasse 5 ebenso einen niedrigeren „Conservation Value“ auf, da dieser Index unter anderem auf Strukturvielfalt beruht.

Durch Berechnung des „Urbanity Index“ je Widerstandsklasse kann ein negativer Zusammenhang mit den Werten des „Conservation Values“ festgestellt werden. Die Klasse 2 zeigt wie erwartet den höchsten „Urbanity Index“ und den niedrigsten „Conservation Value“. Dieses Ergebnis spiegelt die anthropogene Veränderung in diesen Bereichen wider und soll die Bedeutung des Schutzes der noch naturnäheren Bereiche, wie jene die mit Klasse 4 und 5 deklariert wurden, hervorheben.

5 DISKUSSION

Diese Arbeit wurde mit der Feststellung begonnen, dass einer der Hauptfaktoren des Artenverlustes die Fragmentierung von Lebensräumen darstellt (BIRNGRUBER et al. 2012:15). Betrachtet man alleine das oberösterreichische Verkehrsnetz, ergibt sich eine Flächenversiegelung durch die Verkehrsinfrastruktur von 1,36 km Straße je Quadratkilometer inklusive Güterwegen (BIRNGRUBER et al. 2012:36). Aufgrund dieser und anderer Tätigkeiten wird das Ökosystem destabilisiert und die Arten- und Biotopvielfalt geht verloren (ooe-umweltschutzbund.at o.J.a:o.S.; ooe-umweltschutzbund.at o.J.b:o.S.). Deshalb sollte ein „ökologisches Infrastrukturnetz“, durch eine konkrete Ausweisung von überregionalen Wanderkorridoren (Wildtierkorridor) und deren Berücksichtigung beim Ausbau des österreichischen Infrastrukturnetzes durch Wildtierpassagen (Grünbrücken), geschaffen werden (umweltbundesamt.at o.J.a:o.S.).

Der aktuell in Planung befindliche Nordabschnitt Rainbach bis Wullowitz zerschneidet zwei von BIRNGRUBER et al. (2012:81) deklarierten Wildtierkorridoren (FR_03A und FR_01A). Da aus finanziellen Gründen einer der beiden Korridore mit einer Wildbrücke ausgestattet werden kann, wurde im Rahmen dieser Arbeit der Versuch einer Priorisierung unternommen. Vor diesem Hintergrund wurde eine Analyse der Landschaftsstruktur durchgeführt sowie neue Bewertungsindizes eingeführt und diese einer statistischen Auswertung unterzogen.

5.1 ERGEBNISSE

Das Ergebnis der Erhebung der Landschaftsstruktur kann durch die anthropogene Nutzungsgeschichte erklärt werden. Die Grafik (Abbildung 4) zeigt einen Anteil der Wälder und Forste von 40 % sowie einen Grünlandanteil von fast 30 %. Diese Landschaftsstruktur, insbesondere der hohe Wald- und Grünlandanteil, kann durch die Ausführungen von KURZ (2010:53) mit der relativ späten flächigen Besiedlung des Mühlviertler Raumes begründet werden. Gründe dafür sind der an Nährstoffen arme, saure, seichtgründige und versteinerte Boden sowie das raue Klima.

Diese Gegebenheiten bestimmen eine kurze Vegetationsperiode, weshalb die heute dominierende Nutzungsform die Grünlandwirtschaft ist.

Stellt man einen Vergleich zu anderen wildökologischen Korridoren in Oberösterreich auf, so zeigt sich von der Landschaftsstruktur ein deutlicher Unterschied in der Ausstattung. Das Gebiet des Kobernaußeralwaldes weist sowohl innerhalb des Wildtierkorridors als auch außerhalb des Korridors mit über 50 % an Ackerland den flächenmäßig größten Teil in diesem Gebiet auf. Wälder und Forste umfassen innerhalb des Korridors zumindest einen Anteil von 22 % (SCHMID 2010:67). Selbst bei einer derart geringen Bewaldung kann die Funktionalität des Kobernaußeralwaldkorridors, welcher die wichtigste Nord-Süd-Verbindung durch Oberösterreich darstellt, durch Luchsnachweise aus den letzten Jahren bestätigt werden (BIRNGRUBER et al. 2012:36). Die Korridore des nördlichen Mühlviertels weisen einen vergleichsweise hohen Waldanteil und somit auch ein gehäuftes Vorkommen des Luchses auf, wie in der Grafik der *Luchshinweise (Daten ungewichtet) in Oberösterreich von 1995-2010* nach ENGLEDER (2011:o.S.) ersichtlich ist.

Im nordwestlichen Mühlviertel zeigt sich aktuell ein Verbreitungsschwerpunkt des Luchses in Oberösterreich. Von den Ansprüchen der Leitart Luchs profitieren zugleich die anderen in Europa vorkommenden Großsäuger wie Wolf, Bär, Elch, Wildkatze, Rot- und Schwarzwild (BIRNGRUBER et al. 2012:24). Da diese Arten großteils an Wald gebunden sind, wurde auf dieser Grundlage in der vorliegenden Arbeit die Hypothese aufgestellt, dass *die ausgewiesenen Korridore für andere Arten nicht geeignet sind*. Unter Berücksichtigung der statistischen Ergebnisse kann diese Hypothese verworfen werden. Die Berechnungen ergaben, dass der geografisch südlichste Korridor (FR_03A), sowohl laut den Ergebnissen des „Conservation Values“ als auch des „Urbanity Index“ den naturschutzfachlich bedeutsamsten Korridor darstellt.

Die Kosten einer Wildbrücke belaufen sich bei vergleichbar großen Bauwerken auf bis zu vier Millionen Euro (asfinag.at o.J.:o.S.), daher kann nach Planungen der ASFINAG lediglich die Durchlässigkeit eines Wildtierkorridors durch eine Wildbrücke aufrecht erhalten werden. Die Errichtung einer zweiten Grünbrücke wurde aus finanziellen Gründen abgelehnt. Der geografisch südlichere Wildtierkorridor FR_03A wurde zunächst nur aus planungsstrategischer Sicht, für die Erhaltung der Durchlässigkeit mittels einer Grünbrücke, ausgewählt. Als Ursache für die Wahl seitens der ASFINAG lässt sich die einfachere planungstechnische Umsetzung vermuten. In Folge der empirischen Auswertung kommt auch die vorliegende Arbeit zu dem Ergebnis, dass der ausgewiesene Wildtierkorridor FR_03A

durch eine Wildbrücke zu erhalten ist. Aus wildökologischem Blickwinkel soll die Grünverbindung durch geeignete Leitstrukturen, vor allem an den Außenrändern des Korridors durch z. B. dorniges Gebüsch oder wintergrünes Nadelgehölz, gestärkt und eine Breite von 500 bis 1000 m angestrebt werden, um das Genflusspotenzial auch für störungsempfindliche terrestrische Säugetiere sicherzustellen (VÖLK et al. 2005:179).

Bei der Festlegung und Zonierung der Wildtierkorridore in Oberösterreich nach BIRNGRUBER et al. (2012:81) wurde die Karte der Habitateignung für den Luchs sowie für andere Tierarten mit vergleichbaren Lebensraumansprüchen mit expertenbasierten ausgewiesenen Korridoren und dem Widerstandsmodell nach HOLZGANG et al. (2001:o.S.) überlagert. Das Widerstandsmodell bevorzugt hierbei hauptsächlich die Widerstandsklasse 5, welche einen geringen Raumwiderstand bedeutet, da diese Klasse übermäßig aus Wald bzw. Waldweide besteht und demnach freie Passierbarkeit für Wildtiere ermöglicht. Auf dieser Annahme stützt sich die zweite Hypothese in der vorliegenden Arbeit und besagt, dass *die Widerstandsklassen 2 bis 4 wirksamer für andere Schutzgüter sind als die Klasse 5*. Die Ergebnisse aus der vorliegenden Studie bestätigen die aufgestellte Hypothese. Aufgrund der Tatsache, dass die Widerstandsklasse 5 hauptsächlich nur Wald beinhaltet, ist der Unterschied zu Klasse 4 und deren naturschutzfachliche Bedeutung in Bezug auf andere Schutzgüter aufgrund ihrer Strukturvielfalt nicht verwunderlich.

Wird bei der Ausweisung von Wildtierkorridoren auch die Widerstandsklasse 4 berücksichtigt, folgt daraus ein Mitnahmeeffekt für andere Schutzgüter (siehe Kapitel 1.4.3). DROBNIK et al. (2013:44) stellen in der Studie des Bundesamts für Naturschutz fest, dass *„die höchsten Ansprüche an die Ausstattung eines Korridors wenig mobile Spezialisten der jeweiligen Lebensräume stellen, welche deshalb von Fragmentierung am stärksten betroffen sind.“* Von einer Ausweitung des ökologischen Infrastrukturnetzes auf die Widerstandsklasse 4 würden unter anderem Offenlandarten und deren Habitate profitieren, wodurch die generelle Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften langfristig aufrecht erhalten wird (KAULE 1991:484; umweltbundesamt.at o.J.a:o.S.). Auf Basis dieser Erkenntnis könnten diese Ergebnisse bei der Planung weiterer Wildtierkorridore sinnvoll in die Praxis umgesetzt werden.

5.2 METHODENVERGLEICH

Die vorliegende Arbeit bediente sich mehreren Analyseverfahren und lehnte sich methodisch teilweise an die Studie von SCHMID (2010) an. Die Erhebung der Landnutzungsklassen ist zu Beginn ein wirksames Instrument, um einen generellen Eindruck über die Ausstattung eines Gebietes zu gewinnen. Trotz des relativ großen Sampling Designs von 158 Versuchsflächen, stellt dies im Vergleich zur Größe des Untersuchungsgebietes nur einen kleinen Ausschnitt dar. Daher konnte nur bedingt eine Aussage über die Landschaftsstruktur des gesamten Untersuchungsgebietes getroffen werden. Dennoch konnte zumindest grob ein Vergleich von Korridor und Vergleichskorridor angestellt werden. Außerdem wurden zudem zusätzliche Bewertungsindices herangezogen, welche die naturschutzfachliche Bedeutung abbilden sollen.

Die Bewertung mittels „Conservation Value“ stellte eine einfache und rasche Methode zur naturschutzfachlichen Bewertung, dar. Der Zeitaufwand dieser Methode ist gering und das erforderliche Spezialwissen zur Durchführung beschränkt sich auf ein Minimum. Die durchgeführte Stichprobenerhebung ist zeitlich und finanziell zwar günstiger als eine flächendeckende Erhebung, jedoch bleibt das Problem der Extrapolation bestehen. Es kann hierbei nicht ausgeschlossen werden, dass nicht doch wertvolle Schützgüter außerhalb der Stichprobenflächen liegen.

Zusätzlich lässt sich Kritik an dieser Methode üben, da die Bewertung von Flächen durch den „Conservation Value“ ungenaue Ergebnisse liefert. Diese könnten durch eine selektive Biotopkartierung, welche vergleichsweise in der Arbeit von SCHMID (2010) durchgeführt wurde, gestützt werden. Eine ähnliche Vorgehensweise wäre für weitere Forschungen zu überlegen, in der vorliegenden Arbeit wurde zu Beginn bewusst auf eine flächendeckende selektive Biotopkartierung verzichtet. Einerseits aufgrund des hohen Arbeitsumfangs und andererseits aufgrund der Tatsache, dass der Index „Conservation Value“ nicht nur einzelne Merkmale oder Schützgüter herausgreift, sondern auf den für die Fragestellung wichtigen Mitnahmeeffekt abzielt.

In dieser Arbeit wurde der „Urbanity Index“ in Anlehnung an das Konzept von O’NEILL et al. (1988) verwendet. In einem Paper von WRBKA et al. (2004:22) wird dieses Konzept als ein einfacher und nützlicher Index zur Bewertung des menschlichen Einflusses in einer Landschaft beschrieben. Für gewöhnlich wird der „Urbanity Index“ für größere Gebiete eingesetzt, weshalb sich der Index für diese Arbeit auf Grund des zu kleinen Gebietes als

ungeeignet herausgestellt hat. Die Urbanity wird in dieser ländlichen Gegend überbewertet und da die Widerstandsklasse 1 (keine Passierbarkeit) aus den Berechnungen zur Gänze herausgenommen wurde, ist das Ergebnis leicht verzerrt.

In der vorliegenden Arbeit stehen der „Conservation Value“ und seine naturschutzfachliche Bedeutung besonders im Vordergrund. Daneben wurde als Vergleichswert der „Urbanity Index“ herangezogen, wodurch ein optimales Gesamtbild des Untersuchungsgebietes wiedergegeben wird.

5.3 SCHLUSSFOLGERUNG

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit war die Beantwortung der zu Beginn gestellten Forschungsfragen: *„Wie unterscheiden sich die Wildtierkorridore von den Vergleichskorridoren hinsichtlich der Wirksamkeit für andere Schutzgüter im nördlichen Mühlviertel?“* Eine eindeutige Beantwortung dieser Frage ist mit den verwendeten Methoden nicht möglich, es lässt sich jedoch zumindest eine Tendenz herauslesen. Es kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse nur angenommen werden, dass die Korridore auch für andere Arten eine wichtige Vernetzungsfunktion darstellen. Handelt es sich bei der Ausstattung der Korridore nicht ausschließlich um Wald, dann können durchaus andere Arten davon profitieren.

Gemäß der Definition von Wildtierkorridoren nach BIRNGRUBER et al. (2012:81), wird dieser für in Europa vorkommende Großsäuger ausgewiesen, welche Großteils waldbundene Arten sind. Um auch eine Vernetzung für andere, nicht waldbefördernde Arten zu gewährleisten, bedarf es einigen Gestaltungsmaßnahmen dieser Korridore. Demnach kann die zweite Forschungsfrage, *„Gibt es einen Mitnahmeeffekt oder brauchen andere Schutzgüter zusätzliche Vernetzung?“*, wie folgt beantwortet werden: Auf Grundlage der erhobenen Ergebnisse wird vermutet, dass sich ein Mitnahmeeffekt für andere Schutzgüter bei Wildtierkorridoren zumindest an den Außenrändern abzeichnet. Für eine generelle bessere Vernetzung fordern auch VÖLK et al. (2005:179) Richtlinien zur Gestaltung von Wildtierkorridoren. Aus wildökologischer Sicht brauchen vor allem störungsempfindliche Arten eine gewisse Breite der Korridore, in verbauten Gebieten sollen somit 500 bis 1000 Meter angestrebt werden (VÖLK et al. 2005:179). Wird bei der Gestaltung von

Wildtierkorridoren neben dichter Bepflanzung auch auf eine gewisse Strukturvielfalt geachtet, können somit auch andere Arten, neben den waldbefördernden, profitieren.

Neben den konkreten Gestaltungsmaßnahmen besteht vor allem bei der fehlenden gesetzlichen Verankerung Handlungsbedarf. Bislang berücksichtigt nur das Bundesland Steiermark wildökologisch wichtige Migrationsachsen in ihrer Raumplanung im Landes-Entwicklungsprogramm für Natur- und Landschaftspflege. Generell sollte jedoch bei der Herstellung der Durchlässigkeit von Barrieren die Raumplanung unterstützende Wirkung zeigen (PROSCHEK 2005:7; VÖLK et al. 2005:179). In Oberösterreich werden teilweise Wildtierkorridore im ÖEK (örtliches Entwicklungskonzept) dargestellt, beziehungsweise als Grünzüge ausgewiesen. In seltenen Fällen sind diese als Grünzüge im Flächenwidmungsplan gewidmet. Es besteht jedoch keine Verpflichtung zur Berücksichtigung, zusätzlich fehlen Vorgaben von Gestaltungsmaßnahmen zur Umsetzung in der örtlichen Raumplanung (z. B. Breite der Streifen, Ausstattung). In der überörtlichen Raumplanung werden wildökologische Korridore ebenso nicht flächendeckend berücksichtigt, wie MAUERHOFER (2006:38) bei dem regionalen Raumordnungsprogramm für die Region Linz-Umland aufzeigt.

Eine von Grünzonen differenzierte Ausweisung von Wildtierkorridoren im örtlichen Entwicklungskonzept wäre wünschenswert, um somit ein verbindliches Instrument zu schaffen und die Korridore von Verbauung freizuhalten werden (MAUERHOFER 2006:35ff).

Zudem wurde in dieser Arbeit ein Plan erstellt, welcher die gesamten Durchlässe, sowohl geplant als auch potenziell zwischen Rainbach und Wulowitz darstellt. In erster Linie wurde die Karte auf Grundlage des Übersichtslageplans und des Übersichtslängenschnitts erstellt. Diese wurde anschließend mit Auszügen aus dem Flächenwidmungsplan und den bekannten Wildwechselzonen sowie unter Berücksichtigung der in dieser Arbeit erhobenen Ergebnisse ergänzt. Vor diesem Hintergrund wurde versucht, die dritte Forschungsfrage, *„Welche Planungsvorgaben lassen sich für den Bau der S10 ableiten, um auch eine Vernetzung der Habitate zu gewährleisten? Decken sich die aktuellen Planungen der S10 hinsichtlich der Durchlässe auf Grundlage des Übersichtslängenschnittes mit den erhobenen Daten?“*, zu beantworten. Großteils decken sich die aktuellen Planungen der S10 Mühlviertler Schnellstraße mit den erhobenen Daten. Der erstellte Übersichtslageplan soll mögliche zusätzliche Durchlässe, bzw. ebenso Vergrößerungen von bereits geplanten Durchlässen darstellen. Durch geringen finanziellen Aufwand könnte somit eine großräumige Vernetzung realisiert werden. Für die praktische Umsetzung der Wiederherstellung eines Biotopverbundes

bedarf es jedoch mehr als die in dieser Arbeit erhobenen Daten. Die Grundlage sollte eine umfassende Biotopkartierung bilden, welche sämtliche Strukturelemente erfasst (JEDICKE 1994:88).

Zusammengefasst kann festgehalten werden, dass in einer derart anthropogen genutzten Umgebung vor allem die verbleibenden noch funktionierenden Systeme erhalten werden müssen. Die Funktionalität bestehender Migrationsachsen sollte mit allen Mitteln durch entsprechende Vernetzungselemente aufrechterhalten werden und diese zusätzlich durch eine verbindliche gesetzliche Verankerung gestärkt werden. BIRNGRUBER et al. (2012:42) beschreiben in ihrer Arbeit *„konkrete Handlungsvorgaben zur Sicherstellung eines überregionalen Biotopverbundsystems in Oberösterreich“*, diese müssen nun lediglich in den diversen Fachbereich Anwendung finden.

„Lassen wir die Natur unverändert, können wir nicht existieren; zerstören wir sie, gehen wir zugrunde. Der schmale, sich verengende Gratweg zwischen Verändern und Zerstören kann nur einer Gesellschaft gelingen, die sich mit ihrem Wirtschaften in den Naturhaushalt einfügt und die sich in ihrer Ethik als Teil der Natur empfindet.“ (SUCCOW 2008)

6 ABBILDUNGS- UND TABELLENVERZEICHNIS

6.1 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Übersicht der Verkehrsinfrastruktur in Oberösterreich. Das schwarze Rechteck zeigt die Lage des Untersuchungsgebietes. (BIRNGRUBER et al. 2012:16)	8
Geographische Lage des Untersuchungsgebietes. (arcgis.com o. J.)	28
Karte des Untersuchungsgebietes mit genauer Lage von Wildtier- und Vergleichskorridoren sowie in Rot die Auswahl der Untersuchungsflächen	31
Prozentueller Anteil der Landnutzungsklassen auf die Gesamtfläche der erhobenen Quadranten.	44
Unterschiede der Korridore (FR_03A, NK_SÜD, FR_01A, NK_NORD) der prozentuellen Abweichungen von der Gesamtfläche der erhobenen Quadranten.	45
Mittelwerte mit Standardabweichung der „Conservation Values“ je Gebiet (Korridor).	47
Mittelwerte mit Standardabweichung der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse	49
Mittelwerte mit Standardabweichung der „Urbanity Indices“ je Gebiet (Korridor)	53
Mittelwerte mit Standardabweichung der „Urbanity Indices“ je Widerstandsklasse.	54
Übersichtslageplan der S10 Mühlviertler Schnellstraße inklusive Planungsvorschlägen für potenzielle Durchlässe	56

6.2 TABELLENVERZEICHNIS

Festlegung der Durchlässigkeit (=Passierbarkeit) der Landschaft	32
Deckungsgradskala	37
Liste der Nutzungstypen sowie deren Beschreibung.	38
Hemerobieklassen und deren Bedeutung.	39
Abstufungen der anthropogenen und natürlichen Störung	39
Lebensdauer der vom Menschen eingebrachten belebten Strukturen	40
Lebensdauer der vom Menschen eingebrachten unbelebten Strukturen	40
Mittelwert und Standardabweichung der „Conservation Values“ je Rasterzelle und Korridor.	46
Symbolik der Korridore für die statistische Auswertung	46
Tests auf Normalverteilung der „Conservation Values“ je Korridor	47

Test auf Varianzhomogenität der „Conservation Values“ je Korridor.	48
Einfaktorielle Varianzanalyse der „Conservation Values“ je Korridor.	48
Mittelwert und Standardabweichung des „Conservation Values“ je Rasterzelle und Widerstandsklasse.	49
Tests auf Normalverteilung der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.	50
Test auf Varianzhomogenität der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.	50
Einfaktorielle Varianzanalyse der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.	51
Scheffé-Test der „Conservation Values“ je Widerstandsklasse.	51
Mittelwert und Standardabweichung des „Urbanity Index“ je Rasterzelle und Korridor.	52
Mittelwert und Standardabweichung des „Urbanity Index“ je Rasterzelle und Widerstandsklasse.	54

7 QUELLENVERZEICHNIS

- asfinag, o.J.: Neue Grünbrücke Müllendorf für den Alpen-Karpaten-Korridor.
[http://www.asfinag.at/newsroom/newsarchiv/-/asset_publisher/47582/content/neue-grunbruecke-muellendorf-fur-den-alpen-karpaten-korridor?p_o_p_id=56_INSTANCE_pjTWXODDm3vD] (accessed 19.3.15).
- Baier, H., Erdmann, F., Holz, R., Waterstraat, A., 2006. Freiraum und Naturschutz: Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Barth, W., Glagla-Dietz, S., 2005. Naturwalddynamik als Leitbild für ökologische Vernetzungen durch wildnisartige Grünbrücken und Natur-Korridore. In: Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Tillmann, J., Winter, A., Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg. S. 127.
- Birngruber, H., Böck, C., Matzinger, A., Pöstinger, M., Söllradl, A., Wöss, M., 2012. Wildtierkorridore in Oberösterreich. Linz.
- Drobnik, J., Finck, P., Riecken, U., 2013. Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. S. 43
- Engleder, T., 2011: Validierung, Monitoring und Beweissicherung für die Leitart Luchs im Zusammenhang mit der Festlegung überregionaler Wildtierkorridore. In: Birngruber, H., Böck, C., Matzinger, A., Pöstinger, M., Söllradl, A., Wöss, M., 2012. Wildtierkorridore in Oberösterreich. Linz.
- Euller, K., 2012. Vegetations- und landschaftsökologische Indikatoren des Kulturlandschaftswandels. Universität Wien, Wien. S. 18-25.
- Europäische Gemeinschaften, 1999. ESPD European Spatial Development Perspective: Towards Balanced and Sustainable Development of the Territory of the European Union. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. S.73.
- Federspieler, R., 2012. Biotopverbund in grenznahen Agrikulturlandschaften im mittleren Burgenland - Naturschutzfachliche Grundlage für das Grüne Band Europas. Universität Wien, Wien.
- Fink, M.H., Grünweis, F.M., Wrbka, T., 1989. Kartierung ausgewählter Kulturlandschaften Österreichs. Wien.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986. Landscape ecology. Wiley & Sons, Inc., New York.
- Fritz, M., 2013. EU Biodiversitätsstrategie In: Leitner, H., Grüne Infrastruktur - Lebensraumverbund durch Wildtierkorridore. Büro für Wildökologie & Forstwirtschaft [http://www.ooe-umweltanwaltschaft.at/xbcr/SID-FA54682B-88B7289E/WTk_Vortrag_Leitner.pdf] (accessed 02.04.2015)

- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H., Reiter, K., 1998. Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Bd. 17. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- Hinterstoisser, H., 2001. Internationaler Naturschutz. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.
- Holzgang, O., Pfister, H.P., Heynen, D., Blant, M., Righetti, A., Berthoud, G., Marchesi, P., Maddalena, T., Müri, H., Wendelspiess, M., Dändliker, G., Mollet, P., Bornhauser-Sieber, U., 2001. Korridore für Wildtiere in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 326. BUWAL, SGW & Schweizerische Vogelwarte Sempach, Bern.
- Infodienst Wildbiologie & Ökologie (Hrsg.), 2001. Wildtierkorridore Schweiz. Schweizerisches Wildtierbiologisches Informationsblatt. Zürich.
- Jalas, J., 1955. Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Pro Fauna et Flora Fenn. 72. S. 1-15.
- Jedicke, E., 1994. Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Eugen Ulmer, Stuttgart. S. 15-85.
- Job, H., 1999. Der Wandel der historischen Kulturlandschaft und sein Stellenwert in der Raumordnung. Deutsche Akademie für Landeskunde, Flensburg. S. 25.
- Kaule, G., 1991. Arten- und Biotopschutz. Eugen Ulmer, Stuttgart. S. 484
- Knoll, A., 2008. Lebensraumvernetzung durch Ausgleichsmaßnahmen im Land Salzburg (Österreich). In: Türk, R., Comes, P. (Hrsg.), Biotopverbund – Lebensraumvernetzung & Beiträge zum 13. Österreichischen Botanikertreffen, Schriftenreihe Sauteria Bd. 16. Universität Salzburg, Fachbereich organismische Biologie, Salzburg. S. 102-111.
- Kovarik, I., 1988. Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel Berlin West; Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Bd. 56. Eigenverlag TU Berlin, Berlin (West). In: Wrba, T., Peterseil, J., Kiss, A., Schmitzberger, I., Plutzar, C., Szerencsits, E., Thurner, B., Schneider, W., Suppan, F., Beissmann, H., Hengsberger, R., Tutsch, G., 2003. Endbericht zum Forschungsprojekt SINUS - Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit. Wien. S.21.
- Kurz, P., 2010. Grünlandvegetation und Landnutzungswandel in den Mühlviertler Mittelgebirgen. STAPFIA:reports Bd. 92. S. 45–109.
- Land Oberösterreich, o.J. Klima. [http://www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xchg/ooe/hs.xsl/18479_DEU_HTML.htm] (accessed 11.4.14).
- Leitner, H., 2013. Grüne Infrastruktur - Lebensraumverbund durch Wildtierkorridore. Büro für Wildökologie & Forstwirtschaft [http://www.ooe-umweltanwaltschaft.at/xbcr/SID-FA54682B-88B7289E/WTk_Vortrag_Leitner.pdf] (accessed 02.04.2015)

- Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA* 15. Committee on Mathematical Biology and Biology Department University of Chicago, Chicago, Illinois. S. 237-240.
- Lexer, W., 2004. Zerschnitten, versiegelt, verbaut. Flächenverbrauch und Zersiedlung versus nachhaltige Siedlungsentwicklung. Vortrag Dachtagung GRÜN Stadt GRAU. Umweltbundesamt, Wien.
- Liebel, G., Farasin, K., Schramayr, G., Schanda, F., Stöhr, B., 1987. Biotopkartierung - Stand und Empfehlungen. Umweltbundesamt, Wien.
- Linnell, J., Salvatori, V., Boitani, L., 2007. Leitlinien für Managementpläne für Großraubtiere auf Populationsebene in Europa. Bericht der Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE) erstellt für die Europäische Union. S. 4-73.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *International Journal of Organic Evolution* Bd. 17. Nr. 4. S. 373-387.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island biogeography*. New York.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1971. *Biogeographie der Inseln*. München.
- Mauerhofer, V., 2006. Wildökologische Korridore in der österreichischen Raumplanung. Möglichkeiten zur raumplanerischen Sicherung wildökologischer Korridore mit Mitteln des öffentlichen Rechts und des Privatrechts. Asfinag, Bmvit, WWF, Wien.
- Mauerhofer, V., 2008. Wildökologische Korridorplanung in der öffentlich- und zivilrechtlichen Raumordnung. *Baurechtliche Blätter* 11, S. 49-62.
- Müller, 2001. In: Baier, H., Erdmann, F., Holz, R., Waterstraat, A., 2006. Freiraum und Naturschutz: Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Naturschutzbund, o.J. Nationales Recht, Natur- und Landschaftsschutzgesetz. [http://naturschutzbund.at/rechtliche_grundlagen.html] (accessed 13.10.2014).
- Nievergelt, B., Egli, E., 1986. Grundlage für ein Naturschutz-Gesamtkonzept im Kanton Zürich: Eine Projektstudie ausgeführt im Auftrag des Amtes für Raumplanung des Kantons Zürich. Ethologie und Wildforschung, Zoologisches Institut der Universität Zürich-Irchel, Zürich.
- Oberhauser, R., 1980. *Der Geologische Aufbau Österreichs*. Springer-Verlag, Wien.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H., Graham, R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1(3), S. 153-162.
- Proschek, M., 2005. Strategische Planung für die Lebensraumvernetzung in Österreich – Prioritätensetzung für Nachrüstvorschläge für Grünbrücken über Autobahnen und Schnellstraßen. Studie im Auftrag der Asfinag. Wien.

- Proschek, M., 2006. Vorwort. In: Mauerhofer, V., Wildökologische Korridore in der österreichischen Raumplanung - Möglichkeiten zur raumplanerischen Sicherung wildökologischer Korridore mit Mitteln des öffentlichen Rechts und des Privatrechts. Asfinag, Bmvit, WWF, Wien. S. 6.
- Ringler, A., 1995. Landschaftspflegekonzept Bayern Band I: Einführung – Ziele der Landschaftspflege in Bayern. München. S. 174.
- RIS - Gesamte Rechtsvorschrift für Oö. Natur- und Landschaftsschutzgesetz 2001 - Landesrecht Oberösterreich, Fassung vom 13.10.2014, o.J.
[<http://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LROO&Gesetzesnummer=20000147&ShowPrintPreview=True>] (accessed 13.10.2014a).
- RIS - Gesamte Rechtsvorschrift für Oö. Umweltschutzgesetz 1996 - Landesrecht Oberösterreich, Fassung vom 13.10.2014, o.J.
[<http://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LROO&Gesetzesnummer=10000480&ShowPrintPreview=True>] (accessed 13.10.2014b).
- RIS - Gesamte Rechtsvorschrift für Oö. Flurverfassungs-Landesgesetz 1979 - Landesrecht Oberösterreich, Fassung vom 13.10.2014, o.J.
[<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LROO&Gesetzesnummer=10000163>] (accessed 10.13.14c).
- RIS - Gesamte Rechtsvorschrift für Oö. Raumordnungsgesetz 1994 - Landesrecht Oberösterreich, Fassung vom 16.10.2014, o.J.
[<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=LROO&Gesetzesnummer=10000370&ShowPrintPreview=True>] (accessed 16.10.2014d).
- RIS - Gesamte Rechtsvorschrift für Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000 - Bundesrecht konsolidiert, Fassung vom 17.10.2014, o.J.
[<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010767&ShowPrintPreview=True>] (accessed 17.10.2014e).
- RVS 04.03.12 Umweltschutz – Flora und Fauna an Verkehrswegen – Wildschutz (Ausgabe 1. September 2007), Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Asfinag, Landesbaudirektion der Bundesländer
- Schmid, M., 2010. Lebensraumvernetzung im Umfeld des Kobernaußerwaldkorridors. Universität Wien, Wien.
- Succow, M., 2008. Verantwortung übernehmen – Schöpfung bewahren: 10 Thesen. Michael Succow Stiftung zum Schutz der Natur. Berlin.
- Sukopp, H., 1972. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. Berichte über Landwirtschaft, Bd. 50, Hamburg, Berlin. S. 112-139.
- Tillmann, J. E., Bouwma, I., 2005. Überblick über die Entwicklung ökologischer Netzwerke auf europäischer Ebene und exemplarische Darstellung nationaler Konzepte. In: Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Tillmann, J. E., Winter, A., Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg. S. 159-169.

- Umweltanwaltschaft (Hrsg.), o. J. a Eingriffs-Ausgleichs-Regelung für Natur- und Landschaftsschutz. Positionspapier [<http://www.ooe-umweltanwaltschaft.at/xbcr/SID-F07A4909-B97D2F36/Schottertext.pdf>] (accessed 7.1.2015).
- Umweltanwaltschaft (Hrsg.), o.J. b Wildtierkorridore. Positionspapier. [<http://www.ooe-umweltanwaltschaft.at/xbcr/SID-5CAA787F-B2FD7731/TEXT%284%29.pdf>] S.7. (accessed 22.1.2014)
- Umweltbundesamt, o.J. a. Verkehr und Siedlungen bedrohen die Artenvielfalt. [<http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/raumordnung/auswirkungen1/zerschneidungen/>] (accessed 22.1.2014).
- Umweltbundesamt, o.J. b. Versiegelung nimmt zu. [<http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/raumordnung/flachen-inanspruch/>] (accessed 23.9.2014).
- Umweltbundesamt, o.J. c. UVP – Umweltverträglichkeitsprüfung. [<http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/uvpsup/uvpoesterreich1/>] (accessed 17.10.2014).
- Umweltbundesamt, o.J. d. Berner Konvention. [http://www.umweltbundesamt.at/berner_konvention/] (accessed 27.10.2014).
- Umweltbundesamt, o.J. e. Biodiversitätskonvention. [http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/naturschutz/naturrecht/int_konventionen/biodiv_konvention/] (accessed 27.10.2014).
- Völk, F., Glitzner, I., Wöss, M., 2001. Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz. Kriterien – Indikatoren – Mindeststandards. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Straßenforschung Heft 513, Wien. S. 3-16.
- Völk, F., Reiss-Enz, V., Walcher, A., Schacht, H., 2005. Überregional bedeutsame Wildtierkorridore in Österreich und ihre planerische Sicherung. In: Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Tillmann, J., Winter, A., Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Bonn-Bad Godesberg. S. 171-185.
- Wehner, R., Gehring W., 2007. Zoologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart. S. 564.
- Wulf, A.J., 2001. Die Eignung landschaftsökologischer Bewertungskriterien für die raumbezogene Umweltplanung. Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Deutschland. S. 169-204.
- Wrbka, T., 1996. Die österreichische Kulturlandschaftskartierung als Grundlage naturschutzfachlicher Erhebungen und Bewertungen. Symposium „Biotopkartierung im Alpenraum“. Sauteria 8. Verlag Alexander Just: Dorfbeuern, Salzburg-Brüssel. S. 293-304.
- Wrbka, T., Peterseil, J., Kiss, A., Schmitzberger, I., Plutzar, C., Szerencsits, E., Thurner, B., Schneider, W., Suppan, F., Beissmann, H., Hengsberger, R., Tutsch, G., 2003. Endbericht zum Forschungsprojekt SINUS - Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit. Wien.

- Wrbka, T., Erb, K.-H., Schulz, N.B., Peterseil, J., Hahn, C., Haberl, H., 2004. Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy* 21(3).
- Wrbka, T., Reiter, K., Szerencsits, E., Stocker-Kiss, A., Fussenegger, K., Paar, M., 2005. Die Landschaften Österreichs und ihre Bedeutung für die Biologische Vielfalt. Umweltbundesamt Wien, Wien.
- Wrbka, T., 2012. Fragmentation, Habitatloss. Vortrag. Universität Wien, Wien.
[<https://moodle.univie.ac.at/mod/folder/view.php?id=387582>] (accessed 23.9.2014)
- Wrbka, T., Peterseil, J., Grünweis, F.M., 2013. Kartieranleitung Landschaftsstruktur. Universität Wien, Wien.

Quellen der Abbildungen

- ArcGIS Online World Topographic Map
[http://www.arcgis.com/home/webmap/viewer.html?webmap=a72b0766aea04b48bf7a0e8c27ccc007&_ga=1.261266957.1077810171.1415452482] (accessed 31.3.2015)
- Birngruber, H., Böck, C., Matzinger, A., Pöstinger, M., Söllradl, A., Wöss, M., 2012. Wildtierkorridore in Oberösterreich. Linz.

Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt. Sollte dennoch eine Urheberrechtsverletzung bekannt werden, ersuche ich um Meldung bei mir.

8 ANHANG

ERHEBUNGSBLATT		Masterarbeit Juli 2014			
Gebiet	Biotop-Nr.	Datum	2014		
Bearb.: Gruber Silvia					
Nutzungstyp					
Biotoptyp (lt. Liste)					
Kurzbeschreibung und Arten					
VegH	INB	S01 Offenbodenvegetation, Sand/Grus/Löß S02 Offenbodenvegetation, Fels S03 Offenbodenvegetation, Torf, Schlick S04 Offenbodenvegetation, Mutterboden S05 niederwüchsiger geschl. Rasen S06 geschl. Hochgrasbestand S07 dichtes Röhricht/Seggenried S08 Knickschicht vorhanden S09 vorjährige Halme/Stängel vorhanden S10 gut entw. Saumvegetation S11 Blütenreich S12 üppige Hochstaudenflur S13 lückiger Gehölzbestand S14 geschl. Gehölzbestand S15 Hecke S16 Gebüsch S17 eine Baumschicht ausgebildet S18 mehrere Baumschichten ausgeb. S19 markante Einzelbäume, Überhälter S20 Altholz S21 Totholz stehend >30% S22 Totholz liegend >30% S23 Gehölzverjüngung S24 Stockausschläge S25 hallenartiger Forst, frisch durchforstet S26 randl. vorh. Strauchschicht S27 fragmentar. vorh. Strauchschicht S28 lockere Strauchschicht (30-60 %) S29 dichte Strauchschicht S30 Waldmantel S31 Zwergsträucher S32 Verbuschungsinitialen S33 Baumzeile, Allee S34 Baumwiese, -weide S35 offene Annuelienflur S36 Kusselgelände S37 Felsblöcke, Blockstreu S38 Lesesteinriegel (gr.) S39 Lesesteinhaufen (kl.) S40 Trockenmauer S41 Felswand S42 Lößwand S43 organische Ablagerungen (Heu, Reisig, Holz) S44 offene Wassertl. perennierend S45 offene Wassertl. periodisch S46 Periodisch vernässes kleines Gewässer S47 Uferverlauf natürlich S48 Uferverlauf künstlich S49 Gewässersohle natürlich S50 Gewässersohle künstlich S51 langsam fließend S52 schnell fließend S53 Wasserkörper strukturiert S54 Steilufer S55 Flachufer, Flachwasserbereich S56 Uferanrisse S57 Schlickfläche S58 Sand-/Kies-/Schotterbank			
DIA	INU				
DIN	CPL				
RGL					
Hemerobiegrad 1 Metahemerob (verödet, alle Lebewesen vernichtet) 2 Polyhemerob (lebensfeindlich, aperiodische Vernichtung) 3 Alpha-Euhemerob (artenarme Fettwiese, Forste) 4 Beta-Euhemerob (artenreiche Fettwiese, Fichtenforst) 5 Mesohemerob (naturbetont) 6 Oligohemerob (naturnah) 7 Ahemerob (natürlich) Deckungsgrad der Flächen im Vergleich zur Rasterzelle 1 < 5 % 2 5-20 % 3 20 - 50 % 4 50 - 75 % 5 > 75 %					

Bedeutung, wertbestimmende Merkmale	
☐ W01	Flächengröße
☐ W02	Vernetzungsfunktion
☐ W03	Bodenschutzfunktion (allg.)
☐ W04	Schutzfunktion gegen Bodenabspülung
☐ W05	Schutzfunktion gegen Bodenabwehung
☐ W06	Schutzfunktion gegen Stoffeintrag
☐ W07	Gewässerschutzfunktion (allg.)
☐ W08	Uferschutzfunktion
☐ W09	Regulierung des Kleinklimas
☐ W10	Rückzugsfunktion (allg.)
☐ W11	große Artenvielfalt
☐ W12	Strukturvielfalt
☐ W13	Vork. seltener/gefährdeter Tierarten
☐ W14	Vork. seltener/gefährdeter Pflanzenarten
☐ W15	Vork. seltener/gefährdeter Pflanzengesellsch.
☐ W16	im Kartierungsgeb. seltener/gefährdeter Biotopt.
☐ W17	f. d. Kartierungsgeb. bes. charakterist. Biotopt.
☐ W18	erhaltenswerter Altbaumbestand
☐ W19	erhaltenswerter traditioneller Nutzungstyp
☐ W20	erhaltenswerte natürliche Reliefform
☐ W21	erhaltenswerte künstliche Reliefform/Aufschluß
☐ W22	Prägung des Landschaftsbildes - Offenheitscharakter
☐ W23	Prägung des Lsbildes - durch vertikale Strukturen
☐ W24	Eignung zu extensiver Erholung
☐ W25	kulturgeschichtliche Bedeutung
☐ W26	wissenschaftliche Bedeutung
☐ W27	jagdliche Bedeutung
☐ W28	Trittsleinfunktion

ist	Pflege/Management
☐ M01	Beibehaltung der aktuellen Nutzung
☐ M02	Extensivierung d. bisherigen Nutzung (allg.)
☐ M03	keine Düngung der Nutzfläche
☐ M04	keine Biozidanwendung auf der Nutzfläche
☐ M05	Nutzungsextensivierung auf d. Nachbarfl.
☐ M06	Düngungsbeschr. auf d. Nachbarflächen
☐ M07	Biozidanwendungsbeschr. a. d. Nachbarfl.
☐ M08	Wiederaufn. trad. landwirtsch. Nutzung
☐ M09	Pflegemaßd (1x, Herbst, Mulchung)
☐ M10	Pflegemaßd (1x, Herbst, Mähgut entf.)
☐ M11	Wiesenmaßd (2x, Mulchung)
☐ M12	Wiesenmaßd (2x, Mähgut entf.)
☐ M13	Beweidung
☐ M14	Beibehaltung d. Grünlandnutzung, kein Umbr.
☐ M15	Rückführung in Grünlandnutzung
☐ M16	Häckeln (1x, Herbst, Mulchung)
☐ M17	Abbrennen
☐ M18	Rodung einzelner Gehölze
☐ M19	Schwenden/Entbuschen inselhaft
☐ M20	Schwenden/Entbuschen großflächig
☐ M21	keine Aufforstung
☐ M22	naturnahe Waldbewirtschaftung
☐ M23	Entfernung standortfremder Gehölze
☐ M24	Entfernung florentinischer Gehölze
☐ M25	Umwandlung in standortger. Gehölzbest.
☐ M26	Umwandlung in florentin. Gehölzbest.
☐ M27	Altbaumpflege
☐ M28	Entwicklung einer Strauchschicht
☐ M29	Bestandesumbau zu strukturreich. Waldtyp
☐ M30	Einstellung der Bewirtschaftung
☐ M31	keine Pflegemaßnahmen nötig
☐ M32	andere Pflegemaßnahmen sinnvoll
☐ M33	Pflegeextensivierung
☐ M34	weitere Maßd nicht sinnvoll/nötig
☐ M35	Ausschluß der Beweidung
☐ M36	kein weiteres Abbrennen
☐ M37	Verbuschung zulassen

Korrespondierende Biotope

☐ M38	keine Rodung
☐ M39	Waldmantelentwicklung
☐ M40	Erhaltung von Alt- und Totholz
☐ M41	Einrichtung eines Naturwaldreservates
☐ M42	Gestaltungsmaßnahmen sinnvoll (allg.)
☐ M43	Obstbaumzeile/-bestand anlegen o. ergänzen
☐ M44	Auspfl. v. Einzelbäumen, -gruppen, -zeilen
☐ M45	Anlage von Hecken/Feldgehölzen
☐ M46	Anlage einer Schutzpflanzung
☐ M47	Anlage von "Ökowerk"flächen/-streifen
☐ M48	naturn. Gest. von ehem. Materialentnahmest.
☐ M49	naturnahe Gewässergestaltung
☐ M50	Gewässerrückbau
☐ M51	Sanierung nötig (allg.)
☐ M52	Sanierung einer Schutzpflanzung
☐ M53	Gewässersanierung
☐ M54	Müll/Schutt entfernen
☐ M55	Pflegemaßd in unregelmäßigem Turnus
☐ M56	Drainagerückbau
☐ M57	Intensivierung der Beweidung
☐ M58	Moornaturierung
☐ M59	Pufferzonen
☐ M60	Auf Stock setzen

akt.	Gefährdung/Beeinträchtigung
☐ B01	Zerstörung des LEL (allg.)
☐ B02	Verbauung (allg.)
☐ B03	Wegebau, Straßenbau
☐ B04	Zerschneidung
☐ B05	Isolation
☐ B06	Schotterabbau oder ähnliches
☐ B07	Schutt-/Müllablagerung
☐ B08	Verfüllung
☐ B09	Geländekorrektur
☐ B10	Nutzungsänderung (allg.)
☐ B11	Nutzungsaufgabe (allg.)
☐ B12	Übernutzung (allg.)
☐ B13	Betritt
☐ B14	Überweidung
☐ B15	Wildverbiß/Verlegung
☐ B16	Verbuschung
☐ B17	Einwanderung florentinischer Problemgehölze
☐ B18	Umwandlung in pflegeintensive Grünanlage
☐ B19	Auspflanzen von Ziergehölzen
☐ B20	Aufforstung
☐ B21	Rodung
☐ B22	großflächiger Kahlschlag
☐ B23	unsachgemäße Durchforstung
☐ B24	Abbrennen
☐ B25	Umbruch
☐ B26	Veränderung des Wasserhaushaltes (allg.)
☐ B27	Drainage
☐ B28	Absenkung des Grundwasserspiegels
☐ B29	Gewässerausbau
☐ B30	Gewässerräumung
☐ B31	Verlandung
☐ B32	Veränderung des Stoffhaushaltes (allg.)
☐ B33	Eutrophierung
☐ B34	Biozideintrag
☐ B35	mechan. Verunreinigung
☐ B36	chem. Verunreinigung
☐ B37	Immission
☐ B38	Auspflanzen von standortfremden Gehölzen
☐ B39	Wasserentnahme, Ableitung
☐ B40	Fragmentierung des Netzwerkes
☐ B41	Einwanderung invasiver Stauden
☐ B42	Verrohrung
☐ B43	Akkustische Störung

LEBENS LAUF

Silvia Gruber, BSc

Ausbildung

Seit Oktober 2012	Masterstudium Naturschutz und Biodiversitätsmanagement - Universität Wien Titel der Masterarbeit: „Vernetzung von Lebensräumen durch wildökologische Korridore - Wirksamkeit der wildökologischen Korridore für Arten des nördlichen Mühlviertels bezugnehmend auf die Planung der S10“ Leistungsstipendium der Universität Wien für das Jahr 2013
2008 - 2012	Bachelorstudium Biologie - Universität Wien Schwerpunkt: Zoologie Titel der 1. Bachelorarbeit: „Analyse der Lautsignale Afrikanischer Elefanten (<i>Loxodonta africana</i>)“ Titel der 2. Bachelorarbeit: „Verhaltensanalyse der Besucher des Tiergartens Schönbrunn - in Bezug auf die Attraktivität der verschiedenen Tierarten“
2003 - 2008	Bundeshandelsakademie - Linz Rudigierstraße Schwerpunkt: Management, Controlling und Bilanzierung Titel der Maturaprojektarbeit: „Hinter den Kulissen - Budgetierungshandbuch des Landestheaters Linz“
1999 - 2003	Bundesrealgymnasium Khevenhüller - Linz Khevenhüllerstraße
1995 - 1999	Volksschule 48 Edmund-Aigner-Schule - Linz Froschberg

Beruflicher Werdegang und Praktika

Februar	2014	Umweltanwaltschaft OÖ Recherche zum ex-lege-Lebensraumschutz, Projektbegutachtung, Strategieentwicklung, Teilnahme an Besprechungen/Verhandlungen
Mai - Dezember	2013	Cocktailbar Meeru
August/September	2012	Biologiezentrum Linz Datenbankpflege

September	2011	Biologiezentrum Linz Erstellung von Inventurlisten der zoologischen Sammlungen
August	2011	ICON Wirtschaftstreuhand GmbH Sekretariatstätigkeiten, administrative Unterstützung, Abwicklung der täglichen Korrespondenz
seit Oktober	2010	Stargate Group Promotiontätigkeiten
Februar	2010	Tierarztpraxis Dr. Scharizer Praktische tierärztliche Tätigkeiten, Assistenz bei der Freilandarbeit
August	2008	voestalpine AG Sekretariatstätigkeiten, administrative Unterstützung, Abwicklung der täglichen Korrespondenz
August	2007	voestalpine AG Sekretariatstätigkeiten, administrative Unterstützung, Abwicklung der täglichen Korrespondenz
Juli	2006	voestalpine Stahl GmbH Sekretariatstätigkeiten, administrative Unterstützung, Abwicklung der täglichen Korrespondenz
März	2006	Casino Austria Linz Administrative Tätigkeiten, Vorbereiten einer Veranstaltung, Telefonischer Kontakt mit den Bürgermeisterinnen der oberösterreichischen Gemeinden

Persönliche Fähigkeiten und Kompetenzen

Fremdsprachenkenntnisse	Englisch (Wort und Schrift) Französisch (Grundkenntnisse) Latein (Grundkenntnisse)
Computerkenntnisse	Microsoft Office Programme SAP (Grundkenntnisse) Geoinformationssysteme (ArcGis)
Persönliche Interessen	Reitsport Ehrenamtliche Tätigkeit im Reit-Therapie-Zentrum Steckenpferd Linz Ebelsberg Beach Volleyball Wintersport

 Datum

 Unterschrift